



BUND-LÄNDER
MESSPROGRAMM



M e e r e s u m w e l t 1 9 9 4 – 1 9 9 6

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 Seeschiffahrt 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
Marx & Haase, Hamburg

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 (2000), Meeresumwelt 1994 - 1996, Heft 2.
© Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg und Rostock

MESSPROGRAMM

MEERESUMWELT

Zustandsbericht 1994 - 1996
für
Nordsee und Ostsee

1	Vorwort	5
	Nordsee	7
2	Ozeanographische Situation	8
3	Untersuchungen zur Eutrophierung	10
31	Belastung mit Nährstoffen	10
32	Phytoplankton - Untersuchungen	17
33	Makrozoobenthos - Untersuchungen	19
4	Belastung mit Spurenmetallen	24
41	Wasser - Untersuchungen	24
42	Organismen - Untersuchungen	28
43	Sediment - Untersuchungen	34
5	Belastung mit organischen Schadstoffen	40
51	Wasser - Untersuchungen	40
52	Organismen - Untersuchungen	44
53	Sediment - Untersuchungen	52
6	Fischkrankheiten	54
7	See- und Küstenvögel bei Helgoland	63
8	Sauerstoffmangel: Gefahr für das marine Ökosystem Beispiel Ostfriesisches Wattenmeer	64
➤ Meer Lesen		66

	Ostsee	71
9	Ozeanographische Situation	72
10	Untersuchungen zur Eutrophierung	75
101	Belastung mit Nährstoffen	75
102	Phytoplankton in der Ostsee	82
103	Zooplankton - Untersuchungen	90
104	Makrozoobenthos - Untersuchungen	93
105	Makrophyten - Untersuchungen	97
11	Belastung mit Spurenmetallen	103
111	Wasser - Untersuchungen	103
112	Sediment - Untersuchungen	106
113	Organismen - Untersuchungen	114
12	Belastung mit organischen Schadstoffen	120
121	Wasser - Untersuchungen	120
122	Sediment - Untersuchungen	125
123	Organismen - Untersuchungen	129
13	Fischkrankheiten	134
14	Bestandsuntersuchungen	139
141	Flussbarsche (<i>Perca fluviatilis</i>) an der mecklenburg-vorpommerschen Küste	139
142	Indikatorarten der See- und Küstenvögel	140
15	Sauerstoffmangel: Gefahr für das marine Ökosystem Beispiel Kieler Bucht	143
➤ Meer Lesen		146

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 Seeschiffahrt 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 über eingekommen, 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, dass BLMP hat im gesamten Küstenbereich, soweit es Salzwasser berührt, die Überwachungsanforderungen der zukünftigen 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.

Im neuen BLMP soll auch die Information der Öffentlichkeit über die Ergebnisse der Messungen in den Vordergrund rücken. Die Berichte über das alte BLMP, der letzte erschien für den Zeitraum 1992/1993, boten im wesentlichen Tafeln ausgewählter Überwachungsdaten, die mit knappen wissenschaftlichen Kommentaren angereichert waren. Erstellt wurden diese Berichte durch das Niedersächsische Landesamt für Ökologie.

Mit der Einrichtung eines Sekretariats für das neue BLMP, wahrgenommen durch das Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie in Hamburg (BSH), stehen nun Ressourcen für eine regelmäßige und umfangreichere Berichterstattung an die Öffentlichkeit zur Verfügung. Beispiele sind die Publikation einer Broschüre mit den Grundzügen, Messgrößen und Stationslisten des Programms in Nord- und Ostsee ("MESSPROGRAMM AB 1999"), die Präsentation des aktuellen Jahresmessprogramms im Internet (www.bsh.de/Meeresumweltschutz/BLMP/) und ein Flyer mit allgemeinen Informationen über das BLMP.

Daneben hatte es sich das Sekretariat zur Aufgabe gemacht, die aus der Zeit des alten BLMP ausstehenden Ergebnisberichte der Jahre 1994 bis 1996 nachzuholen. Mit dem hier vorliegenden Heft wird soll – noch nicht perfekt - weniger der Aktualität denn der

Chronistenpflicht genüge getan werden. Allerdings unterscheidet sich dieses Heft bereits von den alten Berichten, dahingehend, dass zum ersten Mal ein gemeinsamer Bericht über den Umweltzustand von Nordsee und Ostsee vorgelegt wird. Des weiteren werden nicht mehr Zahlentafeln, sondern textliche Darstellungen präsentiert. Die Menge der Messdaten hat in den vergangenen 10 Jahren durch steigende nationale und internationale Anforderungen einen Umfang genommen, der gedruckte Tabellen nicht mehr erlaubt. An Messwerten interessierte Personen werden hiermit an die Meeresumweltdatenbank MU-DAB im BSH verwiesen, wo die Daten des BLMP über das Internet erhältlich sind (www.bsh.de/Meereskunde/DOD/).

Besonderer Dank gilt Dipl. Biol. Barbara Frank, die das Material für diesen Bericht zusammengetragen hat.

Hamburg, im Herbst 2000

Meeresumwelt 1994 - 1996

NORDSEE

2 Ozeanographische Situation

Grundsätzlich lassen sich in der Deutschen Bucht drei generelle hydrographische Zonen unterscheiden: die Flussmündungen mit den niedrigsten Salzgehalten und sehr hohen Schwebstoffkonzentrationen, das Küstenwasser einschließlich des Wattenmeeres mit stark schwankenden Salzgehalten bis 31 und relativ trübem Wasser, und seewärts davon das Wasser der äußeren Deutschen Bucht mit weniger stark schwankenden Salzgehalten und relativ klarem Wasser. Letzteres nimmt den größten Teil des deutschen Festlandsockels ein und wird stark von dem Wassereintrag aus dem Atlantik beeinflusst. Die Lage der Zonen ist nicht stationär; sie wird von den jeweils vorherrschenden meteorologischen Situationen beeinflusst.

In ruhigen Witterungsphasen kann es in Teilen der Deutschen Bucht zur Bildung von vertikalen Schichtungen durch die Überlagerung von Wassermassen mit deutlich verschiedenen Salzgehalten kommen. Diese werden jedoch verhältnismäßig leicht während Starkwindperioden wieder aufgelöst. In den größeren Ästuaren, wie dem der Elbe, tritt ebenfalls eine vertikale Salzgehaltsschichtung auf.

Das Jahr 1994 war in der Deutschen Bucht durch einen intensiven Wechsel von niedrig-salinem Küstenwassereinfluss und salzreicherem Wasser aus der äußeren Deutschen Bucht

gekennzeichnet. Die niedrigsten Salzgehalte wurden im April als Folge von verstärktem Süßwassereintrag beobachtet. Gleches gilt für das Jahr 1995; jedoch war hier die Phase der sommerlichen Salzgehaltserniedrigung weniger variabel als im Vorjahr. Das Jahr 1996 zeigte über den gesamten Jahresverlauf geringen Süßwassereinfluss und relativ konstante hydrographische Verhältnisse in der Deutschen Bucht.

Die Entwicklung der hydrographischen Lage der Deutschen Bucht im Zeitraum 1994 bis 1996 lässt sich besonders gut mit den Ergebnissen der werktäglichen Salzgehaltmessungen an der Dauermessstation Helgoland Reede verdeutlichen (Abb.1). Diese Station liegt in dem Bereich, in dem sich die ozeanographische Front zwischen dem Küstenwasser und dem Wasser der äußeren Deutschen Bucht je nach meteorologischer Situation bewegt. Dadurch geben die Helgoländer Messwerte einen guten Hinweis auf die jeweils herrschende meteorologisch-ozeanographische Situation in der Deutschen Bucht. In den Wintermonaten, wenn überwiegend westliche Winde salzreiches Wasser aus der offenen Nordsee tief in die Deutsche Bucht drücken, werden die höchsten Salzgehalte gemessen. In den windärmeren Sommermonaten hingegen dringt Küstenwasser mit niedrigen Salzgehalten weit über Helgoland nach Nordwesten vor.

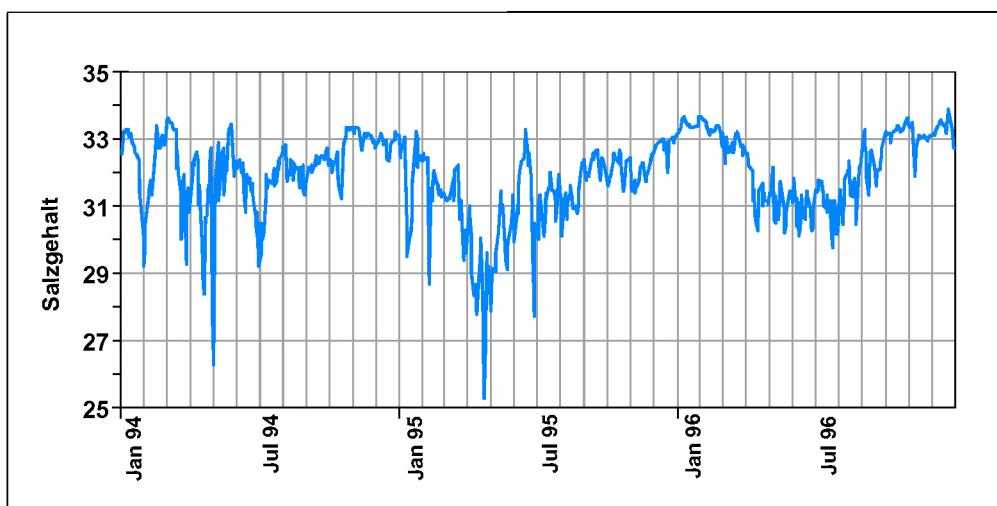


Abb. 1: Jahresgang des Salzgehaltes im Zeitraum 1994 - 1996 an der Messstation Helgoland Reede.

Lokal bedeutsame Entwicklungen fanden an der ostfriesischen Küste statt. Im Januar und Februar 1995 war es durch eine längere Periode mit südlichen Winden zu einem Export von Wasser aus dem Wattenmeer bzw. einem stärkeren Zufluss von Wasser aus dem Ems-Ästuar in den Bereich der Messstation Norderney gekommen, und damit dort zu einer deutlichen Absenkung des Salzgehaltes (Abb. 2).

Im Winter 1995/96 führte starker Frost zu massiver Eisbildung im Wattenmeer, wobei in Gezeitentümpeln durch den Ausfrierungsprozess Salzgehalte bis 40 auftraten. Dementsprechend waren auch zu dieser Zeit im Bereich der Inseln die Salzgehalte vergleichsweise hoch. Die Trockenheit des Jahres 1996 mit niedrigen Flusswassereinträgen führte über das gesamte Jahr zu einem relativ hohen sommerlichen Salzgehalt in der Deutschen Bucht.

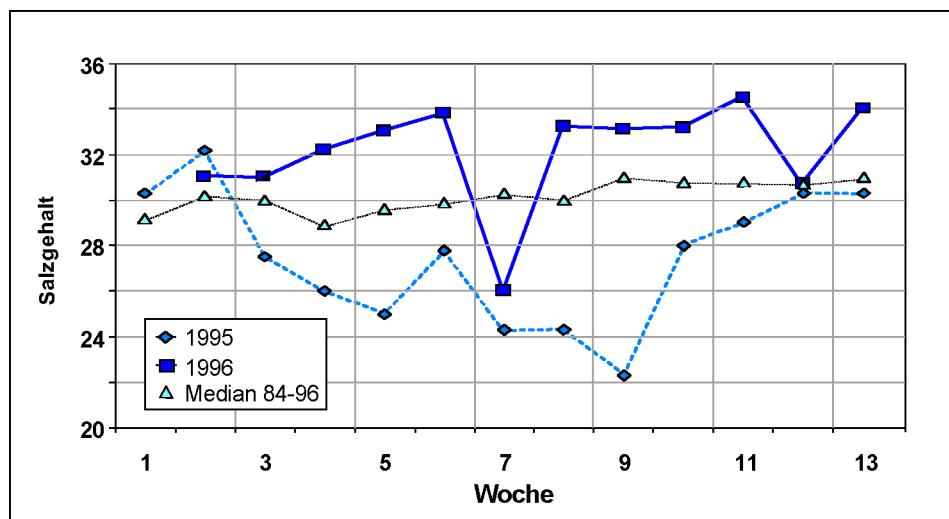


Abb. 2: Gänge des Salzgehaltes an der Station Norderney in den ersten 13 Wochen der Jahre 1995 und 1996. Weiterhin ist der langjährige Median über diesen Zeitraum dargestellt.

Das Jahr 1994 war bei einer Durchschnittstemperatur von ca. 10°C das viertwärmste seit Beginn regelmäßiger meteorologischer Messungen. Herausragend war der sehr warme Sommer, dessen Juli eine Reihe von Rekorden brach.

Die Niederschlagsmengen zeigen mit 1000 mm im Hamburger Raum und 557 mm am Kap Arkona auf Rügen ein deutliches West-Ost-Gefälle. Das Jahr war überall zu nass, besonders große Niederschlagsmengen summierten sich im Januar, März, August und Dezember; während der Juli und der November zu trocken waren.

Die Temperaturen der Wasseroberfläche in der Nordsee waren bis einschließlich Juni geringfügig zu kalt (verglichen mit den Jahren 1971-1993); der Temperaturanstieg von Juni auf Juli übertraf mit 4,2°C den sonst üblichen Anstieg um den Faktor 2 und führte damit zu einer deutlichen positiven Temperaturanomalie, die,

dann in abgeschwächter Form, bis in den September andauerte.

Das Jahr 1995 war mit Mitteltemperaturen zwischen 8,5 und 10,0°C im Vergleich zu den vieljährigen Mittelwerten um 0,5 bis 1,0°C zu warm. Februar, Juli, August und Oktober ragten mit positiven Temperaturabweichungen von teilweise bis zu 3°C heraus, während die Monate Juni mit ca. 1°C und vor allem November und Dezember mit maximal bis zu 4,5°C eine negative Anomalie aufwiesen. Das ganze Jahr war mit einer überdurchschnittlichen Sonnenscheindauer (10 bis 20% Überschreitung) gekennzeichnet, wobei die Erwartungswerte für Juli und August um 30 bis 50% übertroffen wurden.

Jahresniederschläge zwischen 825 mm auf Norderney (7% Überschuss) und 425 mm am Kap Arkona auf Rügen (18% Defizit) verdeutlichen das Ost-West-Gefälle. Besonders niederschlagsreich waren die ersten drei Mo-

nate des Jahres sowie der September. Dagegen fielen die drei letzten Monate und der Juli und August erheblich zu trocken aus.

Die jahreszeitliche Entwicklung der Mitteltemperaturen der Nordsee im Winter und Frühjahr verlief weitgehend normal verglichen mit den Temperaturen des Zeitraums 1971-1994; im Juni lag die Temperatur ähnlich wie im Vorjahr extrem niedrig. Diese Kälteanomalie wurde wie in 1994 durch eine extreme Erwärmung aufgelöst, wobei der Temperaturanstieg im Juli gegenüber dem Vormonat mit 3,9°C den sonst üblichen Anstieg um einen Faktor 2 übertraf. Die Wärmeanomalie dauerte bis in die dritte Augustdekade an und war bis Ende November noch nicht abgebaut.

Das Jahr 1996 war mit Mitteltemperaturen zwischen knapp 7,0°C und 8,0 °C im Vergleich zu den vieljährigen Mittelwerten (1961 bis 1990) um 1,0°C zu kalt. Besonders markante Temperaturabweichungen ergaben sich von Januar bis März sowie im Mai, September und Dezember. Der Winter 1995/96 zeichnete sich durch eine außergewöhnlich lange Kälteperiode aus; es war der längste Winter seit 33

Jahren. Der April hingegen war überdurchschnittlich warm und ebenso der August.

Jahresniederschläge zwischen 430 mm und knapp 700 mm (List auf Sylt) bedeuten lediglich 65 - 90% der Normalwerte. Insbesondere das erste Halbjahr war viel zu trocken.

In der Nordsee waren 1996 die ozeanographischen Verhältnisse durch einen kalten Winter und durch verminderte Frühjahrserwärmung geprägt. Die Nordseetemperaturen lagen ab Jahresbeginn über Monate hinweg fast überall um mehr als 1 - 3°C unter den langjährigen Mittelwerten. Die jahreszeitliche Entwicklung der mittleren Oberflächentemperatur verlief äußerst ungewöhnlich. Die Nordsee kühlte sich von 10°C Anfang Dezember (1995) auf 4°C Ende Februar ab und blieb bis in den Juli extrem kalt. Im März, Mai und Juni wurden Rekord-Tiefsttemperaturen erreicht. Erst die hochsommerliche Witterung im August führte zu Erwärmungsraten, die 200 – 300% über dem üblichen Anstieg lagen, und damit zum vollständigen Abbau der Kälteanomalie.

3 Untersuchungen zur Eutrophierung

3.1 Belastung mit Nährstoffen

Die Freisetzung von Nährstoffen durch Landwirtschaft, kommunale und industrielle Abwasser sowie durch Verbrennungsprozesse hat zu verstärkten Nährstoffeinträgen und nachfolgend zu Veränderungen im trophischen Zustand der Deutschen Bucht geführt. Der vom Menschen verursachte Anteil an den winterlichen Nährstoffkonzentrationen wird mit 50 bis 70% abgeschätzt. Seit 1987 gehört zu den umweltpolitischen Zielen der Nordsee-Anrainerstaaten, diesen Eintrag deutlich zu verringern, um die damit verbundenen Hypertrophie-Erscheinungen auf den geringerbelasteten Naturzustand zurückzuführen.

Neben gelöstem Kohlendioxid sind Nährstoffe wie Phosphor- und Stickstoffverbindungen sowie Silikat für das Leben im Meer von grundlegender Bedeutung. Ihre Konzentrationen werden durch die Einträge von Land, vom Wasseraustausch mit dem Wattenmeer und

von biologischen Prozessen wie Algenproduktion und deren Remineralisation gesteuert. Dabei entstehen charakteristische Jahresgänge mit Konzentrationsmaxima in den Herbst- und Wintermonaten und Minima im Sommer. Die Jahresgänge weisen regional typische Unterschiede auf.

Bei der Bewertung von Belastungszuständen ist der Vermischungsgrad von Meerwasser mit Flusswasser zu beachten und deswegen ist die Kenntnis der ozeanographischen Situation zum Zeitpunkt der Beprobung von Bedeutung. Dies erfolgt durch die Bestimmung des Salzgehalts.

Zur Untersuchung der aktuellen Belastung mit Nährstoffen und deren Langzeitentwicklung werden im BLMP zwei Strategien angewendet. Zum einen finden Messungen in den zentralen Wintermonaten Januar-Februar statt, da

hier die Nährstoffkonzentrationen am wenigsten von biologischen Prozessen beeinflusst werden; hierbei werden Stationsnetze einmalig oder auch mehrfach beprobt. Ein neuerer Untersuchungsansatz berücksichtigt hingegen den gesamten Jahreszyklus für die Bewertung des trophischen Zustandes der Deutschen Bucht und ihrer Küstengewässer. Diese Messungen werden mit täglicher bis monatlicher Beprobungsfrequenz auf einigen wenigen Stationen durchgeführt.

Mit zunehmendem Abstand von den Flussmündungen und der Küste wird der in der Regel höherbelastete Flusswasseranteil mit Meerwasser verdünnt und demzufolge verringern sich die Nährstoffkonzentrationen in seewärter Richtung. Die Vermischung von Süßwasser mit Meerwasser wird in der Deutschen Bucht im Wesentlichen durch Wind und Gezeiten verursacht, wodurch zeitlich und räumlich eine starke Dynamik entsteht.

Stickstoff-Verbindungen

Stickstoffverbindungen mit Auswirkung auf die Bioproduktivität im Meer sind die anorganischen Verbindungen Nitrit (NO_2), Nitrat (NO_3) und Ammonium (NH_4), sowie eine ganze Anzahl organischer Verbindungen wie

z.B. Aminosäuren und Aminozucker. Für die Förderung des Algenwachstums sind im wesentlichen die anorganischen Ionen von Bedeutung; organische Verbindungen werden eher von Bakterien genutzt. Nitrat zeigt im Meer die weitaus höchsten Konzentrationen aus dieser Stoffgruppe, Nitrit ist ein Übergangsprodukt mit deutlich niedrigeren Konzentrationen, ebenso Ammonium.

Nitrit und Nitrat

Die Konzentrationen des Nitrats sind in der Deutschen Bucht etwa zwei Größenordnungen höher als die des Nitrits. Im Monitoring werden diese beiden Stickstoffoxide deshalb in der Regel als Summe angegeben. Nitrat und Nitrit zeigen einen ausgeprägten Jahresgang mit winterlichem Maximum und dem Minimum im Sommer.

Flüsse sind eine wesentliche Eintragsquelle für diese beiden Stoffe; demzufolge finden sich regional die höchsten Konzentrationen in den Ästuaren und im Küstenwasser. In den Jahren 1994 – 1996 lagen die Konzentrationen in den Ästuaren im Mittel bei etwa 150 $\mu\text{mol/l}$ im Eider-Ästuar, um 300 $\mu\text{mol/l}$ im Weser-Ästuar und 350 $\mu\text{mol/l}$ im Dollart.

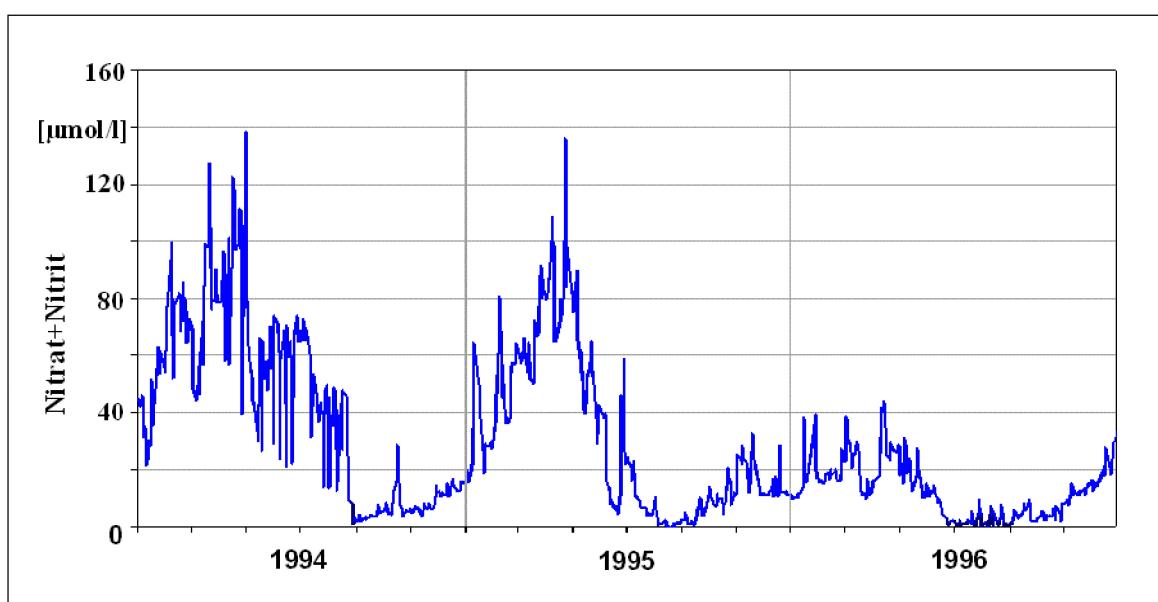


Abb. 3: Jahresgang der Nitrat+Nitrit-Konzentration im Zeitraum 1994-1996 an der Messstation Helgoland Reede

Im Küstenwasser traten in Abhängigkeit vom Flusswasseranteil starke Schwankungen auf. Die maximalen winterlichen Konzentrationen

des Zeitraums 1994 - 1996 lagen zwischen 23 und 150 $\mu\text{mol/l}$ (Abb. 3); nur im Winter 1993/94 lag an der Messstelle Norderney der

Wert außergewöhnlich hoch bei ca. 300 $\mu\text{mol/l}$. Die nördliche nordfriesische Küste zeigte durch einen starken Einfluss von hochsalinem Wasser geringere Nitratkonzentrationen (60–80 $\mu\text{mol/l}$) als das übrige Küstenwasser.

In der offenen Deutschen Bucht jenseits des Küstenwassers beobachtete man bei den Januarbeprobungen im Mittel Werte zwischen 10 und 50 $\mu\text{mol/l}$, je nach Küstenabstand.

Eine nähere Betrachtung der ersten beiden Monate der Jahre 1995 und 1996 zeigt, dass die Nährstoffsituationen im küstennahen Bereich sehr stark von der meteorologischen Lage im Beobachtungszeitraum beeinflusst werden. Die Messstelle Norderney lag im Jahr 1995 auf Grund länger andauernder südlicher Winde ab Mitte Januar (4. Woche) im Einflussbereich von niedrigsalinem Wasser aus dem Wattenmeer (s. Abb. 2); dementsprechend waren die Gehalte von Nitrat und Nitrit relativ hoch (Abb.4). In den Monaten Januar und Februar des Jahres 1996, in denen in weiten Teilen des Wattenmeeres Eisgang auftrat, hielt sich überdurchschnittlich salziges Wasser an der Messstelle auf; dementsprechend waren die Nährsalzkonzentrationen niedrig.

Ammonium

Ammonium tritt im Meer in höheren Konzentrationen im Winter und unter sommerlichen, stark sauerstoffverarmten Bedingungen auf. In Flüssen und Ästuaren können die Konzentrationen auf Grund von schlechter Sauerstoffversorgung und intensiver Nutztierhaltung im Einzugsgebiet sehr hoch werden (s.u.: ca. 95 $\mu\text{mol/l}$ im Jahr 1996 sowohl im Ems-Ästuar als auch im Weser-Ästuar bei Hemelingen).

Regional finden sich die höchsten Konzentrationen in den Flussmündungen und den Ästuaren. In der Ems lagen im Berichtszeitraum die Jahresmittel-Konzentrationen unter 3,5 $\mu\text{mol/l}$, im Maximum bei ca. 95 $\mu\text{mol/l}$. Die Weser zeigte in den Jahren 1994 und 1995 ein relativ gleichförmiges Verhalten mit Ammoniumkonzentrationen um 10 $\mu\text{mol/l}$ im Jahresmittel. Im Jahr 1996 lagen die Mittelwerte zwei- bis dreimal so hoch. In diesem Größenbereich befanden sich auch die Werte vor der Eidermündung.

Im Küstenwasser hängt die Konzentration des Ammoniums stark von den vorherrschenden

hydrographischen Bedingungen und der Zufuhr aus dem Sediment (Remineralisation) ab. Die Jahresgänge sind deshalb im Küstenwasser nicht so deutlich, weil über das ganze Jahr reichlich Ammonium nachgeliefert wird. Phasen mit niedrigerem Salzgehalt zeigen deshalb in den Sommermonaten relativ hohe Ammoniumgehalte. Die Dauermessstellen Norderney, Wilhelmshaven und Helgoland Reede zeigen im Berichtszeitraum stark schwankende Verhältnisse an, mit Maximalwerten von knapp 30 $\mu\text{mol/l}$ im Spätherbst 1994 bei Norderney. Im Mittel lagen die Winterwerte zwischen 5 – 15 $\mu\text{mol/l}$, in den Sommermonaten wurden in Phasen erhöhter Salinität des öfteren die analytische Nachweigrenze unterschritten.

Jenseits des Küstenwassers waren die Ammoniumkonzentrationen naturgemäß sehr niedrig. Selbst in den Wintermonaten wurden Konzentrationen von 10 $\mu\text{mol/l}$ nicht erreicht. Die niedrigsten Winter-Konzentrationen, um 0,2 $\mu\text{mol/l}$, wurden in der äußeren Deutschen Bucht gemessen. Auf Grund der schwachen biologischen Produktion im küstenfernen Bereich der Deutschen Bucht bleiben in den Sommermonaten Restkonzentrationen bestehen.

Langzeitentwicklung

Die Bewertung einer langzeitlichen Entwicklung von Konzentrationen wird in der Deutschen Bucht durch die große Variabilität der hydrographischen Verhältnisse sehr erschwert. Zur Vereinfachung werden deshalb konventionell die Nährstoffgehalte aus einem definierten Seegebiet und einem möglichst engen Zeitraum auf einen festen Salzgehalt, in der Regel 30, normiert.

In der Langzeitentwicklung der winterlichen normierten anorganischen Stickstoffkonzentrationen erkennt man, dass in der offenen Nordsee seewärts des Küstenwassers während der letzten 10 Jahre kaum Veränderungen eingetreten sind (Abb.5). Im ostfriesischen Küstenwasser, repräsentiert durch die Station Norderney, ist deutlich eine abnehmende Tendenz zu beobachten.

Auffällig ist der starke Wiederanstieg der salzgehaltsnormierten Stickstoffwerte im Jahr 1996 bei Norderney auf fast den doppelten Wert des Vorjahres (Abb.6). Offensichtlich

hatte das salzreichere Wasser, das im Januar des Eiswinters 1995/96 an der Station Norderney vorlag, eine relativ höhere Stickstoff-

Belastung als das Januar-Wasser des Vorjahres. In der offenen Deutschen Bucht ließ sich dieser Effekt offenbar nicht beobachten.

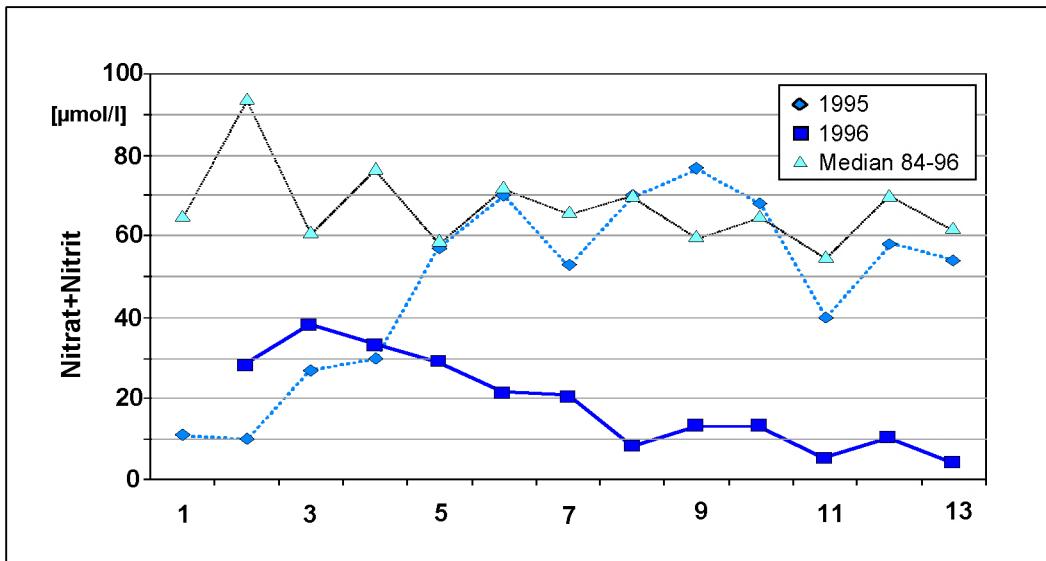


Abb. 4: Gänge der Nitrat+Nitrit-Konzentrationen an der Station Norderney in den ersten 13 Wochen der Jahre 1995 und 1996 sowie des langjährige Medians.

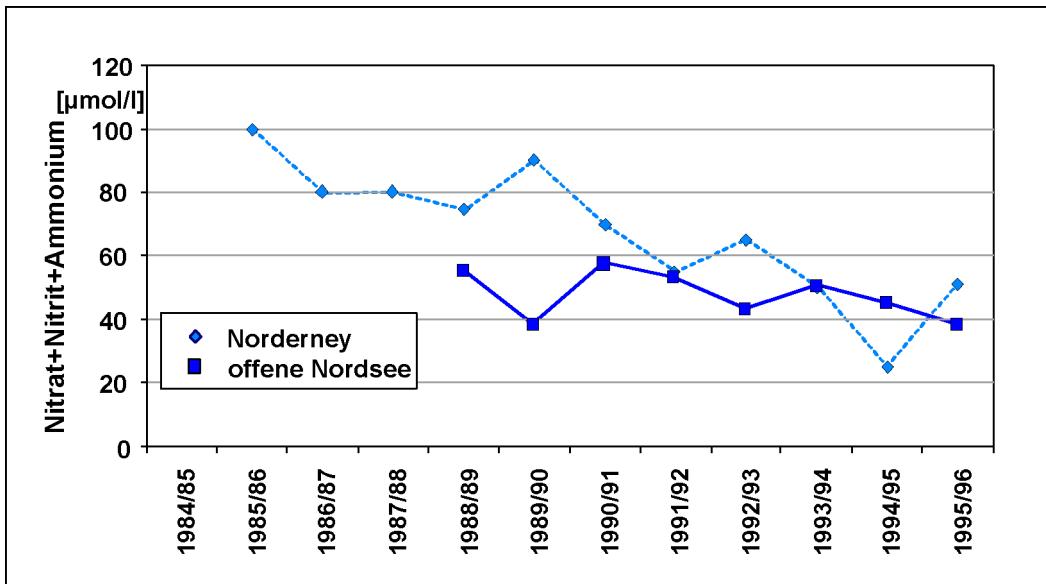


Abb. 5: Gänge von winterlichen Konzentrationen der gelösten anorganischen Stickstoff-Verbindungen bei einem Salzgehalt von 30 in der offenen Nordsee und an der Station Norderney.

Insgesamt wiesen die Jahre 1994 und 1995 keine ungewöhnliche Entwicklung auf. Der extrem kalte und trockene Winter 1995/96 brachte für die langsam geringer werdende

Stickstoffbelastung der ostfriesischen Küste einen Rückschlag, wobei jedoch die bekannte Schwankungsbreite nicht überschritten wurde.

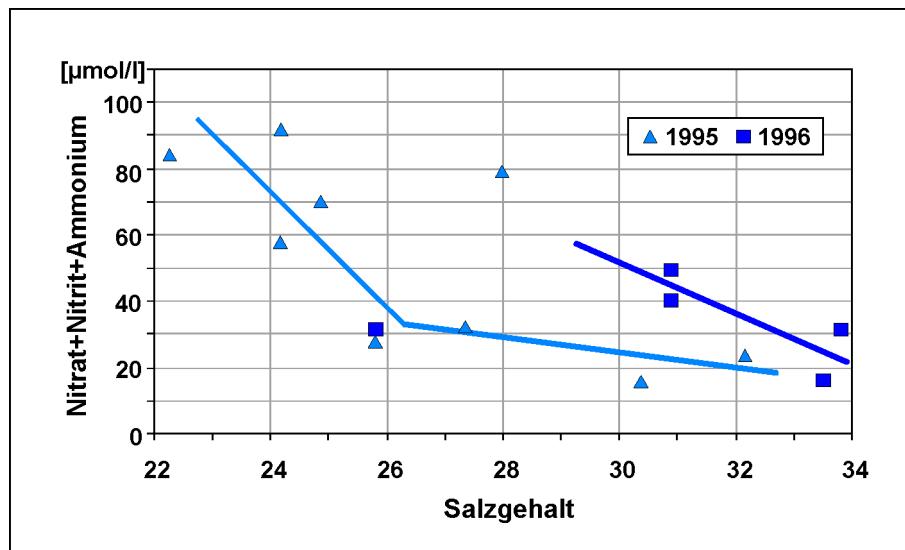


Abb. 6: Korrelationen zwischen den Januar-Konzentrationen der gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen und den dazugehörigen Salzgehalten aus den Jahren 1995 und 1996 an der Station Norderney.

Phosphor-Verbindungen

Phosphorverbindungen sind die zweite wichtige Nährstoffgruppe im biologischen Kreislauf des Meeres. Die Phosphorkonzentrationen sind etwa eine Größenordnung niedriger als die der Stickstoffverbindungen. Im Meer sind anorganische Phosphat-Ionen (PO_4) und organische Phosphorverbindungen von Bedeutung. In der Vegetationsperiode werden die Konzentrationen stark vom Algenwachstum beeinflusst. Die Jahresgänge sind denen der Stickstoffverbindungen ähnlich, jedoch treten in den zeitlichen Verläufen regionale Unterschiede auf.

In den Flussmündungen der deutschen Nordseeküste nehmen die Phosphorgehalte zur offenen See hin ab, da die höheren Konzentrationen des Flusswassers sich zunehmend mit geringer belastetem Meerwasser vermischen. In der Weser sind die Phosphor-Konzentrationen an der seewärtigsten Messstation Bremerhaven relativ hoch, da sich diese Station im landwärtigsten Teil der ästuarien Trübungswolke befindet, wo P-Gehalte durch Remineralisation generell relativ hoch sind.

Im Berichtszeitraum lagen die Mittelwerte der Orthophosphat-Konzentrationen bei etwa 3 $\mu\text{mol/l}$. Maximale Orthophosphat-Konzentrationen waren im Ems/Dollart-Bereich ca. 8 $\mu\text{mol/l}$, im Jadebusen 4 $\mu\text{mol/l}$, in der Weser 6 $\mu\text{mol/l}$ und im Eider-Ästuar 3 $\mu\text{mol/l}$. Beim Gesamtphosphorgehalt herrschen beträchtliche kurzfristige Schwankungen vor, so dass die Angaben von statistischen Kennziffern wenig aussagekräftig sind.

Im Küstenwasser, mit Salzgehalten bis ca. 31, werden die Phosphat-Konzentrationen durch die Jahresgänge der intensiven Algenproduktion und die rasch wechselnden hydrographischen Bedingungen beeinflusst. Die winterlichen Phosphat-Werte lagen im Mittel zwischen 1 und 2 $\mu\text{mol/l}$, wobei sich die Gehalte der Station Helgoland Reede am unteren Rand des Konzentrationsbereiches befanden (Abb.7) und die bei Norderney am oberen Rand (Abb.8).

Entlang der nordfriesischen Küste nahmen die Werte mit zunehmender Entfernung von der Elbmündung ab und erreichten bei Sylt Werte der offenen Nordsee.

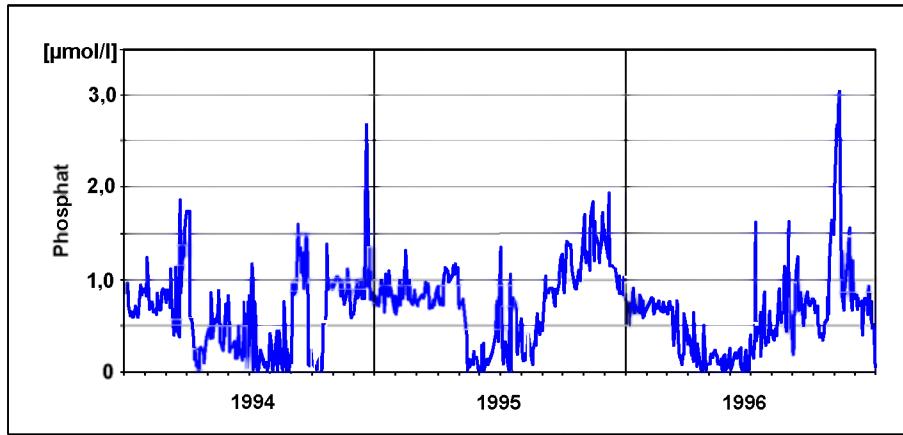


Abb. 7: Gang der Orthophosphat-Konzentrationen im Zeitraum 1994 - 1996 an der Messstation Helgoland Reede

Die an der Station Norderney gemessenen Phosphat-Werte der ersten drei Monate der Jahre 1995 und 1996 geben ein Beispiel für den Einfluss der meteorologisch-ozeanographischen Einflüsse auf die Konzentrationsverläufe (Abb.8). Der Konzentrationsanstieg zu Beginn des Februars 1995 ist mit einem Wechsel der vorherrschenden Windrichtung von West auf Süd zu erklären. Westliche Winde transportieren salzigeres Wasser mit geringeren Phosphatkonzentrationen zur

Messstation. Bei südlichen Winden wird Wasser mit höheren Phosphat-Gehalten aus dem Wattenmeer, bzw. dem Ems-Ästuar in den Bereich der Station gedrückt. Allgemein jedoch, d.h. im langjährigen winterlichen Mittel, herrschen an dieser Messposition Konzentration des Küstenwassers, bzw. der offenen See vor. Der Eisgang Anfang 1996 hatte vermutlich keine Auswirkungen auf die Phosphatkonzentrationen.

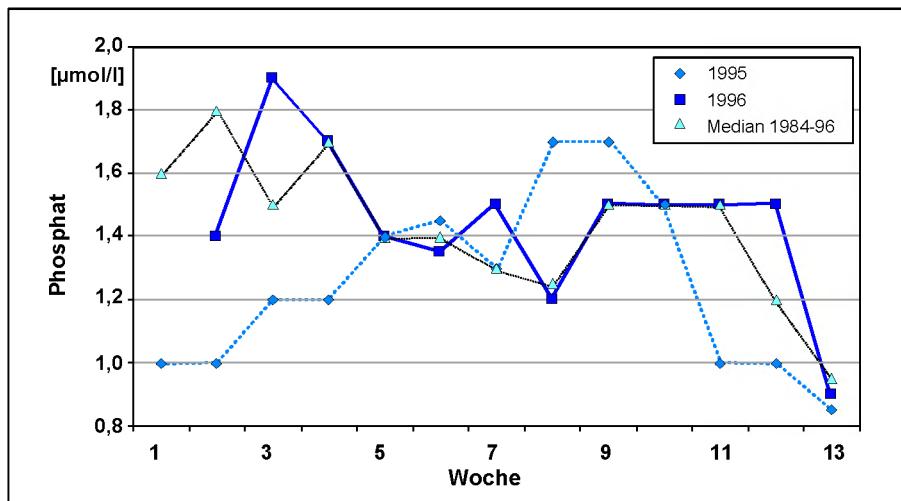


Abb. 8: Gänge der Orthophosphat - Konzentration an der Station Norderney in den ersten 13 Wochen der Jahre 1995 und 1996. Weiterhin ist der langjährige Median über diesen Zeitraum dargestellt.

In der Deutschen Bucht jenseits des Küstenwassers werden die Messungen im Zuge einer einmaligen Beprobung Ende Januar/Anfang Februar vorgenommen. Dabei ergaben sich im Berichtszeitraum Phosphatkonzentrationen

von 0,5 bis 1,5 µmol/l; die Konzentrationen des Gesamtporphors lagen zwischen 0,7 und 2 µmol/l.

Im Jahresverlauf treten maximale Phosphatkonzentrationen normalerweise in den Monaten Januar und Februar auf. Seit den fünfziger Jahren erscheint in der Deutschen Bucht das Maximum des Jahresganges bereits im Spätherbst; den Winter über bleiben die Konzentrationen relativ hoch.

Räumlich tritt dieses Maximum zuerst im unmittelbaren Küstenbereich auf. In den daraufliegenden zwei bis drei Monaten verschiebt es sich dann von der Küste seewärts bis an den nordwestlichen Rand der Deutschen Bucht. Dieser Zustand trat zuerst vor dem niederländischen Wattenmeer auf und bewegte sich dann in Richtung Dänemark.

Als Ursache wird angenommen, dass im Spätherbst aus dem Wattenmeer große Mengen von Phosphat in das Küstenwasser abgegeben werden, die aufgrund des zu dieser Zeit fehlenden Planktons nicht in Biomasse umgewandelt werden. Stickstoffverbindungen werden größtenteils denitrifiziert, bevor sie das offene Meer erreichen. Diese Verschiebung

des Phosphatmaximums wird als eine Auswirkung der starken Überdüngung des Meeres angesehen.

Langzeitentwicklung

Wie im Fall der Stickstoffverbindungen wird die langzeitliche Phosphatentwicklung bei einem bestimmten Salzgehalt betrachtet. Dabei zeigt sich, dass die Phosphatbelastung in der Deutschen Bucht zwischen 1990 und 1995 kontinuierlich abgenommen hat (Abb.9). Diese Abnahme steht in Übereinstimmung mit den Ergebnissen von Daueruntersuchungen in anderen Teilen der südlichen Nordsee, wie z.B. an der niederländischen Küste. Im Eiswinter 1995/95 stiegen die Konzentrationen hingegen wieder um ca. 50 % an. Inwieweit der Wiederanstieg auf verstärkte Einträge von Land bzw. aus dem Wattenmeer oder auf natürliche, meteorologisch-hydrographische Ursachen zurückzuführen ist, bleibt gegenwärtig unklar.

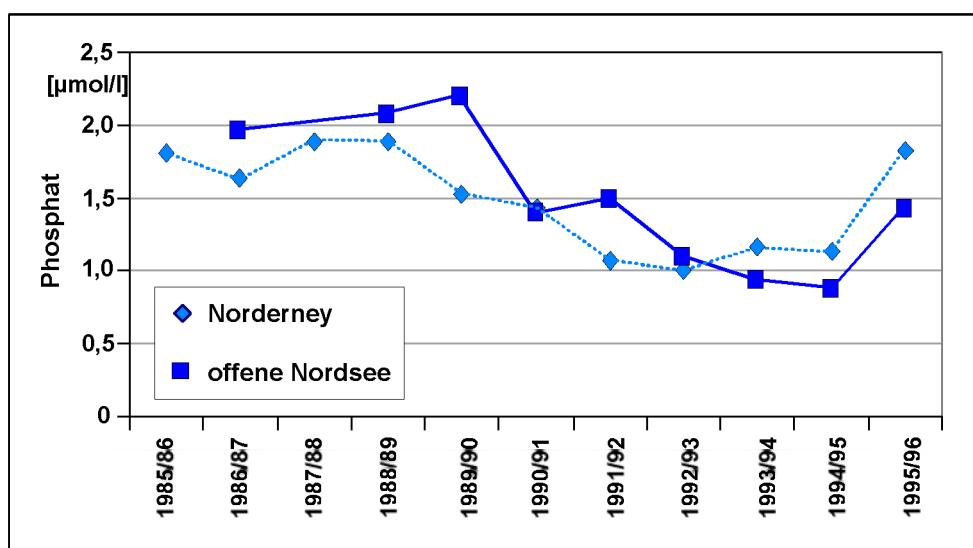


Abb 9: Winterliche Konzentrationsgänge des Orthophosphats bei einem Salzgehalt von 30 in der offenen Nordsee und an der Station Norderney.

32 Phytoplankton - Untersuchungen

Die typische Abfolge der Phytoplanktonbestände während eines Jahres (Sukzession) beginnt an der Nordseeküste mit einer Frühjahrsblüte der Diatomeen. Abhängig vor allem vom Lichtklima (Lichteinstrahlung und Trübung) kann sich diese Frühjahrsblüte bereits im Februar, im Allgemeinen jedoch im März bis April entwickeln. In der Übergangszeit zwischen Frühjahr und Sommer dominieren unterschiedliche, kleine Flagellaten die Phytoplanktonpopulation (keine Dinoflagellaten). In den Nordseeküstengewässern durchläuft zu dieser Zeit die kolonienbildende Schaumalge *Phaeocystis globulosa* ihre Hauptentwicklung. Während des Sommers dominieren in der offenen See vor allem die Dinoflagellaten, in den Küstengewässern hingegen können vermehrt Diatomeen auftreten. Die vorwiegend durch Dinoflagellaten gebildeten Rote Tiden kommen typischerweise im Sommer vor. Bis weit in den Herbst hinein können sich weitere Algenblüten anschließen, häufig werden diese erneut von Diatomeen gebildet.

Im Bereich der niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Nordseeküste werden während der Vegetationsperiode regelmäßige Planktonbeobachtungen durchgeführt, um Massenentwicklungen von vor allem schaumbildenden oder toxischen Algen frühzeitig zu erkennen.

Im Allgemeinen waren die Jahre 1992 bis 1995 an der Nordseeküste durch eher zurückhaltende Algenentwicklungen geprägt, obwohl der Sommer 1995 ungewöhnlich warm war. Im Anschluss an den langen und strengen Winter 1995/96 beeinflussten niedrige Wassertemperaturen zunächst deutlich die Entwicklung, die durch das Vorkommen kälteliebender Arten im Plankton gekennzeichnet war. Durch die guten Lichtbedingungen im nordfriesischen Wattenmeer trat im März bereits eine Blüte der Kieselalge *Odontella aurita* auf.

Im kühlen Frühjahr 1996 dominierte die große, kälteliebende Diatomee *Coscinodiscus concinnus* das Phytoplankton im Bereich um Helgoland und vor der ostfriesischen Küste. Diese Art, die sich nur bei Wassertemperatu-

ren unter 10°C vermehrt und im Zellplasma Ölträpfchen als Reservestoff oder als "Auftriebskörper" produzieren kann, erreichte von März bis Mai 1996 vor der gesamten ostfriesischen Küste bis Helgoland hohe Dichten (bis zu 4000 Zellen/l, bei Norderney Ende Mai 5350 Zellen/l). Vor Schleswig-Holstein stiegen ihre Zelldichten im Laufe des Aprils vorwiegend im küstenfernen Bereich stark an. Wie in den Vorjahren wurden auf den südwestlichen, küstenfernen Stationen Zelldichten bis zu 3200 Zellen/l beobachtet. In Nähe der schleswig-holsteinischen Küste hingegen war *Coscinodiscus concinnus* nur gering vertreten.

Vor der ostfriesischen Küste kam es beim Absterben der *Coscinodiscus*-Blüte zur großräumigen Ausbildung eines Ölfilms auf der Wasseroberfläche. Das Fett war außerdem in Form von Emulsionen bzw. Dispersionen innerhalb der Wassersäule verteilt. Ab Mitte Mai wurden viele geschwächte oder tote Seevögel an den ostfriesischen Stränden angespült. Betroffen waren hauptsächlich tauchende Vögel, ihr Gefieder erschien wie gewaschen. Die natürliche Schutzschicht der Bürzeldrüsensekrete war durch Abbauprodukte des Algenfettes ausgewaschen worden; die Vögel unterkühlten oder ertranken. Die *Coscinodiscus*-Blüte trug zudem möglicherweise zur Bildung der 1996 in großem Umfang auftretenden Schwarzen Flächen im ostfriesischen Wattenmeer bei (siehe Beitrag "Schwarze Flecken").

Von 1994 bis 1996 war die schaumbildende Alge *Phaeocystis globosa* an der deutschen Nordseeküste in geringen bis mäßigen Dichten vertreten, teilweise blieben die erwarteten Algenblüten aus (Abb.10). Große Kolonienzahlen dieser Alge führen bei aufgewühltem Wasser zu Schaumbildung. Gleichzeitig riecht das Wasser unangenehm, weil beim Zerfall der Zellen Schwefelverbindungen freigesetzt werden. Vor Ostfriesland ist ihr Vorkommen auf die Küste zwischen Ems und der Insel Baltrum beschränkt. Im kalten Frühjahr 1996 wurde die *Phaeocystis*-Blüte vor allem durch die kälteliebende, arktische Art *Ph. pouchetii* gebildet, die in diesen Gewässern nur selten auftritt.

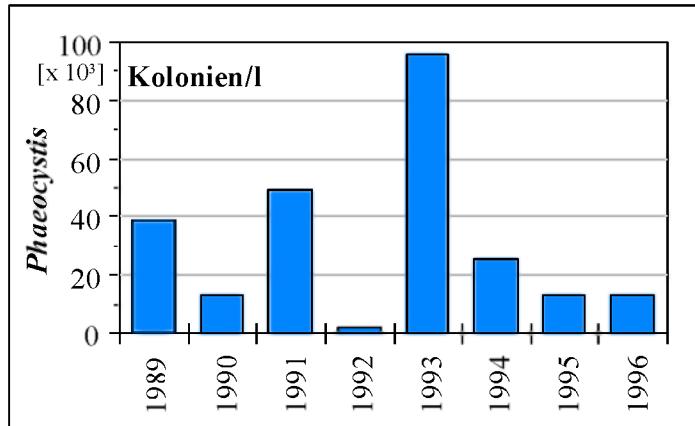


Abb. 10: Jahresmaxima der Koloniezahlen von *Phaeocystis globosa* an der Station Norderney

Das sommerliche Phytoplankton wurde 1994 - 1996 vor der ost- und nordfriesischen Küste bis in den Herbst hinein typischerweise durch stäbchenförmige Diatomeen, vorwiegend aus der Gattung *Rhizosolenia*, dominiert. Die Gruppe der Dinoflagellaten trat 1996 weniger in Erscheinung als während der Vorjahre.

Die langanhaltende, schwachwindige Wetterlage im Juli 1994 war verbunden mit vielen Meldungen über Rote Tiden und Meeresleuchten in der Helgoländer Bucht. Die Erscheinung wird in diesem Meeresgebiet typischerweise von Mai bis Juli durch die Dinoflagellatenart *Noctiluca scintillans* verursacht. Sie trat hier 1995 in geringerem Maße auf und blieb 1996 aus. Im Bereich der nordfriesischen Küste konnte an warmen Sommerabenden 1994 und 1995 das Meeresleuchten beobachtet werden. Eine weitere, sehr intensive Rote Tide erstreckte sich im Sommer 1994 entlang der schleswig-holsteinischen Küstengewässer bis zum Bereich um Helgoland, gebildet durch *Myrionecta rubra* (bisheriger Name *Mesodinium rubrum*, ein Wimpertierchen, welches durch Endosymbionten zu autotropher Lebensweise fähig ist und deshalb dem Phytoplankton zugerechnet wird).

Von 1994 bis 1996 traten die kleinen Flagellaten der potentiell toxischen Gattung *Chrysochromulina* vor der ostfriesischen Küste auf, mit einem Schwerpunkt zwischen Ems und Norderney. Im Vergleich mit den Vorjahren wurden teilweise hohe Dichten beobachtet,

aus denen sich aber beispielsweise 1994 keine Algenblüte entwickelte (Abb.11).

Das Gift von Dinoflagellaten der potentiell toxischen Gattung *Dinophysis*, DSP, kann von Muscheln im Weichkörper angereichert werden. Bereits eine relativ geringe Anzahl von *Dinophysis*-Zellen je Liter Meerwasser kann deshalb dazu führen, dass der Verzehr solcher Muscheln Durchfall und Erbrechen hervorruft (diarröische Muschelvergiftung).

Die ständige Kontrolle zeigte 1994 und 1995 an der niedersächsischen Küste kritische Zell-dichten von *Dinophysis*. Bei der gleichzeitigen Untersuchung von Miesmuscheln auf DSP-Gehalte zeigten sich im Spätsommer 1995 erhebliche Überschreitungen des Grenzwerts ($400 \mu\text{g}/\text{kg}$ Hepatopankreas) südlich von Mellum. Die damit verbundene Einstellung der Miesmuschelernte führte zu deutlichen Einbußen bei der Muschelwirtschaft. Aufgrund zu geringer Muschelbestände war auch im Vorjahr die Ernte ausgefallen. Im Jahr 1996 wurden nur geringe Dichten von *Dinophysis* an der niedersächsischen Küste festgestellt. Überraschend war 1996 allerdings das Auftreten dieser Gattung im Hooksmeer, einem binnendeichs gelegenen Speichersee. Als Lebensraum von *Dinophysis* gilt eigentlich die offene See. An der schleswig-holsteinischen Küste kam es 1994 aufgrund zu hoher *Dinophysis*-Vorkommen ebenfalls zur Einstellung der Muschelfischerei.

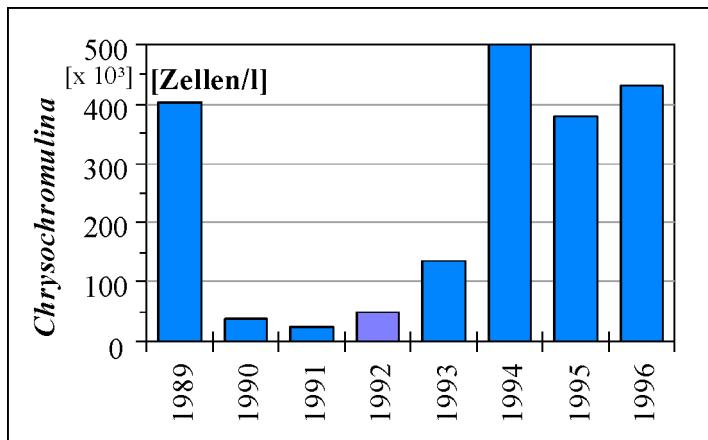


Abb.11: Jahresmaxima der Zellzahlen der Gattung *Chrysochromulina* an der niedersächsischen Küste

Eine weitere, potentiell giftige Planktonart, *Fibrocapsa japonica*, wurde südlich Eiderstedt im Spätsommer 1995 und 1996 beobachtet. In japanischen Gewässern hat dieser Flagellat in der Vergangenheit bereits zu Fischvergiftun-

gen geführt. Auch die *Fibrocapsa*-Zellen in unseren Gewässern erwiesen sich bei Untersuchungen als giftig, negative Auswirkungen konnten bisher aber noch nicht beobachtet werden.

33 Makrozoobenthos - Untersuchungen

Ziel der Untersuchungen ist das Erkennen langfristiger Trends in der Struktur, Zusammensetzung, Produktion und Biomasse von Benthosgemeinschaften, um Hinweise auf den ökologischen Zustand der Küstengewässer zu erhalten. Das Makrozoobenthos eignet sich als Indikator dafür besonders gut, da es langlebig und meist ortsgebunden ist und daher auch noch Monate später Rückschlüsse auf besondere Ereignisse in der Meeresumwelt zulässt.

Ästuare von Ems, Jade, Weser, Elbe und Eider

Im Rahmen des neu eingerichteten Makrozoobenthos-Ästuarmonitorings der Bundesanstalt für Gewässerkunde werden regelmäßige Untersuchungen im Herbst durchgeführt, um generelle Veränderungen der Biozönosen im Sublitoral zu erfassen und diese bei der Bewertung von Auswirkungen der Aktivitäten der "Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV)" zu berücksichtigen. Die Stationen des Monitorings liegen an den Hängen entlang der Fahrwasser und sind von der Brackwassergrenze bis in den marinen Bereich verteilt.

Nach der Pilotuntersuchung des BfG-Ästuarmonitorings im Jahr 1995 wurde im Herbst 1996 die zweite Untersuchungsreihe in Ems, Jade, Weser und Elbe (je 5 Stationen) unter Einbeziehung der Eider (3 Stationen) durchgeführt. Es konnten bisher 113 Makrozoobenthosarten bzw. höhere Taxa in den Ästuaren der deutschen Nordseeküste nachgewiesen werden. In Ems, Weser, Elbe und Eider sind nach den Besiedlungsparametern und nach dem Auftreten von endemischen Brackwasserarten unterschiedliche Gewässerabschnitte zu erkennen. In der Jade sind keine unterschiedlich besiedelten Zonen sichtbar.

Grundsätzlich lässt sich feststellen, dass die vorliegenden Ergebnisse aus den Ästuaren mit ähnlichen, älteren Bestandsaufnahmen (potenzielles Arteninventar) aus diesen Gebieten vergleichbar sind. Die teilweise recht hohe Anzahl an neu nachgewiesenen Arten in den einzelnen Ästuaren liegt darin begründet, dass Untersuchungen des sublitoralen Bereiches bisher noch nicht umfassend für alle Bereiche und taxonomische Gruppen vorliegen.

An den fünf Stationen in der Ems zeigten sich zwischen den Jahren 1995 und 1996 gute Übereinstimmungen in den Sedimentverhältnis-

sen, aber erhebliche Unterschiede bei den Besiedlungstrukturen durch die Bodentiere. Nur 45 % aller in beiden Jahren festgestellten Arten traten sowohl 1995 als auch 1996 auf. Insgesamt wurden im Sublitoral der Ems in beiden Jahren mittlerweile 43 % (= 49 Arten) des potentiellen Arteninventars gefunden. Sechzehn Arten hiervon sind durch das BfG-Monitoring erstmals für diesen Bereich nachgewiesen worden.

In der **Jade** zeigten in beiden Jahren zwei der fünf Stationen unterschiedliche Sedimenttypen. Die Makrofaunabesiedlung erwies sich 1996 gegenüber dem Vorjahr als erheblich artenreicher. Insgesamt wurden im Sublitoral der Jade in beiden Jahren mittlerweile 37 % (= 60 Arten) des potentiellen Arteninventars gefunden. Zwanzig Arten hiervon sind in diesem Bereich erstmals durch das BfG-Monitoring nachgewiesen worden. Ein bedeutender Anteil der Arten wurde mit der Dredge erfasst. An den einzelnen Stationen waren 1996 die Medianwerte von Artenzahlen und Diversität höher als im Vorjahr. Die Abundanzen und Biomassen bewegten sich dagegen in ähnlichen Größenordnungen.

An der Mehrzahl der **Weser**-Stationen wurden im Jahr 1996 deutlich andere Sedimentzusammensetzungen beobachtet als 1995. Die Artenspektren beider Jahre deuten auf eine hohe Fluktuationsrate in der Artenzusammensetzung hin: Nur rund 46 % der bisher mit dem Bodengreifer gefangenen Arten wurden in beiden Jahren angetroffen. Insgesamt wurden mittlerweile 40 % (= 70 Arten) des potentiellen Arteninventars des Sublitorals der Weser gefunden. Drei Arten hiervon sind für diesen Bereich durch das Monitoring der BfG erstmals nachgewiesen worden. Die Artenzahlen, Abundanzen, Biomassen und Diversitäten des Jahres 1996 unterschieden sich sehr stark von den Vorjahreswerten. Die meisten dieser Populationsparameter zeigten im Jahr 1996 deutlich höhere Werte gegenüber 1995.

Auch an den **Elbe**-Stationen wurden 1996 teilweise deutlich andere Sedimentzusammensetzungen beobachtet als im Jahr 1995. Die meisten Werte der Artenzahlen, Abundanzen, Biomassen und Diversitäten waren 1996 deutlich höher als 1995. Nur rund 46 % der mit dem Bodengreifer gefangenen Makrozoo-benthosarten wurden in beiden Jahren angetroffen. Insgesamt wurden im Sublitoral der

Elbe mittlerweile 21 % (= 43 Arten) des potentiellen Arteninventars gefunden; 14 Arten hiervon sind durch das BfG-Monitoring erstmals für diesen Bereich nachgewiesen.

In der **Eider** wurden an drei Stationen mit 34 Arten 49 % des potentiellen Arteninventars des sublitoralen Makrozoobenthos in drei unterschiedlichen Salinitätszonen (oligo-, meso- und polyhalin) ermittelt. Neunzehn Arten sind hiervon durch das BfG-Monitoring erstmals für diesen Bereich nachgewiesen.

Nordfriesische Küste

Seit 1987 führt das Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU) an repräsentativen Messstellen im Wattmeer und im vorgelagerten Küstenmeer Untersuchungen zum Vorkommen der bodenlebenden Tiere durch. Im Wattmeer werden bei Dagebüll und der Insel Nordstrand eulitorale Benthosgemeinschaften untersucht, in der offenen See zwischen Sylt und Eiderstedt sublitorale Gemeinschaften.

Die vier Stationen vor der nordfriesischen Küste sind dauernd mit Wasser bedeckt (Sublitoral) und weisen eine Tiefe zwischen 12 und 16 m auf. Der Boden besteht aus sandigem Sediment, das von Nord nach Süd feiner und etwas schlickiger wird. Bei den Untersuchungen (immer im August) wurden bisher 163 Arten bzw. Taxa gefunden, von denen 55 % an der Station auf der Amrumbank und 78 % an der Station im Schmaltief nachgewiesen wurden. Je nach Probenahme fanden sich auf einer Station 30 - 50 Tierarten (s.Abb.12). Besonders regelmäßig kamen bei den von 1987 bis 1996 insgesamt 40 durchgeföhrten Probenahmen folgende Tierarten vor (sie wurden bei 33 bis 40 Probenahmen nachgewiesen): Bäumchenröhrenwurm (*Lanice conchilega*), der Flachkopfwurm *Magelona mirabilis*, Roter Blattwurm (*Eumidia sanguinea*), Kiemenringelwurm (*Scoloplos armiger*), der Vielborstenwurm *Spiophanes bombyx*, Köcherwurm (*Pectinaria koreni*), Nordseegarnele (*Crangon crangon*), Schnurwürmer (*Nemertini*), Opalwurm (*Nephtys hombergi*), Gerippte Tellmuschel (*Tellina fabula*), Gefleckter Blattwurm (*Phyllodoce mucosa*) und der Schlammkrebs *Diastylis bradyi*.

Im küstennahen Übergangsbereich zwischen Meer und Land (Eulitoral), wird der Wattbo-

den jeweils im März und August eines Jahres in drei Gebieten untersucht. Auf diesen Sandwattstationen fand das LANU 65 Bodentierarten im Zeitraum von 1987 bis 1996. Die Artenzahlen auf den Stationen schwankten zwischen 10 und 20 je Probenahme (Abb. 12). Erhöhte Artenzahlen traten jeweils im August auf. Die Baltische Plattmuschel (*Macoma baltica*) konnte bei jeder der insgesamt 59 Probennahmen nachgewiesen werden; weitere Arten mit einer hohen Präsenz (bis zu 40 Nachweisen) waren: Rasenringelwurm (*Pygospio elegans*, ein Borstenwurm), Gemeine Wattschnecke (*Hydrobia ulva*), Wattwurm (*Arenicola marina*), Gemeine Herzmuschel (*Cerastoderma edule*), Langer Blattwurm

(*Eteone longa*), Kiemenringelwurm, Kotpilzenwurm (*Heteromastus filiformis*), Nordseegarnele, Opalwurm, Gefleckter Blattwurm und Kopfwurm (*Capitella capitata*).

Ein Vergleich aller Proben der drei Sandwattstationen 1987 - 1997 mittels Clusteranalyse (Abb.13) verdeutlicht die relativ große Ähnlichkeit zwischen Dagebüll und Nordstrand (geschütztes Rückseitenwatt) mit besonders homogenen Befunden. Büsum, als nach Westen besonders exponierter Standort, der im Einflussbereich eines großen Priels liegt, weist dagegen eine stärkere Streuung und damit größere Unterschiede zwischen den einzelnen Probenahmen auf.

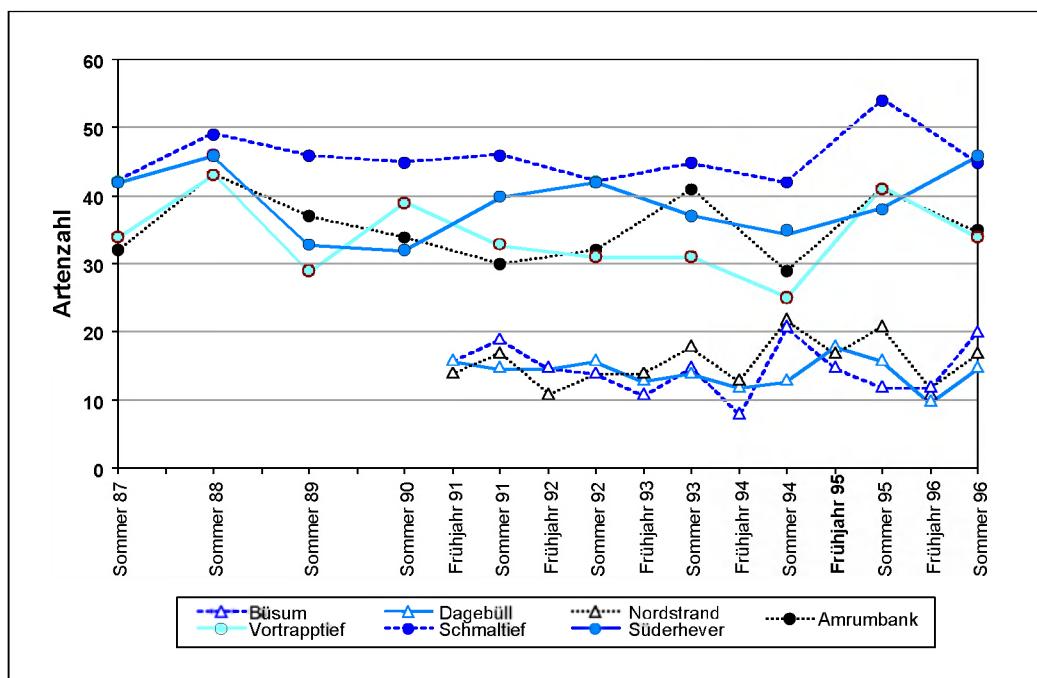


Abb. 12: Artenzahlen des Makrozoobenthos im Sublitoral des Küstenmeer (Punkte) und im Eulitoral des Sandwatts (Dreiecke)

Zeitliche und räumliche Variabilität bei Sylt (1992-1996)

Im Rahmen eines Forschungsprogramms wurden zwischen 1992 und 1996 zwei Feinsandgebiete westlich Sylt (küstennah, 5 km westl. Sylt mit 10 m Wassertiefe ; küstenfern, 20 km westl. Sylt mit 20 m Wassertiefe) wurden jeweils im April und September beprobt.

Nach dem kalten Winter 1995/96 waren Artenzahlen und Artendichten des Benthos im Küstenwasser geringer als zwischen 1992 und

1995. Unterschiedlicher Rekrutierungserfolg im Sommer 1996 führte zu Veränderungen in der Dominanzfolge. Seewärts gerichtete Restströmungen trugen vermutlich im Frühsommer Individuen aus dem Wattenmeer ins Küstenwasser und dort lebende Individuen in seewärtigere Habitate. Tatsächlich war der März 1996 durch eine Ostwind-Wetterlage geprägt, mit Oberflächenströmungen nord- bis nordwestlicher Richtung, die auch im April und Mai noch als Restströmungen dominierten. Damit kann eine Dichteabnahme nach einem kalten Winter nicht zwangsläufig als Winterfolge interpretiert werden, sondern

ebenso eine Folge ungewöhnlicher Strömungen im Frühjahr sein. Beide Faktoren sind über großräumige atmosphärische Fluktuationen gekoppelt.

Die zusätzliche Beprobung der Station 'Küstenwasser' im August 1995 zeigte gravierende, kurzfristige Veränderungen der Bodenfauna. Während zweier Wochen mit Windgeschwindigkeiten bis 10 m/s sank die Artenzahl von 50 auf 36 je 24 Kastengreifer, die Artendichte von 15 auf 12 Arten/Greifer, die Abundanz von 5000 auf 3400/m² und die Biomasse von 92 auf 41 g/m². Dies wird auf Resuspension, möglicherweise auch aktiv initiiertes Driften, zurückgeführt. Besonders betroffen

waren kleine, oberflächennah lebende Arten. Da jede Sedimentstörung zu einer Veränderung der Faunenzusammensetzung führen kann, erstaunen allein die quantitativen Dimensionen der festgestellten Veränderungen. Offenbar ist eine Wassertiefe von 10 m unzureichend, um hydrographische Störungen abzufuffern.

In der Konsequenz solcher Umverteilungen im km²-Maßstab kann an einzelnen Stationen nicht zwischen zeitlicher und räumlicher Variation unterschieden werden. Dazu sind sehr viel größere Probeareale notwendig. Entsprechend wurde das Stationsnetz vor Sylt 1997/98 auf 100 km² erweitert.

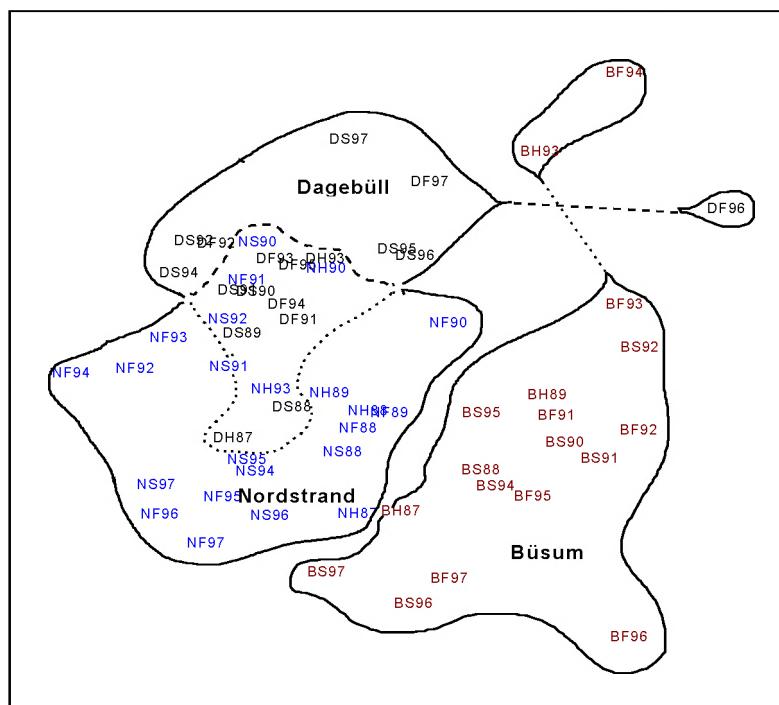


Abb.13: MDS-Plot der Eulitoralstationen Dagebüll (D), Nordstrand (N) und Büsum (B) des Makrozoobenthos-Monitorings des LANU vom Herbst (H) 1987, und von Frühjahr (F) 1988 bis Sommer (S)1997, Arten und Abundanzen, Bray-Curtis Similarity, 4. Wurzel Transformation.

Niedersächsische Nordseeküste

Die Forschungsstelle Küste des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie führt im Rahmen der Überwachung niedersächsischer Küstengewässer Daueruntersuchungen am eulitoralen Makrozoobenthos in vier Gebieten durch.

Im Mündungsgebiet der Weser werden seit 1982 sieben Termin-Stationen zweimal jährlich (April/September) beprobt, um den Ein-

fluss der Abwassereinleitungen aus der Titan-dioxidproduktion auf die Biozönose zu dokumentieren. Zwischen 1982 und 1996 wurden 28 Makrofauna-Arten gefunden, wovon nur 10 Arten häufig und drei Arten dominant sind (Wattringelwurm (*Nereis diversicolor*)), Schlickkrebs (*Corophium volutator*), der Oligochaet (*Tubifex costatus*)). In den letzten Jahren kamen keine weiteren hinzu, letzter „Neuzugang“ war der 1986 aus Nordamerika eingewanderte, nun dominante Polychaet *Marenzelleria viridis*. Ein deutlich erhöhter O-

berwasserabfluss in 1994 sorgte wahrscheinlich für einen Rückgang der „marinen“ Arten (*Arenicola*, *Mya*, *Eteone*, *Crangon*).

Verglichen mit dem langjährigen Mittel sind in den drei Jahren bis auf eine Ausnahme Gesamtdichte und -biomasse niedriger (Abb.14).

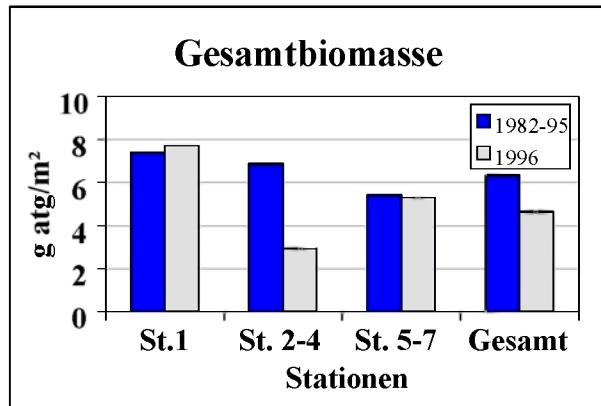


Abb. 14: Biomasse des Makrozoobenthos in den Proben in der Wesermündung, die Ergebnisse von 1996 im Vergleich mit den langjährigen Mittelwerten (St.1: Langlütjen, St.2-4: Watt vor Blexen, St.5-7: Lunewatt)

Die vier Dauerstationen im **Norderneyer Watt** (Beprobung im Januar, April, Juli, Oktober) gehören seit 1980 zum internationalen Benthosprogramm „COST-Aktion 647“. Dies sind Stationen zwischen dem Südrand der Insel Norderney und dem Wattfahrwasser, sandige Standorte mit zunehmender Überflutungsdauer. Die Schwankungen in der Biomasse zeigen - auch für die Jahre 1994 bis 1996 - ein jahreszeitliches Muster mit Minima im Winter und Frühjahr und Maxima im Sommer und Herbst. Eine kleine Gruppe sechs gewichtsdominanter Arten *Arenicola marina* (Pierwurm), *Nereis diversicolor* (Wattringelwurm), die Polychaeten *Heteromastus filiformis* und *Scoloplos armiger*, *Cerastoderma edule* (Herzmuschel). *Macoma balthica* (Tellmusche) ist für >80% der Biomasse verantwortlich, Zeichen einer hohen Beständigkeit der Biozönose. Größere Schwankungen in der Gesamtbiomasse verursacht an erster Stelle die Herzmuschel. Neu trat 1996 hier die Art *Marenzellaria viridis* auf.

Die **Leybucht** unterliegt dem Einfluss der Ems und direkter Süßwassereinleitungen. An sieben Stationen (meist Schlick- und Mischwatt) wird mit zwei Beprobungen/Jahr (April, September) seit 1989 die Bestandsentwicklung verfolgt.

Von 1994-1996 dominierten die Arten *Heteromastus filiformis* und *Nereis diversicolor*, *Tubificoides benedeni* und *Tubifex costatus*

(Oligochaeten), *Macoma balthica*; *Corophium volutator* (Schlickkrebs) nur 1994. Von den 20 Arten des Jahres 1994 fehlten ab 1995 der *Capitella capitata* (Polychaet) und ab 1996 *Nephthys hombergi* (Vielborstenwurm). Zusätzlich gefunden wurden 1996 die Schnecke *Retusa obtusa* (eine Station) und die Muschel *Ensis directus* (zwei Stationen) sowie die Muschel *Scrobicularia plana* (eine Station); an einer Station wurde eine hohe Zahl der Sandklaffmuschel *Mya arenaria* samt Brut nachgewiesen. Insgesamt blieben 1996 die Monitoringstandorte vom Massensterben verschont, nachdem im Mai/Juni große Flächen der ostfriesischen Watten in den anoxischen Zustand umgeschlagen waren.

Südlich des Norderneyer Wattfahrwassers wurde eine Miesmuschelbank für die 1994 beginnende Daueruntersuchung ausgewählt. Bei der ersten Probennahme im Mai betrug die Gesamtfläche des Vorkommens ca. 2,9 ha und bis zum Herbst 1994 hatte sich eine Gesamtbiomasse von ca. 3.500 t angesiedelt. Im Jahr 1995 befand sich die Muschelbank im Übergang zu einem reiferen Stadium. Der sehr harte Winter 1995/96 führte zu einer weitgehenden Zerstörung der Bank. Eine leichte Regeneration brachte bis zum Mai 1996 lediglich 10 t Gesamtbiomasse. Nach einem Massenbrutfall im Sommer 1996 vergrößerte sich die Bankfläche wieder auf 20 ha und erreichte im Dezember 1996 eine Gesamtbiomasse von 700 t.

4 Belastung mit Spurenmetallen

4.1 Wasser - Untersuchungen

Das Messprogramm legt den Schwerpunkt seiner Untersuchungen auf die toxisch bedeutenden Metalle Blei (Pb), Cadmium (Cd), Kupfer (Cu) und Quecksilber (Hg). Die Kenntnis, dass Schwermetallkonzentrationen von Wasserproben stark vom Schwebstoffgehalt des untersuchten Wasserkörpers abhängen, und dass diese Abhängigkeit von Element zu Element variiert, ist Ursache für die getrennte Bestimmung der in der filtrierten Wasserphase und im Filterrückstand enthaltenen Metallkonzentrationen. Zusammen mit dem Schwebstoffgehalt wird eine differenziertere Beurteilung der Belastung als bei Erfassung des Gesamtmetallgehaltes einer Probe erreicht.

Ein einheitliches Gesamtbild des Meereszustandes in Bezug auf die Metallbelastung ist nicht möglich, da die Überwachungsstrategien und die Untersuchungsmethoden der einzelnen Laboratorien noch zu stark voneinander abweichen.

In Ästuaren zeigt sich parallel zum Schwebstoff-Gehalt bei allen Metallen eine deutliche Abnahme der Gesamt-Metallgehalte vom inneren zum äußeren Ästuar. Da der Schwebstoffgehalt in Abhängigkeit vom dynamischen Zustand der Wassersäule stark schwankt, ändern sich auch die Metallgehalte von Probenahme zu Probenahme. Zukünftig soll daher von der Bestimmung des Gesamt-Metallgehaltes abgesehen werden, da die Werte einen hohen Grad an Zufälligkeit besitzen.

Besonders deutlich wird dies am Beispiel des Arsen in der Ems, dessen partikular gebundener Anteil von ca. 80 % im inneren Ästuarbereich auf 35 % im Außenästuar sinkt. Eine Abnahme der Anteile um mehr als 30 % zeigen Cadmium, Kupfer und Nickel, bei Zink sinkt der schwebstoffgebundene Anteil um 20 %, bei Blei und Chrom nur um 10 %. Während bei Chrom, Blei (90 %) und Zink (75 %) der partikular gebundene Anteil am Gesamtgehalt deutlich überwiegt, kann bei Arsen, Kupfer und Nickel vor allem im Bereichen mit niedrigem Schwebstoffgehalt und hoher Salin-

ität der lösliche Anteil dominieren. Bei Cadmium wird dort ein etwa gleiches Verhältnis von gelöstem zu partikular gebundenem Anteil erreicht.

Im nordfriesischen Wattengebiet ist ebenso die Variabilität der recht groß. Dieses Gebiet wird durch den Gezeitenrhythmus geprägt, es herrscht eine große Dynamik im Wasserkörper mit erheblichen Turbulenzen und Inhomogenitäten. Dies gilt besonders für die Schwebstoffgehalte und die ständig variierenden Mischungsverhältnisse von Süß- und Meerwasser. In den Wintermonaten sind die Schwebstoffgehalte an allen Stationen deutlich erhöht. So zeigt z.B. die Station "Eider" dann einen Schwebstoffgehalt von durchschnittlich 144 mg/l, während in den Sommermonaten nur 22 mg/l gemessen werden. An der Station "Vortrapptief" lagen die Schwebstoffgehalte dagegen im Mittel nur bei 22 mg/l im Winter und 6 mg/l im Sommer. Da viele Spurenmetalle partikular gebunden sind, werden somit für Arsen, Chrom, Quecksilber und Zink in den Wintermonaten deutlich höhere Gehalte gemessen. Auch aufgrund der niedrigen biologischen Aktivität sind die Spurenmetallgehalte im Winter erhöht.

Haupteintragsquellen für Schwermetalle sind die Flüsse. Die Weser z.B. übernimmt ihre Schwermetallbelastung von der Aller, die Wasser aus dem Harz führt, welches durch die dortige jahrhundertealte Erzbergbauaktivität sowie eine hohe geogene Grundbelastung stark schwermetallbelastet ist. Nach dem Rückgang der Schwermetallkonzentration in den frühen 80er Jahren, hervorgerufen durch den verstärkten Ausbau der Abwasserbehandlungsanlagen, sind die Schwermetallbelastungen in den letzten Jahren stabil. Die Belastung des Weserwassers mit ausgewählten Schwermetallen ist in Abb.15, beispielhaft an der Station Hemelingen, dargestellt. Dabei zeigt sich, dass seit 1994 die Schwermetallkonzentration etwa auf dem gleichen Niveau geblieben ist. Erhöhte Werte werden an der Station bei Brake, vor allem aber in Bremerhaven festgestellt. Grund dafür sind die im

tidebeeinflussten Abschnitt vermehrt auftretenden Schwebstoffe, an denen sich Schwer-

metalle bevorzugt anreichern.

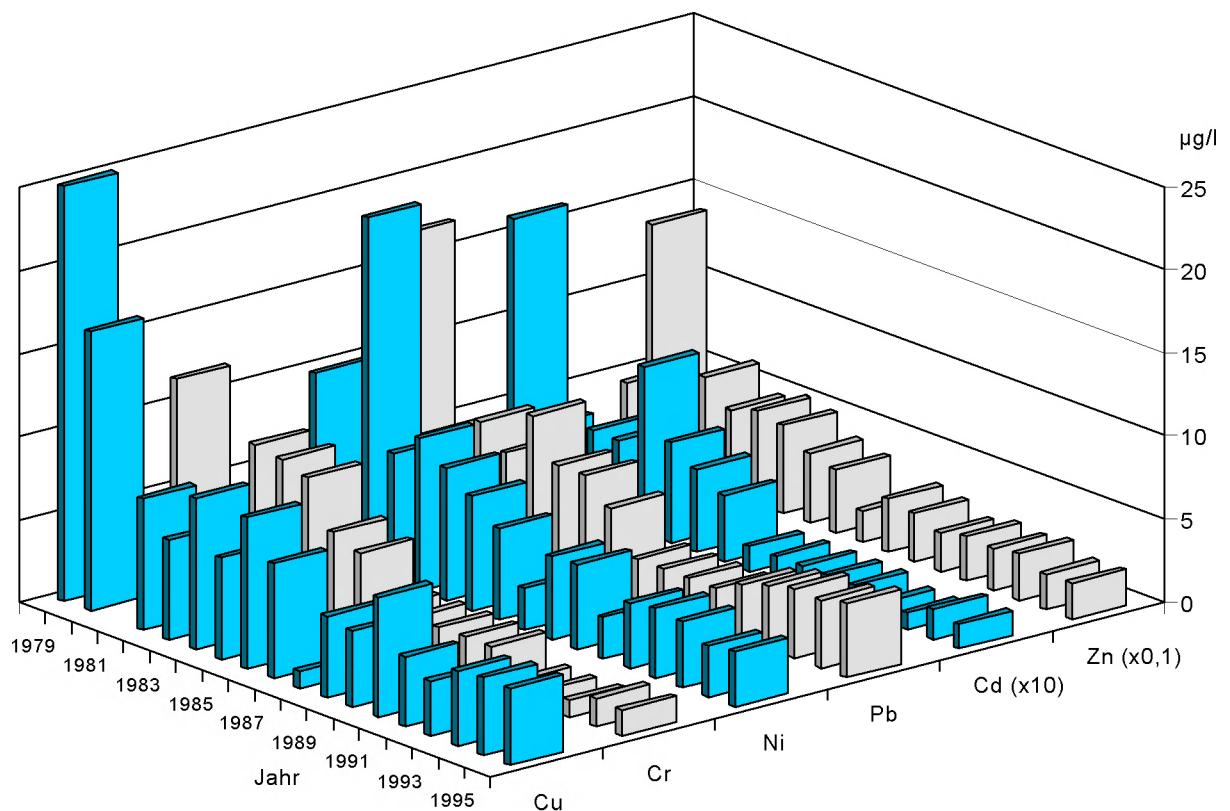


Abb. 15: Ausgesuchte Schwermetalle an der Messstation Hemelingen im langjährigen Vergleich (Jahresmittelwerte 1979-1985 aus 8-Wochen-Mischproben und 1986-1996 aus 2-Wochen Mischproben).

Arsen (As)

Im Ems-Ästuar lagen die höchsten Arsengehalte 1994 - 1996 bei 35 µg/l Meerwasser.

An den ostfriesischen Stationen bewegten sich die winterlichen Arsengehalte (Dezember bis März) im Oberflächenwasser 1994 - 1996 zwischen <2 und 5,8 µg/l. Der höchste Arsengehalt wurde im März 1994 bei Harle gemessen, bei einem Schwebstoffgehalt von 290 mg/l.

An den nordfriesischen Stationen variierten die Arsengehalte im Oberflächenwasser 1994 - 1996 ganzjährig zwischen <0,2 und 3,9 µg/l. Der höchste Arsengehalt wurde im Dezember 1996 im Eider-Ästuar (Tonne 15) gemessen, bei einem Schwebstoffgehalt von 170 mg/l. Die küstennahen Stationen (Abb.17: Eider, Ausseneider und Südl. Süderoogsand) wiesen 1994 bis Mitte 1996 im Vergleich mit den küstenferneren Messstellen (Abb.17) höhere Arsengehalte auf. Die Mittelwerte der Winterbeprobungen (November und Februar) lagen

an allen Stationen zum Teil deutlich über den Mittelwerten aus sämtlichen Beprobungen.

Blei (Pb)

Im Ems-Ästuar lagen die höchsten Bleigehalte 1994 - 1996 bei 35 µg/l.

An den ostfriesischen Stationen bewegten sich die winterlichen Bleigehalte (Dezember bis März) im Oberflächenwasser 1994 - 1996 zwischen <0,5 und 11 bzw. 13 µg/l (Abb. 16). Die überdurchschnittlich hohen Maximalwerte wurden im Dezember 1995 bzw. März 1996 im Busetief bei Norderney gemessen (bei Schwebstoffgehalten von 130 bzw. 100 mg/l).

An den nordfriesischen Stationen variierten die Bleigehalte im Oberflächenwasser 1994 - 1996 ganzjährig zwischen <0,2 und 3,1 µg/l (Maximum im Februar 1994 an der Station südlich von Süderoogsand). 43% der Einzelwerte lagen aber unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/l. Die küstennahen Stationen (Eider, Ausseneider und Südl.

Süderoogsand) wiesen, verglichen mit den küstenferneren, deutlich höhere Bleigehalte auf. Die Mittelwerte der Winterbeprobungen (November und Februar) lagen an den küstennahen Stationen ebenfalls deutlich über den Mittelwerten aus sämtlichen Beprobungen.

Cadmium (Cd)

Im Ems-Ästuar lagen 1994 - 1996 die höchsten Cadmiumkonzentrationen mit einer Ausnahme unter 0,3 µg/l.

An den ostfriesischen Stationen bewegten sich 1994 - 1996 die winterlichen Cadmiumgehalte (Dezember bis März) im Oberflächenwasser zwischen <0,1 und 1,16 µg/l. Der höchste Cadmiumwert im März 1994 in der Osterems gemessen, bei einem Schwebstoffgehalt von 79 mg/l.

An den nordfriesischen Stationen variierten 1994 - 1996 die Cadmiumgehalte im Oberflächenwasser ganzjährig zwischen <0,02 und 0,11 µg/l, sie lagen aber überwiegend unter der analytischen Bestimmungsgrenze (57% der Einzelwerte). Die höchste Konzentration wurde an der Station "Eider" im Dezember 1996 ermittelt, bei dem höchsten Schwebstoffgehalt von 170 mg/l.

Chrom (Cr)

Im Ems-Ästuar lagen 1994 - 1996 die höchsten Chromgehalte bei 80 µg/l Meerwasser.

An den ostfriesischen Stationen bewegten sich 1994 - 1996 die winterlichen Chromgehalte (Dezember bis März) im Oberflächenwasser zwischen <2 und 8,4 µg/l. Der höchste Chromwert wurde im März 1994 bei Harle gemessen, bei einem Schwebstoffgehalt von 290 mg/l.

An den nordfriesischen Stationen variierten 1994 - 1996 die Chromgehalte im Oberflächenwasser ganzjährig zwischen <0,2 und 3,5 µg/l, 21% der Einzelwerte lagen unter der analytischen Bestimmungsgrenze. Die höchste Konzentration wurde an der Station "Eider" im Dezember 1996 gemessen, bei einem Schwebstoffgehalt von 170 mg/l. Die küstennahen Stationen (Eider, Außeneider und Südl. Süderoogsand) wiesen verglichen mit den küstenferneren deutlich höhere Chromgehalte auf. Die Mittelwerte der Winterbeprobungen

(November und Februar) lagen an den küstennahen Stationen ebenfalls stets deutlich über den Mittelwerten aus sämtlichen Beprobungen. Dies deutet auf Wintermaxima für Chrom hin.

Kupfer (Cu)

Im Ems-Ästuar lagen die höchsten Kupfergehalte 1994 - 1996 bei 35 µg/l.

An den ostfriesischen Stationen bewegten sich 1994 - 1996 die winterlichen Kupfergehalte (Dezember bis März) im Oberflächenwasser zwischen <0,1 und 7 µg/l. Der höchste Kupferwert wurde im März 1994 in der Westerems gemessen, bei einem Schwebstoffgehalt von 95 mg/l.

An den nordfriesischen Stationen variierten 1994 - 1996 die Kupfergehalte im Oberflächenwasser ganzjährig nur gering zwischen <0,5 und 2,0 µg/l. 34% der Einzelwerte lagen unter der analytischen Bestimmungsgrenze. Die höchste Konzentration wurde an der Station "Außeneider" im Juni 1995 gemessen. Die Unterschiede zwischen küstennahen und küstenfernen Stationen sind nur gering.

Nickel (Ni)

Im Emsästuar lagen 1994 - 1996 die maximalen Nickelgehalte bei 35 µg/l.

An den ostfriesischen Stationen bewegten sich 1994 - 1996 die winterlichen Nickelgehalte (Dezember bis März) im Oberflächenwasser zwischen 1 und 15 µg/l. Der höchste Nickelwert wurde im März 1994 an der Accummer Ee gemessen, bei einem Schwebstoffgehalt von 290 mg/l.

An den nordfriesischen Stationen variierten 1994 - 1996 die Nickelgehalte im Oberflächenwasser ganzjährig zwischen <0,5 und 8,0 µg/l, 10% der Einzelwerte lagen unter der analytischen Bestimmungsgrenze. Die höchste Konzentration wurde im Juni 1996 an der Station "Vortrapptief" gemessen. Ein Vergleich der Mediane zeigt, dass die Unterschiede zwischen küstennahen und -fernen Stationen nur gering sind.

Quecksilber (Hg)

An den ostfriesischen Stationen bewegten sich 1994 - 1996 die winterlichen Quecksilbergehalte (Dezember bis März) im Oberflächenwasser zwischen <0,03 und 0,493 µg/l. Der höchste Quecksilberwert wurde Januar 1995 in der Osterems gemessen, bei einem Schwebstoffgehalt von 79 mg/l.

An den nordfriesischen Stationen variierten 1994 - 1996 die Quecksilbergehalte im Oberflächenwasser ganzjährig zwischen 0,003 und 0,077 µg/l. Aufgrund des hochempfindlichen Analysenverfahrens wurden stets Gehalte über der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/l bestimmt. Die höchste Konzentration wurde im Dezember 1996 an der Station "Eider" gemessen, bei einem Schwebstoffgehalt von 170 mg/l. Ein Vergleich der Mediane zeigt, dass die Unterschiede zwischen küstennahen und -fernen Stationen sind nur gering sind.

Zink (Zn)

Im Ems-Ästuar lagen die höchsten Zinkwerte 1994 - 1996 bei 350 µg/l.

An den ostfriesischen Stationen bewegten sich 1994 - 1996 die winterlichen Zinkgehalte (Dezember bis März) im Oberflächenwasser zwischen 1,5 und 30 µg/l. Der höchste Zinkwert wurde im März 1994 an der Accumer Ee gemessen, bei einem Schwebstoffgehalt von 290 mg/l.

An den nordfriesischen Stationen variierten 1994 - 1996 die Zinkgehalte im Oberflächenwasser ganzjährig zwischen <1 und 26 µg/l, 31% der Einzelwerte lagen unter der analytischen Bestimmungsgrenze. Die höchste Konzentration wurde an der Station "Eider" im Dezember 1996 gemessen, bei einem Schwebstoffgehalt von 170 mg/l. An den Stationen Vortrapptief, Lister Tief und Römö Dyb lagen die Gehalte dagegen häufig unter der Bestimmungsgrenze.

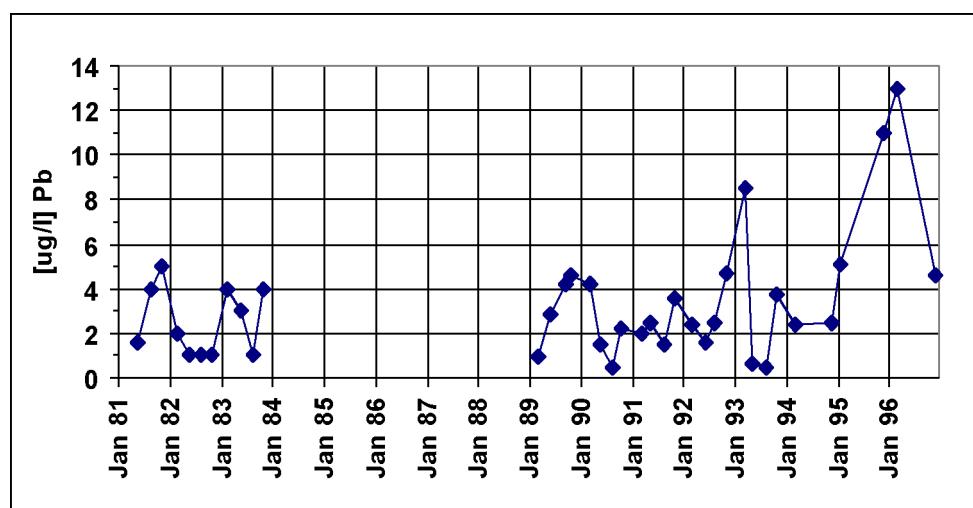


Abb. 16: Bleigehalte im Oberflächenwasser an der Messstelle Norderney/Busetief, 1981 - 1996.

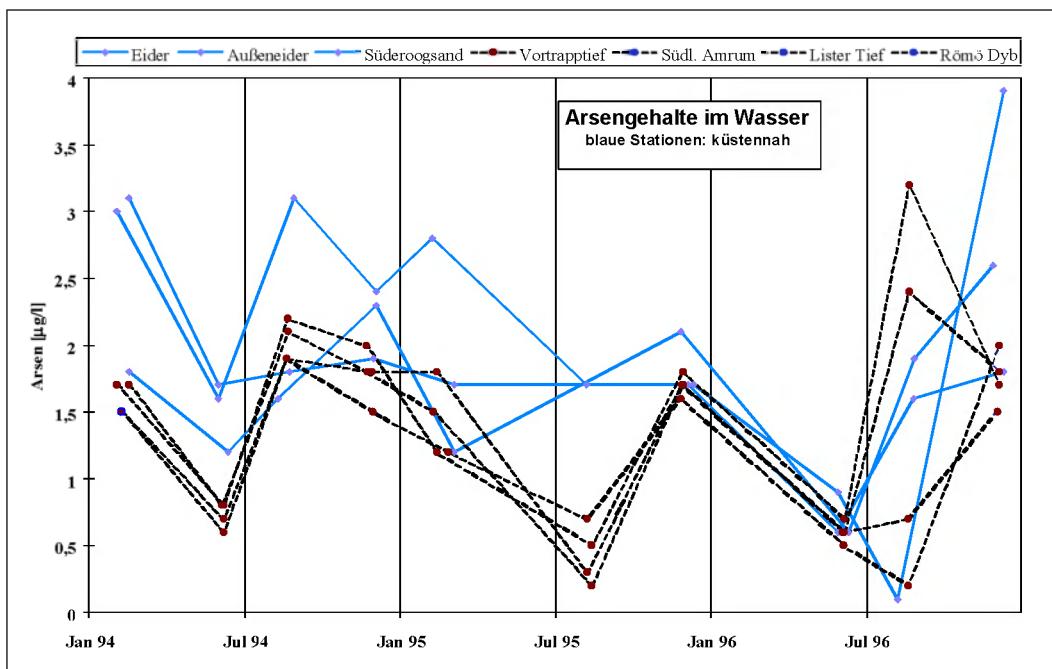


Abb. 17: Arsengehalte im Wasser an nordfriesischen Stationen 1994 bis 1996

42 Organismen - Untersuchungen

Miesmuscheln (*Mytilus edulis*)

Im äußeren Ems-Ästuar bei Borkum wurden bis 1994 Miesmuscheln von der BfG untersucht. Das niedersächsische Landesamt für Ökologie (NLÖ) untersuchte Miesmuscheln entlang der niedersächsischen Küste. Die vorliegenden Auswertungen für die Ems-, Jade-, Weser- und Elberegion umfassen die Jahre 1986 - 1994. Die im Rahmen der Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer von der Forschungsstelle Küste des NLÖ durchgeführten Routineuntersuchungen liegen für 1994 bis 1996 vor, sind aber noch nicht statistisch ausgewertet worden im Hinblick auf Trendaussagen.

Das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU) untersuchte 1994 - 1996 einmal jährlich Miesmuscheln aus drei Entnahmefeldern: im nordfriesischen Watt (Norderau) und im Heverstrom (südlich Südfall) sowie bei Helgoland (Düne Tetrapodenwall).

Die Ergebnisse der Umweltprobenbank können aufgrund der unterschiedlichen Probennahmestrategie (gepoolten Jahreshomogenate) nicht direkt mit denen der anderen Untersu-

chungsreihen verglichen werden. Die Spurenmetallgehalte werden im folgenden in [mg/kg Trockengewicht] angegeben.

Arsen

Die Arsengehalte der Miesmuscheln aus dem nordfriesischen Wattenmeer und bei Helgoland variierten im Zeitraum 1994 - 1996 zwischen 5,4 und 9,4 mg/kg TG. Der Medianwert aller Arsengehalte während dieser Zeit aus den drei Entnahmefeldern lag bei 6,4 mg/kg TG. Es gibt keinen Vergleichswert aus vorhergehenden.

Blei (Pb)

In Miesmuschelproben aus dem äußeren Ems-Ästuar bei Borkum lag die Bleikonzentration 1994 zwischen 1,5 und 2,4 mg/kg TG. Seit Beginn des Miesmuscheluntersuchungsprogramms entlang der niedersächsischen Küste Anfang der achtziger Jahre bildete die Jade- und Weser-Region einen Schwerpunkt der Bleibelastung. Im Jahr 1994 wurden nur noch im Jaderevier in Miesmuscheln vereinzelt erhöhte Bleikonzentrationen gemessen; das Maximum lag bei 3,57 mg/kg TG. An zweiter Stelle folgten 1994 die östlichen Bereiche des

Emsgebietes mit Werten bis zu 2,81 mg/kg TG. Lokal erhöhte Bleigehalte mögen ihre Erklärung in wasserbaulichen Maßnahmen wie Baggerarbeiten haben.

In den Entnahmegeräten im nordfriesischen Wattenmeer und bei Helgoland erreichten in den Jahren 1994 - 1996 in Miesmuscheln die Bleigehalte Werte von 0,64 bis 1,8 mg/kg Trockengewicht. Der Median aller Bleigehalte aus den drei Gebieten betrug während dieser Zeit 1,0 mg/kg TG und war damit höher als der vergleichbare Median des Zeitraums 1988 - 1989 von 0,6 mg/kg TG.

Cadmium (Cd)

In Miesmuschelproben aus dem äußeren Ems-Ästuar bei Borkum wurden 1994 Cadmiumgehalte von 0,5 bis 0,7 mg/kg TG ermittelt.

Die Cadmiumgehalte in Miesmuscheln aus den beiden Entnahmegeräten im nordfriesischen Wattenmeer und demjenigen bei Helgoland erreichten von 1994 - 1996 Werte zwischen 0,26 und 0,54 mg/kg TG. Der Median aller Cadmiumgehalte aus den drei Gebieten betrug während dieser Zeit 0,38 mg/kg TG. Damit war er niedriger als der vergleichbare Median des Zeitraums 1988 - 1989, der 0,58 mg/kg TG erreichte.

Chrom (Cr)

In den Entnahmegeräten im nordfriesischen Wattenmeer und bei Helgoland erreichten die Chromgehalte in Miesmuscheln von 1994 - 1996 Werte zwischen 0,26 und 1,1 mg/kg Trockengewicht. Der Median aller Chromgehalte aus den drei Gebieten während dieser Zeit wurde mit 0,47 mg/kg TG errechnet. Es gibt keinen Vergleichswert aus dem Zeitraum 1988-89.

Kupfer (Cu)

In Miesmuschelproben aus dem äußeren Ems-Ästuar bei Borkum wurden im Jahr 1994 Kupfergehalte von 3,9 bis 5,8 mg/kg TG gemessen. Im Bereich der niedersächsischen Küste betrugen 1994 die minimalen Kupfergehalte in Miesmuscheln 4 - 5 mg/kg TG. Die höchsten Werte im Bereich der Weser- und Jademündung erreichten 1994 knapp 8 mg/kg TG. Höher lagen 1994 die maximalen Kupfergehalte in Miesmuscheln im Bereich der Ems mit 11

mg/kg TG und mit 25 mg/kg TG im Einflussbereich der Elbe. Im Vergleich des Zeitraumes 1986 - 1993 mit dem Jahr 1994 hat sich die Situation insgesamt nicht verschlechtert. Einige erhöhte Spitzenwerte in Muscheln vom Leidamm Cuxhaven trübten allerdings das Bild. Die Ursache dürften Baumaßnahmen zur Unterhaltung des Damms gewesen sein, bei denen Reststoffe aus der Produktion einer Kupferhütte verwendet wurden. Damit ist bekanntermaßen ein langsam abklingender Kupferereintrag verbunden. Entsprechend zeigten Miesmuscheln aus dem unmittelbaren Einflussbereich der Baumaßnahmen kurzfristig erhöhte Kupfergehalte.

Im nordfriesischen Wattenmeer und bei Helgoland lagen in Miesmuscheln von 1994 - 1996 die Kupfergehalte zwischen 5,7 und 11,7 mg/kg TG. Der Median aller Kupfergehalte während dieser Zeit wurde für alle drei Stationen mit 6,0 mg/kg TG errechnet und fiel niedriger aus als der vergleichbare Median des Zeitraums 1988 - 1989, der 7,8 mg/kg TG betrug.

Quecksilber (Hg)

In Miesmuschelproben aus dem äußeren Ems-Ästuar bei Borkum wurden 1994 Quecksilbergehalte von 0,4 mg/kg TG ermittelt, wobei kaum Unterschiede zwischen den einzelnen Größenklassen auftraten. Im gesamten niedersächsischen Wattenmeer nahmen die Quecksilbergehalte in Miesmuscheln von 1986 bis 1994 ab. Dies ist besonders deutlich für die Elbe ausgeprägt, wo 1994 die Gehalte in Muscheln mit 0,12 - 0,41 mg/kg TG in einer ähnlichen Größenordnung auftraten wie im Bereich der Jade und der Ems. Miesmuscheln aus dem Gebiet der Wesermündung waren mit maximal 0,19 mg/kg TG im selben Jahr noch niedriger belastet.

In den Probennahmegeräten im nordfriesischen Wattenmeer und bei Helgoland erreichten von 1994 - 1996 in Miesmuscheln die Quecksilbergehalte Werte von 0,070 bis 0,13 mg/kg G. Der Median aller Quecksilbergehalte lag in den untersuchten Gebieten während dieser Zeit bei 0,12 mg/kg TG. Damit befand er sich auf ähnlichem Niveau wie der vergleichbare Median von 0,11 mg/kg TG des Zeitraums 1988 - 1989.

Zink (Zn)

In Miesmuschelpolen aus dem äußeren Ems-Ästuar bei Borkum wurden 1994 Kupfergehalte zwischen 80 und 140 mg/kg TG gefunden. Mit steigender Schalengröße, entsprechend zunehmendem Alter der Muscheln, nahmen die Zinkgehalte ab. In den vier untersuchten Mündungsregionen entlang der niedersächsischen Küste entspannte sich die seit 1986 hohe Belastungssituation der Miesmuscheln mit Zink und umfasste 1994 Gehalte zwischen 66 und 182 mg/kg (Mediane 1994: 121 - 142 mg/kg TG).

Die Zinkgehalte in Miesmuscheln aus den Entnahmegerichten im nordfriesischen Wattenmeer und bei Helgoland erreichten von 1994 - 1996 Werte zwischen 51 und 78 mg/kg TG. Der Median aller Zinkgehalte lag in den drei Gebieten während dieser Zeit bei 65 mg/kg TG. Damit war er deutlich niedriger als der vergleichbare Median des Zeitraums 1988 - 1989, der 90 mg/kg TG betrug.

Nordseefische

Untersuchungen zur Erfassung zeitlicher Veränderungen der Spurenmetallgehalte von Fischen (Trendmonitoring) der Hohen See wer-

den seit 1988 in der Deutschen Bucht (JMP-Gebiet 13.4) als Beitrag zum *Joint Monitoring Programme (JMP)* der Kommissionen von Oslo und Paris und zugleich zum Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt der Nordsee durchgeführt. Das Arbeitsprogramm bis 1994 entsprach in Zielsetzung und Durchführung dem, was in den „*Principles and Methodology of the Joint Monitoring Programme*“ (OSPARCOM 1994) festgelegt ist.

Nach dem Ersatz der Übereinkommen von Oslo und Paris durch das *Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks* wurden seit 1995 die Untersuchungen in dem o.a. Gebiet unter dem *Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP)* und nach Maßgabe der *JAMP Guidelines for Monitoring Contaminants in Biota* (OSPARCOM, 1997) fortgesetzt. Einzelheiten des Untersuchungsprogramms sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Die Elemente Cd, Pb, Cu und Zink werden in der Leber, und Hg wird im Muskelfleisch einzelner Tiere (nicht in sog. „Jahreshomogenaten“) analysiert.

Die Untersuchungsergebnisse der Jahre 1995 bis 1996 sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Tabelle 1: Übersicht über Probenart und Variablen, die im Rahmen des JAMP seit 1995 untersucht werden.

Species (n)	Alter (Jahre)	Länge (cm)	Geschlecht	Gebiet	Zeitraum d. Probenahme (Frequenz)	Matrix	Variable
Scholle (<i>Pleuronectes platessa</i>) 25 Individuen	2-3.	20-30	Weiblich	JAMP 13.4	Aug.-Sept. (1x. jährl.)	Leber Muskel	Cd, Pb, Cu, Zn Hg

Tabelle 2: Spurenmetalle in Schollen (*Pleuronectes platessa*) des JAMP-Gebietes 13.4 (Elementgehalte jeweils als geometrische Mittelwerte und bezogen auf Frischsubst.).

Jahr der Probenahme	Cd (µg/kg)	Pb (µg/kg)	Hg (µg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)
1995	55,1	46,4	30,6	3,72	25,4
1996	94,5	38,4	39,0	2,22	25,1

Gegenwärtig liegen nur für Quecksilber Untersuchungsergebnisse vor, die - unter Einbeziehung von Daten aus dem früheren JMP -

eine längere Zeitspanne (1988 bis 1997) abdecken und eine zeitliche Entwicklung erkennen lassen.

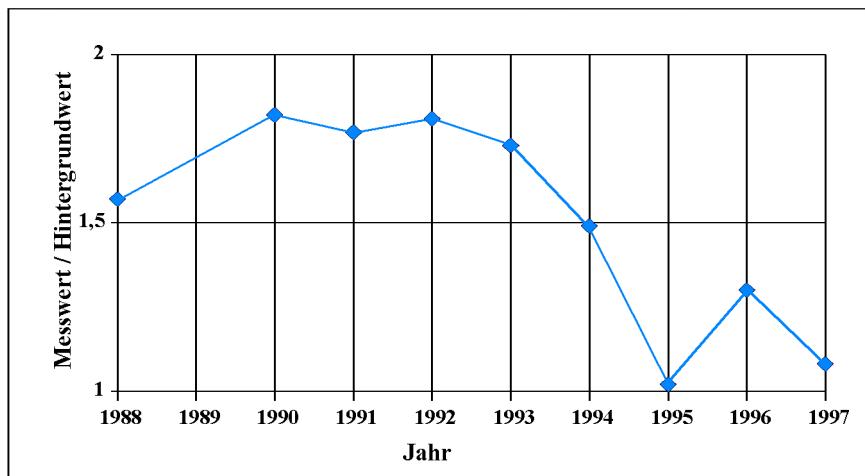


Abb. 18: Entwicklung der Quecksilberkonzentration von Schollen (*Pleuronectes platessa*) der Deutschen Bucht (JAMP-Gebiet 13.4), dargestellt als Verhältnis zum Hintergrundwert (geometrischer Mittelwert dividiert durch 30).

Eine zusammenfassende Darstellung über Quecksilbergehalte von Biota für das Meerengebiet der Nordsee findet sich in den North Sea Assessment and Quality Status Reports 1993 (NSTF, 1993). Danach liegt der Quecksilbergehalt von kommerziell genutzten Fischarten der Nordsee, wie Kabeljau, Wittling, Scholle und Seelunge, zwischen 30 und 350 µg/kg (Frischgewicht). Fische mit Quecksilbergehalten an der Obergrenze des genannten Bereichs finden sich vorrangig in Küstenzonen der Deutschen Bucht, der südlichen Bucht und norwegischer Gewässer.

Bei Plattfischen wird ein Quecksilbergehalt in der Größenordnung von 30 bis 70 µg/kg (Frischgewicht) als gegenwärtiger Hintergrundwert (Referenzwert) angesehen (OSPAR/ICES, 1996).

Aus Abb. 18 ergeben sich bis 1993 Hinweise für erhöhte Quecksilberbelastungen, die vermutlich mit den bis dahin anhaltend hohen Quecksilbereinträgen aus der Elbe in die Deutsche Bucht im Zusammenhang stehen.

Seit 1994 wird eine abnehmende Tendenz erkennbar, die bereits 1995 zu einer Annäherung an den Hintergrundwert führt (Verhältnis geometrischer Mittelwert dividiert durch Hintergrundwert nähert sich 1), im Jahre 1996 zeigt sich wieder ein geringfügiger Anstieg beim Quecksilbergehalt der untersuchten Schollen.

Vogeleier

Die in der Stellung im marinen Nahrungsnetz begründete Empfindlichkeit der Küstenvögel gegenüber Umweltchemikalien gilt für Schwermetalle ebenso wie für die bereits an anderer Stelle angesprochenen chlororganischen Verbindungen (siehe Kapitel Organische Schadstoffe). Neben der Mauser ist für die weiblichen Vögel die Eiablage ein wichtiger Mechanismus der Schwermetall-Detoxifikation des Körpers, insbesondere für Quecksilber. Federn wie Eier sind dehalb geeignete Matrizes zur Analyse der Schwermetallbelastung der Vögel und deren Umwelt. In methodischer Hinsicht haben Eier gegenüber Federn jedoch den Vorteil, die Kontamination der brütenden Weibchen mit Organohalogenen und Schwermetallen gleichermaßen „anzuzeigen“. Parallel zur Analyse der Organohalogenkontamination wird deshalb am Institut für Vogelforschung seit 1981 die Belastung von Eiern der Flussseeschwalbe (*Sterna hirundo*) und des Austernfischers (*Haematopus ostralegus*) mit Schwermetallen untersucht. Dabei beschränken sich die Untersuchungen auf Quecksilber, da weitere Schwermetalle, wie beispielsweise Cadmium und Blei, in den Eiern dieser Vögel quantitativ kaum von Bedeutung sind.

Die Probennahme und die Quecksilberanalytik folgte der in den „Draft JAMP Biota Monitoring Guidelines“ vorgeschlagenen. Bis auf Ausnahmen wurden je Jahr, Brutgebiet und Art zehn zufällig aus Vollgelegen entnommene Eier untersucht. Die Analysen wurden in

Zusammenarbeit mit dem ITI am chemischen Labor der FH Wilhelmshaven vorgenommen. Gemessen wurde jeweils der Gesamtquecksilbergehalt (anorganisches und organisch gebundenes Hg) per Atomabsorptionsspektrometrie. Angegeben sind mittlere Quecksilberkonzentrationen in ng/g Frischgewicht des Eiinhaltes sowie die zugehörigen 95%-Konfidenzintervalle. Neben der exemplarischen Darstellung des räumlichen Kontaminationsmusters des Jahres 1996 und der jährlichen Variation in den Brutgebieten an der Jade 1994 – 1996, werden Trends der Quecksilberkontamination der Eier verschiedener Brutgebiete der Jahre 1981 bis 1997 angegeben (ausgenommen die Jahre 1982-1985).

Unterstützt wurde das Messprogramm durch die Niedersächsische Wattenmeerstiftung, Hannover.

Lokale Unterschiede der Quecksilber-Belastung

Die für Quecksilber im Jahre 1996 ermittelte räumliche Variation von Rückständen in Flusseeschwalben- und Austernfischereien deckt sich nahezu vollständig mit den für Organohalogene gefundenen Schwankungen. Insbesondere an der zwischen den einzelnen Brutgebieten schwankenden Belastung der Flusseeschwälbe wird deutlich, dass an der deutschen Nordseeküste auch in den 90er Jahren die Elbe die ergiebigste Eintragsquelle von Quecksilber und dessen Verbindungen darstellt. Der Einfluss des kontaminierten Elbwassers verliert sich zunehmend mit den in nördlich und nordöstlich verlaufenden Strömungsrichtungen des Wassers der Deutschen Bucht.

Belastungsunterschiede im Quecksilber zwischen Austernfischer und Flusseeschwalbe

Neben der aus den bereits erläuterten Gründen unterschiedlich hohen Kontamination der Eier von Flusseeschwalben und Austernfischern (siehe auch Kapitel Organische Schadstoffe) besteht im Falle des Quecksilbers ein weiterer interspezifischer Unterschied: Im Vergleich zu den Organohalogenen tritt die oben angesprochene räumliche Variabilität bei Austernfischern in sehr viel geringerem Maße in Erscheinung. Zusammen mit dem am Dollart gelegenen Brutgebiet wurden an der Elbmün-

dung nicht die höchsten, sondern vielmehr die niedrigsten Quecksilbergehalte gefunden (Abb.19). Dieses Ergebnis dürfte weniger ein Indiz für eine geringe Belastung der genannten Gebiete sein als vielmehr für die Ernährungsstrategie des Austernfischers. Da in Buchten und Ästuaren ausgedehnte Wattflächen als Nahrungshabitate in sehr viel geringerem Umfang als an exponierten Teilen der Küste zur Verfügung stehen, weicht der Austernfischer zur Nahrungssuche auf Binnenlandflächen aus und ernährt sich dort von edaphischen Invertebraten. Auf diese Weise kontaminieren sich Austernfischer in vergleichsweise geringerem Maße insbesondere mit solchen Umweltchemikalien, die wie das Quecksilber hauptsächlich durch Flüsse in die Nordsee eingetragen werden.

Trends

Im Gegensatz zu relativ konstanten Quecksilbergehalten in Flusseeschwälbeien wurden beim Austernfischer an der Jade zwischen 1994 und 1996 abnehmende Konzentrationen festgestellt (Abb.20). Dieser Befund entspricht den langjährigen Trends, wonach sich in vielen Brutgebieten von Austernfischer und Flusseeschwalbe die Quecksilberkonzentrationen in Eiern parallel zur zurückgehenden Belastung von Rhein und Elbe während der letzten Dekade verringert haben (Tab.3, Abb.21.).

Das Verbot der Anwendung quecksilberhaltiger Saatgutbeizmittel im Jahre 1982 (Westdeutschland) bzw. 1990 (neue Bundesländer), die teilweise verbesserte Behandlung industrieller Abwässer sowie eine verbesserte Sonderabfallbehandlung dürften die Ursachen für abnehmende Quecksilberfrachten der Nordseezuflüsse und Rückstände in Eiern der Küstenvögel sein.

Dennoch sind insbesondere Flusseeschwalbeneier regional auch heute noch so hoch mit Quecksilber belastet, dass von Brutminderung durch Schwermetallkontamination ausgegangen werden muss. Der Schwellenwert von 0,5 µg/g Ei-Frischgewicht (SCHEUHAMMER 1987) wurde besonders von im Bereich der inneren Deutschen Bucht brütenden Flusseeschwalben im Zeitraum 1994 bis 1996 weit überschritten (vgl. aber BECKER et al. 1993).

Tab. 3: Zeittrends der Quecksilberkonzentrationen in Eiern von Flussseeschwalben und Austernfischern im Zeitraum 1981 bis 1997 (Dollart seit 1987). Angegeben sind im Falle der Signifikanz Rangkorrelations-Koeffizienten nach Spearman. n.s. = nicht signifikant, * $p \leq 0,05$, ** $p \leq 0,01$, *** $p \leq 0,001$, / = keine Beobachtung.

	Flussseeschwalbe	Austernfischer
Dollart	/	n.s.
Jade	-0,35 ***	n.s.
Elbe	-0,74 ***	-0,57 ***
Trischen	-0,19 *	-0,29 **
Norderoog	-0,26 **	0,36 ***

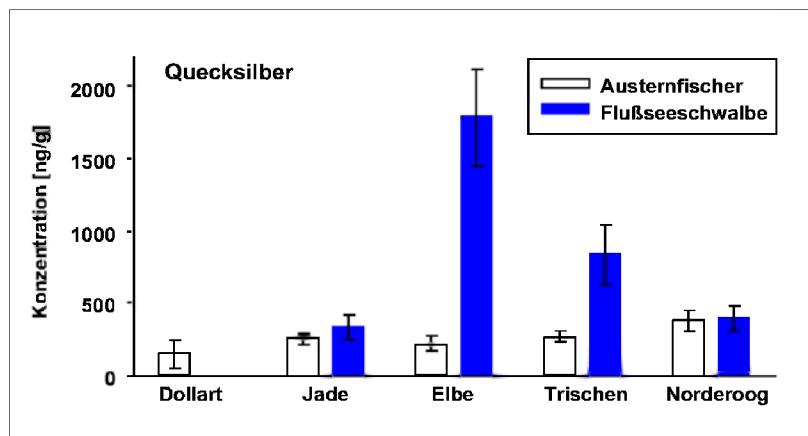


Abb. 19: Räumliche Variation der Kontamination von Küstenvogeleiern mit Quecksilber im Jahre 1996. Angegeben sind jeweils mittlere Konzentrationen (ng/g Frischgewicht des Eiinhaltes) und 95%-Konfidenzintervalle. Mit Ausnahme der Austernfischer des Dollarts ($n = 4$) wurden je Brutgebiet und Art 10 Eier untersucht.

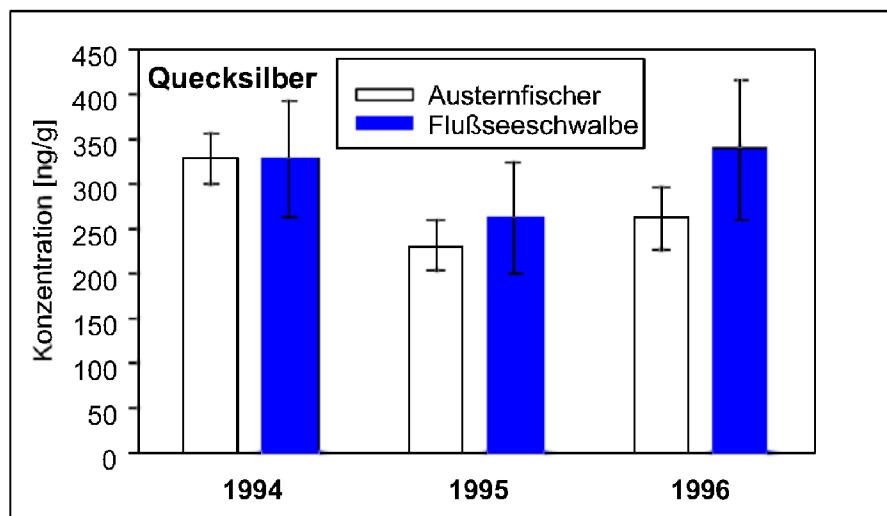


Abb. 20: Variation der Kontamination von Eiern mit Quecksilber am Beispiel der Flussseeschwalben- und Austernfischer-Brutgebiete an der Jade im Zeitraum 1994 bis 1996.

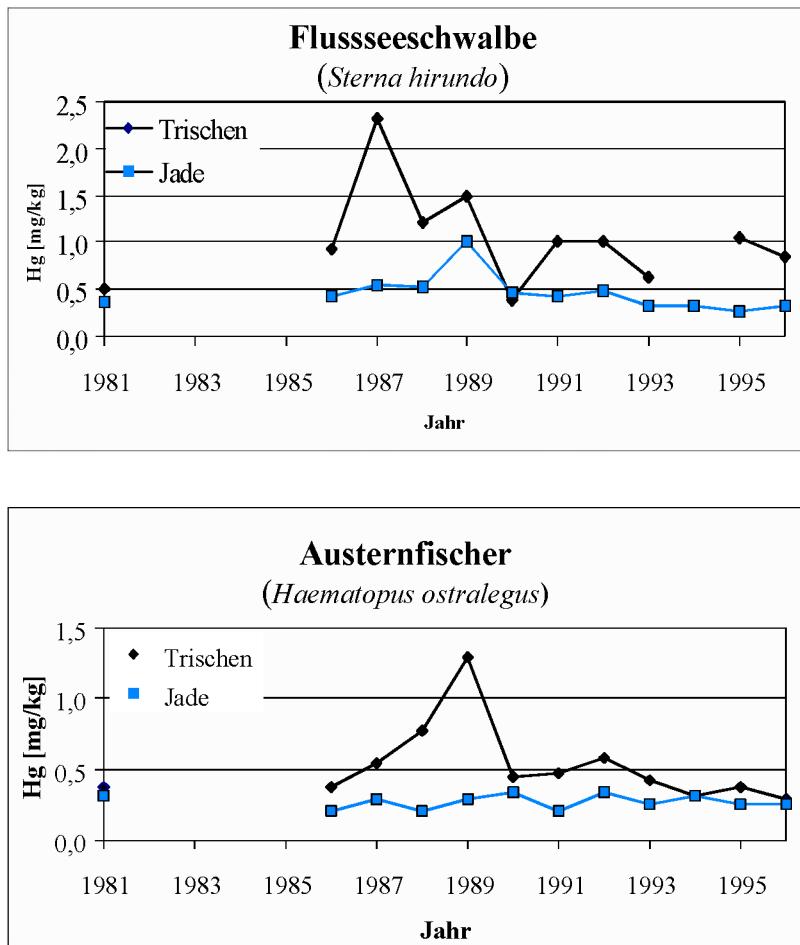


Abb. 21: Zeittrends der Quecksilber-Konzentrationen in Eiern von Flussseeschwalbe und Austernfischer von Trischen und Jade 1981-1996. 1 mg/kg = 1000 ng/g.

4.3 Sediment-Untersuchungen

In Sedimenten liegen Spurenmetalle in beträchtlichem Ausmaß gespeichert vor. Ihr Gehalt in feinkörnigen Sedimenten übertrifft gegenwärtig in fast allen größeren Flüssen sowie den Wattgebieten und Ästuaren Deutschlands die natürlichen Hintergrundwerte um ein Vielfaches. Hier können sie für bodenlebende Organismen eine Belastungsquelle darstellen und über die Nahrungskette auch auf höhere trophische Stufen des Ökosystems eine schädigende Wirkung ausüben.

Spurenmetalle sind ungleichmäßig in den einzelnen Korngrößenfraktionen von Sedimenten verteilt. Feinkörnige Sedimentpartikel, wie z.B. Schlick, binden auf Grund ihres Mineralbestandes (Glimmer, Tonminerale) sehr viel mehr Schwermetalle als grobkörnige Sedimentpartikel mit hohem Sandanteil (Quarz,

Feldspäte, Schwerminerale). Daher hängt der Spurenmetallgehalt in unfractionierten Sedimentproben stets vom Anteil an feinkörnigem Material ab (Korngrößeneffekt). Um die Spurenmetallbelastung der Sedimente in den verschiedenen Regionen miteinander vergleichen zu können, werden die Bestimmungen in der Korngrößenfraktion <20 µm durchgeführt.

Die Sedimente/Schwebstoffe der gesamten Tide-Ems und des Dollart sind fast ausschließlich marinen Ursprungs. Die Ursache hierfür findet sich in den sehr hohen Flutstromgeschwindigkeiten, die wesentlich durch die Vertiefung der Tide-Ems im Rahmen des Ausbaues als Schifffahrtstraße verursacht werden. Hierdurch werden Feststoffe marinen Ursprungs (und mit diesen die für den Küstenbereich typischen Cd- und Hg-Gehalte) in

großem Ausmaß aus dem Wattenbereich bis zur Schleuse Herbrum transportiert. Die Feststoffe fluvialen Ursprunges mit ihren höheren Cd- und Hg-Belastungen tragen lediglich im Oberwasser bei Herbrum merklich zur Cd- oder Hg-Belastung der Feststoffe bei.

An den Stationen der nordfriesischen Küste schwankte der Anteil der Fraktion <20 µm an der Gesamtsedimentprobe stark. Die Korngrößenzusammensetzung ändert sich somit von Jahr zu Jahr zum Teil erheblich. Als Ursache kommen Sedimentumlagerungen durch auftretende Sturmweatherlagen oder veränderte Strömungsverhältnisse in Betracht. Der Feinkornanteile variierten zwischen 0,28% an der Station „Norderaue/Langeneß“ und maximal 18,7% an der Station „Eider bei Tönning“.

Im BLMP waren in den Jahren 1994 - 1996 die Untersuchungen wenig aufeinander abgestimmt. Die Ergebnisse sind somit regional begrenzt vergleichbar.

Von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz, wurde nur eine Probenserie im September 1994 gemessen.

Das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU) hat im jeweils während der Augustbeprobungen Sedimente an fünf Stationen im Wattengebiet sowie in der Eider bei Tönning entnommen. Es wurden die Elemente Arsen, Cadmium, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Nickel, Blei und Zink in der Fraktion <20 µm analysiert. Die Ergebnisse werden mit den statistischen Kenngrößen (Minimum, Median und Maximum) aus Sedimentuntersuchungen des Zeitraums 1988 bis 1996 verglichen.

Im niedersächsischen Wattgebiet wurden von der Forschungsstelle Küste des niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (NLÖ) an 33 Stationen (in 10 Gebieten jeweils aus den Bereichen Sand- und Schlickwatt, Verlandungszone /Vorland) in 3-jährigen Abständen Sedimentproben zur Analyse entnommen, vorzugsweise im Spätsommer. Zur Beurteilung der Belastung werden die Befunde der <20 µm-Feinkornfraktion zugrunde gelegt; für diesen Bericht speziell die Daten aus den Wattgebieten.

Das BSH untersucht regelmäßig Sedimente des deutschen Festlandsockels der Nordsee auf

ihren Gehalt an Schwermetallen (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Cr, Ni, V, Ag, As) und zur Beurteilung der Werte notwendige Begleitgrößen (Al, Li, Fe, Mn, TOC, N, CaCO₃, P, Anteil der Feinkornfraktion <20µm). Die Bestimmung von Si, K, Mg und Co wurde im Berichtszeitraum versuchsweise in das Programm aufgenommen. Entsprechend der Strategie des BSH wurde in den Jahren 1994 und 1996 ein Gerüst von Stationen, für die bereits Zeitreihen vorliegen, beprobt. In mehrjährigem Abstand wird zusätzlich ein (festes) den gesamten Festlandsockel abdeckendes Netz beprobt. Dies geschah im Jahr 1995. Im Berichtszeitraum wurde ausschließlich die Feinkornfraktion von Oberflächensedimenten (0 bis 2cm) analysiert.

Nord- und ostfriesisches Wattmeer mit Ems-Ästuar

Arsen (As)

Der natürliche Arsen-Hintergrundwert liegt etwa bei 10 mg/kg Trockenmasse TM.

An den nordfriesischen Stationen variierten die zwischen 17 und 56 mg/kg TM (Maximum im August 1996 im Büsumer Watt).

In den ostfriesischen Wattsedimenten wurden Werte zwischen 17 und 32 mg/kg TM ermittelt (Ausnahme: Sandwatt bei Borkum mit 56 mg/kg TM).

Im Ems-Ästuar lagen die Arsengehalte im Oberflächensediment im September 1994 im Hafen Emden bei 22 mg/kg TM und im Dollart bei 26mg/kg TM

Blei (Pb)

Als natürlicher Hintergrundwert wird ein Konzentrationsbereich von 10 - 40 mg/kg TM angenommen.

Im Emsästuar lagen die Bleigehalte im Oberflächensediment im September 1994 im Hafen Emden bei 44 mg/kg TM und im Dollart bei 55mg/kg TM.

Im ostfriesischen Wattgebiet ergaben die Untersuchungen Werte von 59 bis 100 mg/kg TM und erreichten mindestens das Doppelte des natürlichen Hintergrundwertes.

Für die nordfriesischen Stationen gilt ähnliches. Dort variierten die Bleikonzentrationen der Oberflächensedimente 1994 - 1996 an den verschiedenen Stationen stark zwischen 27 und 91 mg/kg TM. Mit Bleigehalten von 77 sowie 91 und 69 mg/kg TM traten die höchsten Belastungen im Büsumer Watt auf (Feinkornanteil <20µm: 1,2 / 0,42 / 1,9 %).

Cadmium (Cd)

Der natürliche Cadmium-Hintergrundwert ist starken Schwankungen unterworfen. Für die innere Deutsche Bucht wird er auf etwa 0,2 mg/kg TM geschätzt.

In der Tide-Ems ist die Cadmiumbelastung von Schwebstoffen und Sedimenten gering - z.B. im Vergleich zu den Ästuaren von Elbe und Weser. Ein einheitlicher zeitlicher Trend ist in den letzten 10 Jahren nicht zu beobachten. Die Cadmiumgehalte im Oberflächensediment lagen im September 1994 im Hafen Emden und im Dollart bei 0,5 mg/kg TM.

Die Messungen des NLÖ im niedersächsischen Wattgebiet zeigten für 1994 Werte zwischen 0,39 und 1,7 mg/kg TM, lediglich im Schlicksandprofil Elisabethgroden wurde mit 5,1 mg/kg TM ein Belastungsschwerpunkt festgestellt.

An den nordfriesischen Stationen variierten die Cadmiumkonzentrationen 1994 - 1996 an den verschiedenen Stationen zwischen 0,40 und 1,7 mg/kg TM. Der als natürlich eingeschätzte Hintergrundwert wird somit während des Berichtszeitraums bei allen Sedimentuntersuchungen in Nordfriesland um etwa das Zwei- bis Neunfache überschritten.

Chrom (Cr)

Der natürliche Chrom-Hintergrundwert liegt etwa bei 80 mg/kg TM.

Im Ems-Ästuar lagen die Chromgehalte im Oberflächensediment im September 1994 im Hafen Emden und im Dollart bei 120 und 130 mg/kg TM. Im Sediment bei Emshörn waren es nur 64 mg/kg TM.

Für das niedersächsische Wattgebiet ermittelte das NLÖ 1994 Werte zwischen 60 und 100 mg/kg TM, die also im Bereich der angegebenen Hintergrundwerte liegen bzw. etwas darüber.

An den nordfriesischen Stationen variierten die Chromkonzentrationen im Berichtszeitraum an den verschiedenen Stationen zwischen 77 und 118 mg/kg TM. Im Lister Königshafen lagen 1994 - 1996 die Chromgehalte im Konzentrationsbereich des natürlichen Hintergrundwertes.

Kupfer (Cu)

Der natürliche Kupfer-Hintergrundwert liegt etwa bei 20 mg/kg TM .

Im Ems-Ästuar lagen die Kupfergehalte des Oberflächensedimentes im September 1994 im Hafen Emden und im Dollart bei 17 und 18 mg/kg TM.

Die Hintergrundwerte für Kupfer werden im niedersächsischen Watt mit 15 bis 29 mg/kg TM im Schnitt eingehalten; nur einzelne Profile ragen mit Werten von 42 mg/kg TM (Borkum), 51 mg/kg TM (Spiekeroog), 82 mg/kg TM (Norderney) heraus.

An den nordfriesischen Stationen variierten die Kupferkonzentrationen im Berichtszeitraum an den verschiedenen Stationen zwischen 14 und 42 mg/kg TM. In den Sedimenten der Eider (bei Tönning) und der Hallig Oland lagen 1994 - 1996 die Werte im Bereich des natürlichen Hintergrundes.

Nickel (Ni)

Der natürliche Nickel-Hintergrundwert liegt etwa bei 30 mg/kg TM.

Im Ems-Ästuar lagen die Nickelgehalte des Oberflächensedimentes im September 1994 im Hafen Emden und im Dollart bei 41 und 39 mg/kg TM.

Für die Stationen im niedersächsischen Wattgebiet ergaben die Untersuchungen Konzentrationen zwischen 22 und 44 mg/kg TM.

An den nordfriesischen Stationen variierten die Nickelkonzentrationen im Berichtszeitraum zwischen 29 und 50 mg/kg TM.

Quecksilber (Hg)

Der natürliche Quecksilber-Hintergrundwert für die innere Deutsche Bucht liegt etwa zwischen 0,02 bis 0,04 mg/kg TM. Dieser Wert wurde in allen untersuchten Sedimenten der Jahre 1994 - 1966 deutlich überschritten.

In der Tide-Ems ist die Quecksilberbelastung von Schwebstoffen und Sedimenten im Vergleich zu den Ästuaren von Elbe und Weser. Ein einheitlicher, zeitlicher Trend ist in den letzten 10 Jahren nicht zu beobachten. Die Quecksilbergehalte des Oberflächensedimentes lagen im September 1994 im Hafen Emden bei 1,0 mg/kg TM. Im Dollart und bei Emshörn betrugen sie 0,3 mg/kg TM.

Der Bereich Niedersächsisches Wattenmeer liegt mit Konzentrationen von 0,24 bis 0,52 mg/kg TM bei mindestens dem Zehnfachen des natürlichen Hintergrundwertes.

An den nordfriesischen Stationen variierten die zwischen 0,09 und 0,60 mg/kg TM. Nahezu alle beobachteten Quecksilbergehalte zeigten das Zehn- bis Zwanzigfache des natürlichen Hintergrundwerts.

Zink (Zn)

Der natürliche Zink-Hintergrundwert liegt bei etwa 80 - 100 mg/kg TM.

Im Ems-Ästuar lagen die Zinkgehalte des Oberflächensedimentes im September 1994 im Hafen Emden und im Dollart bei 230 und 240

mg/kg TM. Geringer waren sie mit 140 mg/kg im Sediment bei Emshörn.

Im niedersächsischen Wattenmeer erreichten die Werte mit 45 bis 250 mg/kg TM die gleiche Größenordnung wie in der Ems-Mündung, also etwa zweifach erhöht im Vergleich zum Hintergrundwert.

An den nordfriesischen Stationen variierten die Zinkkonzentrationen zwischen 92 und 247 mg/kg TM. Die höchsten Zinkgehalte zeigten sich im Büsumer Watt mit 287, 263, 230 mg/kg TM (Feinkornanteil <20µm: 1,2 / 0,42 / 1,9 %).

Weser-Ästuar

Die Schwermetallbelastung des Sedimentes bzw. des Schwebstoffes an der Station Hemelingen werden in Abb.22 und Abb.23 dargestellt. Betrachtet man die Belastung der Webersedimente mit Schwermetallen im Verlauf der letzten Jahre, so ist ein durchgängiger Trend nur schwer zu erkennen. Zwar scheint sich in weiten Teilen eine leichte Abnahme der Schwermetallkonzentration abzuzeichnen, jedoch kann die Aussage aufgrund der vorhandenen Datenmenge nicht abgesichert werden. Ähnliches gilt für die Schwermetallbelastung am Schwebstoff. Betrachtet man die Jahresmittelwerte der Schwebstoff- und Sedimentuntersuchungen im direkten Vergleich, so liegen die Konzentrationen im Sediment durchschnittlich leicht über den Konzentrationen im Schwebstoff.

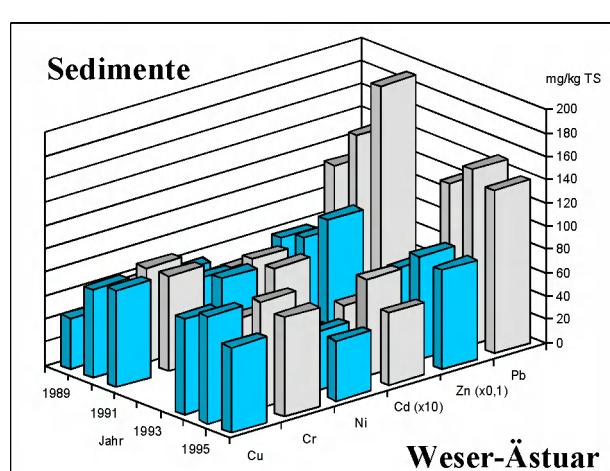


Abb. 22: Ausgesuchte Schwermetalle im Sediment an der Station Hemelingen (Basis: Einzelproben 2x jährlich (1989 und 1994-1996) bzw. 1x jährlich (1990-1991 und 1994)

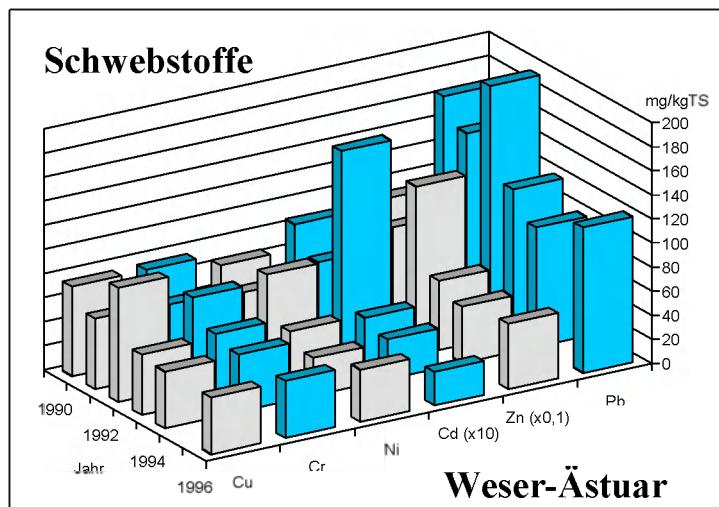


Abb. 23: Ausgesuchte Schwermetalle im Schwebstoff an der Station Hemelingen (Basis: 1990-1993; Einzelproben 2x jährlich; 1994 = 21 Einzelproben, 1996 = 17 Einzelproben).

In Tab.4 sind die Jahresmittelwerte der Schwermetallkonzentrationen im Sediment an den Stationen Hemelingen, Brake und Bremerhaven der Jahre 1994-1996 aufgeführt. Auffällig ist bei einigen Metallen (vor allem

bei Cu, Cd, Pb, Zn) die deutliche Abnahme der Belastung im Längsverlauf dieses Flussabschnittes, die die zunehmende Verdünnung der Schwermetalleinträge aus der Aller widerspiegelt.

Tabelle.4: Jahresmittelwerte der Schwermetallkonzentration im Sediment an den Stationen Hemelingen, Brake und Bremerhaven 1994-1996

Hemelingen									
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
1994	12	5,3	69	82	0,37	800	41	130	710
1995	19	8,3	91	92	0,455	1035	50,5	150	890
1996	21	6,2	85,5	73,5	0,42	1350	51,5	140	850
Brake									
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
1994	20	1,2	83	31	0,55	2100	37	110	300
1995	22	1,785	83,5	38	0,28	1595	36	65,5	275
1996	25,5	2,15	87	35	0,415	2250	42	78,5	350
Bremerhaven									
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
1994	18	1,2	63	41	0,37	1600	32	76	230
1995	25,5	1,95	88	38,5	0,38	1550	41	74	290
1996	27	1,55	100	32	0,385	1350	40,5	63,5	285

Innere Deutsche Bucht

Räumliche Verteilungen

Die Schwermetallgehalte (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Ag) in der Feinkornfraktion der Sedimente des deutschen Festlandsockels einschließlich der inneren Deutschen Bucht zeigen ein ausgeprägtes Verteilungsmuster. Die generelle

Verteilung unterscheidet sich nur graduell von dem bereits in früheren Untersuchungen (1993/95, 1987, 1991) gefundenen Muster: Hohe Gehalte von Quecksilber, Cadmium und Zink im küstennahen Bereich. Hohe Gehalte von Blei auch in küstenfernen Gebieten. Silber, das erst seit 1992 bestimmt wird, ist ebenfalls in der Deutschen Bucht hoch angereichert.

Lokal variierende Gehalte an (meist "verdünendem") CaCO₃, regional variierende Li/Al-Verhältnisse, K/Al-Verhältnisse und Mg/Al-Verhältnisse sind angesichts der hohen Gehalte der oben genannten Schwermetalle ohne Bedeutung. Dies kommt erst in der nordwestlichen Nordsee zum Tragen. Auch die regional variierenden Si/Al-Verhältnisse (hoher Anteil von Quarz in der Feinkornfraktion küstennaher Sedimente) sind angesichts der hohen Schwermetallgehalte ohne Bedeutung.

Anders verhält es sich mit dem Anteil der Feinkornfraktion, dem Gehalt an Eisen, Mangan und organischem Kohlenstoff: Die aus Sanden gewonnene Feinkornfraktion enthält generell wesentlich mehr Blei als die aus schlickigen Sedimenten gewonnene. Blei reichert sich allgemein in der Feinkornfraktion an. In den sandigen Sedimenten ist diese Fraktion nur gering vorhanden und so muss sich das gesamte Blei in dem wenigen Feinkornsediment einlagern, das hier zur Verfügung steht. Deshalb sind die relativen Blei-Werte in den Feinkornfraktionen aus sandigen Sedimenten größer als in denen aus Schlickproben. Hohe Gehalte an Eisen sind mit hohen Gehalten von Zink gekoppelt. Hohe Gehalte von Mangan führen zu hohen Gehalten von Kobalt. Variationen des Gehalts an organischem Kohlenstoff scheinen die Variationen des Gehalts an Cadmium mitzubestimmen.

Das Quecksilber scheint von diesen Einflüssen weitgehend unbetroffen zu sein. Seine Verteilung weist auf Einträge über die Flüsse (insbesondere die Elbe) als Hauptquelle hin.

Schlickgebiet: zeitliche Veränderungen

Das Schlickgebiet der inneren Deutschen Bucht wurde bereits seit 1975 regelmäßig beprobt. Hier sind die Gehalte von Quecksilber, Cadmium und Zink in der Feinkornfraktion kräftig zurückgegangen, sie liegen aber noch immer weit über den "Hintergrundwerten". Auch die Kupfergehalte zeigen einen Rückgang. Die aktuellen Werte liegen nur noch wenig über den Hintergrundwerten. Die Daten weisen auf einen durch den Oberwasserabfluss der Elbe modulierten abnehmenden Trend hin. Der Rückgang der Metallgehalte setzte bereits vor 1990 ein.

Für Blei deutet sich eine Tendenz zu niedrigeren Werten an. Eine Trendaussage ist aber noch nicht möglich. Für das erst ab 1992 bestimmte Element Silber ist ebenfalls noch keine Trendaussage möglich.

Sandige Sedimente: zeitliche Veränderungen

Die Verhältnisse sind wesentlich komplexer in den sandigen Sedimenten vor den Küsten Niedersachsens und Schleswig-Holsteins als im Schlickgebiet.

Die hier beobachteten, in früheren Jahren als erratisch angesehenen Fluktuationen, erweisen sich zunehmend als reguläre Variationen, die nicht allein durch wechselnden Feinkornanteil, Anteil an organischem Kohlenstoff oder Eisen bestimmt sein können. Sie zeigen die generelle zeitliche Entwicklung von Quecksilber, Cadmium, Zink, Kupfer und Blei in der Feinkornfraktion sandiger Sedimente der Deutschen Bucht. Auch hier ist ein Rückgang von Quecksilber und Kupfer zu beobachten. Für die hohen Konzentrationen, insbesondere an Cadmium, in den Jahren um 1990 wurde noch keine befriedigende Erklärung gefunden.

5 Belastung mit organischen Schadstoffen

5.1 Wasser-Untersuchungen

Gesamtkohlenwasserstoff-Gehalte

Der Gehalt an „Gesamtkohlenwasserstoff“ ist ein halbquantitativer Wert für die Belastung eines Wasserkörpers durch aromatische Erdölkohlenwasserstoffe. In der Deutschen Bucht lagen die Gesamtkohlenwasserstoffgehalte 1994-1996 zwischen 0,35 µg/l in der zentralen Nordsee und 3,2 µg/l in der inneren Deutschen Bucht. Mit bis zu 17,1 µg/l wiesen die Anschlusswerte bei Cuxhaven und Stade deutlich den besonderen Eintrag auf, der aus der Elbe in die Deutsche Bucht kommt. Die Verteilung in der Deutschen Bucht ist nicht immer gleich und kann von Monat zu Monat unterschiedlich sein, da die Lage der Elbe-Fahne windabhängig ist.

Werte wie sie z.B. im Atlantik gemessen werden, sind um den Faktor 10 geringer als in der Deutschen Bucht: Während hier und in der südlichen Nordsee die Konzentrationen zwischen 0,8 und 2 µg/l liegen, sinkt sie im offenen Atlantik auf 0,2 bis 0,05 µg/l ab. Neben quantitativen Unterschieden bestehen allerdings auch große Unterschiede in der Zusammensetzung, so dass erst die Untersuchung der Einzelkomponenten genauere Aussagen erlaubt.

Auf allen Stationen ist eine hohe zeitliche Variabilität zu beobachten, besonders an den küstennahen Stationen, die in der Elbefahne liegen. Der Grund für die beobachtete hohe Variabilität liegt darin, dass die Konzentration nicht nur durch die Temperatur (Abbauprozesse), sondern auch durch den Süßwasseranteil (Eintrag vom Land) und den Schwebstoffgehalt (hohe Anreicherung der Kohlenwasserstoffe) der Wasserproben beeinflusst wird. Die jahreszeitliche Abhängigkeit wird durch kurzzeitig veränderliche (meteorologische und hydrographische) Parameter überlagert.

Aufgrund der hohen Variabilität ist z.Z. keine Beurteilung der zeitlichen Entwicklung möglich. Die 1994 bis 1996 beobachteten Werte lagen in dem gleichen Bereich wie in den vorangegangenen Jahren.

Aliphatische Kohlenwasserstoffe (Alkane)

Der Konzentrationsbereich der Aliphate lag 1994-1996 zwischen 40 ng/l in der äußeren Deutschen Bucht und 400 ng/l bei Stade. Der Grund für den relativ geringen Gradienten liegt in der Zusammensetzung der Alkane und dem relativ hohen biogenen Anteil. n-Alkane, eine Untergruppe der Aliphate, sind Hauptbestandteile von Erdöl, können aber auch in der Natur neu gebildet werden. Eine Unterscheidung der Quellen in Umweltproben ist nur anhand der verschiedenen Verteilungsmuster möglich.

Die Konzentrationen einzelner n-Alkane (C_{19} bis C_{30}) lagen 1994-1996 in der Deutschen Bucht zwischen 0,7 und 5 ng/l, mit vereinzelten Spitzenwerten bis zu 10 ng/l. In Küstennähe stiegen die Werte bis auf 25 ng/l und im Mündungsbereich der Elbe bis auf 100 ng/l an.

Die alternierende Konzentrationsverteilung mit Bevorzugung ungeradzahliger Kettenlängen (Maximum meist bei C_{29}) deutete auf Landpflanzen als Ursprung hin. Allerdings wies der "Carbon Preference Index" von 1,2 bis 2 auf einen hohen zusätzlichen Anteil petrogener Alkane hin. In den Monaten mit starker Primärproduktion (Mai bis Juli) übertraf C_{17} (bis 300 ng/l) alle anderen Alkane, vereinzelt waren auch C_{15} und C_{19} stark gegenüber den übrigen Kohlenwasserstoffen erhöht (15 bis 75 ng/l). Alle drei Alkane sind bekannte Stoffwechselprodukte von Algen. Besonders hohe Konzentrationen wurden auf Station 36 vor der ostfriesischen Küste beobachtet.

Aufgrund der hohen Variabilität waren keine zeitlichen Entwicklungen zu beobachten.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Der Konzentrationsbereich der Summe der Aromaten in der Deutschen Bucht lag 1994–1996 zwischen 1,8 ng/l und 90 ng/l bei Stade. Die Konzentrationen der Einzel-PAK liegen in der Deutschen Bucht - je nach Substanz und Ort - im Bereich von 10 ng/l bis unter 0,01 ng/l. Bei den hochkondensierten 5- und 6-Ring-Aromaten ist zur Küste hin ein sehr starker Gradient zu beobachten, während bei den 2- und 3-Ring Aromaten der Gradient weniger steil ausfällt. Während 2- bis 4-Ring-Aromaten (Naphthalin, Fluoren, Phenanthren, Fluoranthren, Pyren) in der offenen See im Bereich von 0,01 bis 0,5 ng/l vorliegen, weisen 5- und 6-Ring-Aromaten hier nur noch Konzentrationen von <0,01 bis 0,05 ng/l auf. Der Grund dafür liegt vor allem darin, dass die hochkondensierten polyzyklischen Aromaten eine sehr große Affinität zu Schwebstoffen zeigen, so dass ihre Konzentrationen besonders stark vom Schwebstoffgehalt abhängen und einen steileren Gradienten von der Küste zur offenen See aufweisen als die besser wasserlöslichen, niedrig kondensierten 2- und 3-Ring-Aromaten.

Die zeitliche Abhängigkeit der Einzelkomponenten-Konzentrationen ist ähnlich komplex wie die der "Gesamt-Kohlenwasserstoff-Konzentration".

Im Weser-Ästuar werden im Schwebstoff PAK-Gehalte seit 1995 bestimmt. An der Station Hemelingen lagen sie im Juni und Oktober 1995 bei 3,43 bzw. 1,81 mg/TM Schwebstoff (6 PAK lt. TVO). Im Juni und Oktober 1996 wurden 1,23 und 1,58 mg/TM (6 PAK lt. TVO: Fluoranthren, Benzo-(b)-Fluoranthren, Benzo-(k)-Fluoranthren, Benzo-(a)-Pyren, Benzo-(ghi)-Perylen, Indeno-(1,2,3-cd)-Pyren gemessen.

Hexachlorzyklohexan-Isomere (α -, β -und γ -HCH)

Im Gegensatz zur Belastungssituation im Wasser der Ostsee waren 1994–1996 die Konzentrationen des α -HCH in der Deutschen Bucht geringer als die des Lindans. Aus vorangegangenen Untersuchungen in der Nordsee ist zudem bekannt, dass Lindan-Konzentrationen in Abhängigkeit von der

Jahreszeit stärker variieren und im Frühsommer meist ansteigen.

Die Lindan-Konzentrationen lagen 1994–1996 im gesamten Ästuarbereich der Ems auf relativ einheitlichem Niveau. Die Mittelwerte schwankten zwischen 2 und 3 ng/l, die höchsten Konzentrationen wurden mit 6 ng/l im Dollart und in der alten Ems gemessen.

An den sechs Stationen der ostfriesischen Inseln lagen 1994–1996 einige Lindan-Messungen unterhalb der Grenze von 0,06 ng/l (März 1994), die meisten befanden sich im Bereich von 0,2 bis 4 ng/l. Bemerkenswert waren die Ergebnisse des Dezember 1994, als an allen sechs Stationen relativ hohe Lindankonzentrationen von 4 bzw. 5 ng/l auftraten. Bei der nächsten Beprobung, sieben Wochen später, waren die Gehalte an den Stationen Accummer Ee und Harle sogar auf 10 ng/l gestiegen, die an den anderen Stationen gesunken (auf <0,05–3 ng/l). 1994–1996 betrugen die α -HCH-Konzentrationen an den ostfriesischen Inseln maximal 0,9 ng/l.

An den Stationen der schleswig-holsteinischen Westküste konnte 1994–1996 nur in einem Jahr Lindan nachgewiesen werden, nicht aber α - oder β -HCH (Bestimmungsgrenzen für α -, β -, γ -HCH 1994–1995: 2 ng/l, 1996: 0,7 ng/l). Während Lindan 1994 und 1995 unter 2 ng/l lag, wurden 1996 Lindangehalte zwischen 1,5 und 4,2 ng/l gemessen (Maximum südlich Süderoogsand im August 1996). Im Eiderästuar fanden sich im Mai und August 1996 Lindankonzentrationen von 3,6 und 2,4 ng/l.

Während die drei HCH-Isomeren in der Elbe in etwa gleichen Konzentrationen von ca. 5 ng/l vorliegen, zeigen sie in der Deutschen Bucht unterschiedliche Verteilungen. Die Verteilung der Mittelwerte von α -, β - und γ -HCH (Lindan) in der Deutschen Bucht ist in Abb.24 wiedergegeben.

Für das α -HCH zeigte sich in der Deutschen Bucht eine recht gleichmäßige Verteilung mit Konzentrationen zwischen 0,27 und 0,37 ng/l. Die recht homogene Grundbelastung wurde in der Elbe-Fahne etwas erhöht (bis 0,6 ng/l).

Das β -HCH wies eine wesentlich geringere Grundbelastung auf (< 0,03 ng/l), so dass die Konzentrationen hauptsächlich durch die Elbe

beeinflusst wurden (bis 0,33 ng/l). β -HCH ließe sich deshalb als Elbe-Tracer verwenden.

Beim Lindan waren in der Deutschen Bucht 1994-1996 mittlere Gehalte von 1,16 bis 2,07 ng/l zu beobachten mit einem deutlichen Konzentrationsgefälle von Süden nach Norden, das nur graduell durch den Elbe-Einfluss verstärkt wurde. Wie großräumige Untersuchungen zeigen, liegt die Ursache hierfür darin, dass das in die Nordsee einströmende Kanalwasser bereits höher mit Lindan belastet ist. Im Jahr 1996 scheint das Kanalwasser besonders weit nach Norden in die äußere Deutsche Bucht verfrachtet worden zu sein (s.u.).

Im Weser-Ästuar wurden Lindan und α -HCH 1995 und 1996 nicht in der gesamten Wasserprobe, sondern ausschließlich im Schwebstoff bestimmt. An der Station Hemelingen konnten die beiden Verbindungen nicht oder nur vereinzelt nachgewiesen werden. Sie lagen zumeist unterhalb der dortigen Bestimmungsgrenze von 2 µg/kg TS Schwebstoff, die höchsten Werte fanden sich mit 3,5 und 4,7 µg/kg TS im Oktober und November 1996.

Langzeitentwicklung (1975-1996)

Für die HCH liegen verlässliche Messwerte seit 1975 vor, so dass die zeitliche Entwicklung der Konzentrationen sehr gut verfolgt werden kann. In den vergangenen Jahren konnte für α -HCH trotz hoher Schwankungen ein deutlicher Rückgang in den Konzentrationen beobachtet werden. Für γ -HCH war langfristig ebenfalls eine Verringerung festzustellen, allerdings geringer als beim α -HCH (Abb. 25).

In dem Untersuchungszeitraum 1994 - 96 war beim α -HCH weiterhin ein abnehmender Konzentrationsverlauf zu beobachten, allerdings wird er nur aufgrund der langfristigen Untersuchungen signifikant.

Beim Lindan war weiterhin eine höhere Variabilität festzustellen. Bemerkenswerterweise waren in der äußeren Deutschen Bucht im Jahr 1996 deutlich höhere Konzentrationen zu beobachten als in den Vorjahren. Aus Beobachtungen von radioaktiven Tracern ergibt sich ein Hinweis darauf, dass 1996 das Kanalwasser ungewöhnlich weit nach Norden in die äußere Deutsche Bucht verfrachtet worden war.

Dies könnte eine Erklärung für die erhöhten Lindan-Werte sein.

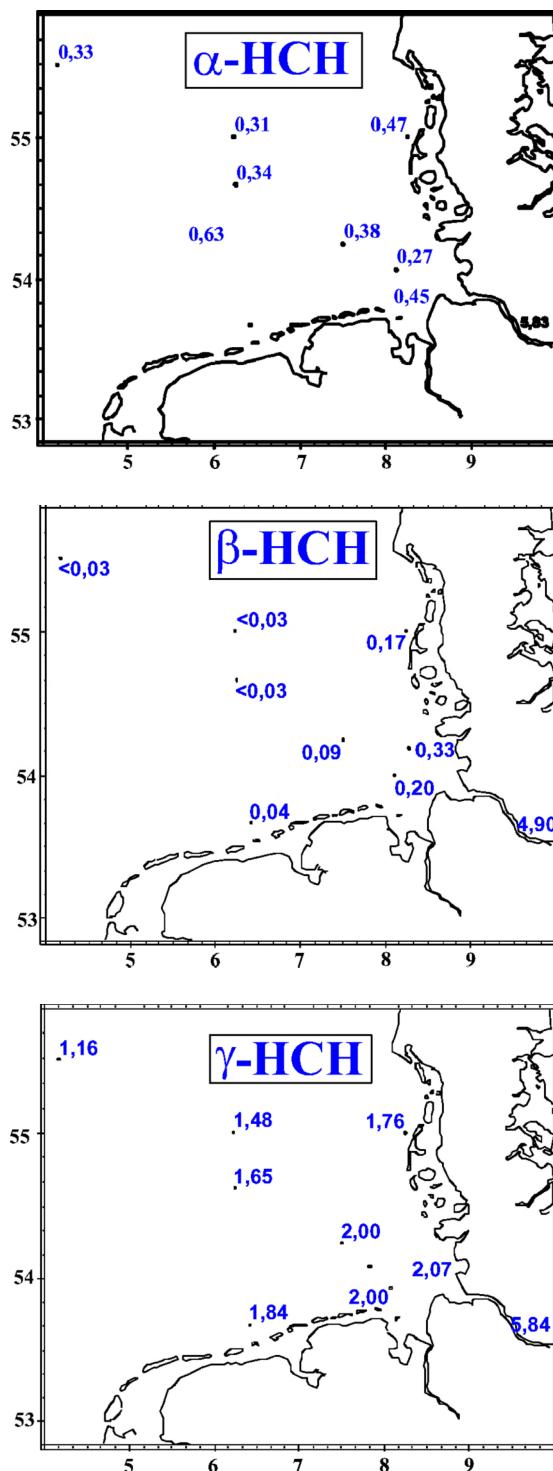


Abb. 24: Verteilung der HCH-Isomere (ng/l) in der Deutschen Bucht (Mittelwerte der Jahre 1994-96)

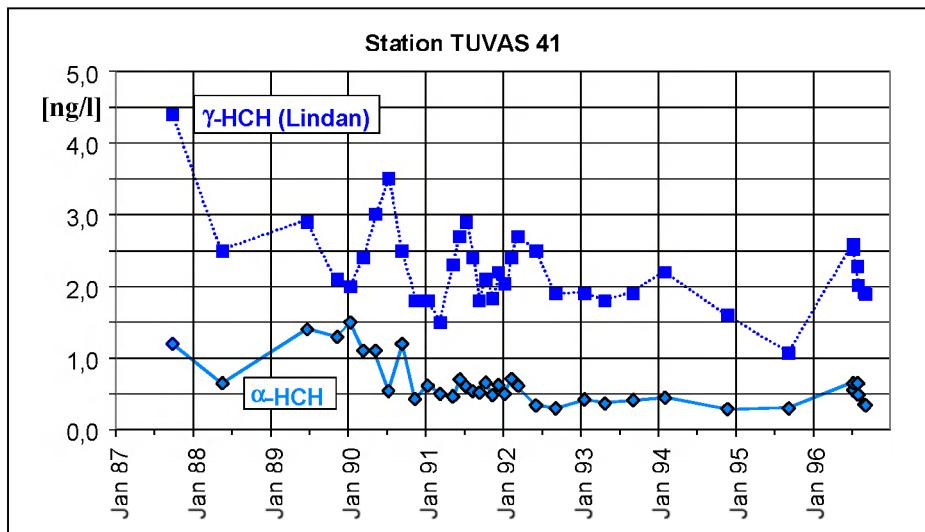


Abb. 25: Zeitlicher Verlauf der Lindangehalte und α -HCH Konzentrationen in der inneren Deutschen Bucht 1987 -1996.

Lipophile chlorierte Kohlenwasserstoffe (HCB, PCB, DDT-Gruppe)

Die räumliche Verteilung der sehr lipophilen chlorierten Kohlenwasserstoffe in der Deutschen Bucht ähnelt derjenigen der hochkondensierten PAK, es ist ein starker Konzentrationsgradient von der Küste zur offenen See zu beobachten. Zeitliche Entwicklungen können aufgrund der kleinen Messwerte und des Fehlens längerer Zeitreihen nicht beobachtet werden.

HCB

An den sechs Stationen der ostfriesischen Inseln wurden die Bestimmungsgrenzen für HCB ($<0,04$ bzw. $<0,08$ ng/l) 1994 und 1995 nur bei drei Werten überschritten (0,1 ng/l). Im Jahr 1996 lagen die HCB-Gehalte höher: nur zwei Ergebnisse waren $<0,04$ ng/l, die anderen lagen im Bereich bis 0,2 ng/l.

An den Küstenstationen Schleswig-Holsteins lagen die HCB-Gehalte in diesem Zeitraum zum allergrößten Teil unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,5 ng/l.

Während in der Elbe (bei Stade) für HCB mittlere Konzentrationen von ca. 3 ng/l beobachtet wurden, sind in der Elbe-Fahne in der Deutschen Bucht nur noch Werte bis zu 0,04 ng/l zu finden. In der übrigen Deutschen Bucht liegen die Konzentrationen meist unter

der Bestimmungsgrenze ($<0,01$ bis $<0,03$ ng/l).

Im Weser-Ästuar wird HCB nicht in der gesamten Wasserprobe, sondern ausschließlich im Schwebstoff bestimmt. An der Ästuarstation Hemelingen wurde HCB 1995 und 1996 regelmäßig nachgewiesen, mit Jahresmittelwerten von 5,6 µg/kg TS im Jahre 1995 und um 7,1 µg/kg TS im Jahre 1996.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

An den sechs Stationen der ostfriesischen Inseln schwankten die Summenkonzentrationen der untersuchten acht PCB (Nr. 28+31, 52, 101, 118, 138, 153, 180, 194) für 1994-1996 in weiten Bereichen. Im März 1994 lagen sie fast ausschließlich unterhalb der Bestimmungsgrenzen der einzelnen PCB-Verbindungen ($<0,06$ bis $<0,3$), nur an der Otzumer Balje wurden 3 ng/l gemessen. Im Dezember des Jahres fanden sich erhöhte Werte von 2-6 ng/l. Im Jahr 1995 lagen die PCB-Gehalte überwiegend im Bereich der Bestimmungsgrenzen oder darunter. Nur im Dezember 1995 wiesen drei Stationen erhöhte Werte von 3-7 ng/l auf. Das nachfolgende Jahr 1996 erbrachte insgesamt hohe PCB-Gehalte, mit 15 ng/l am höchsten im Dezember in der Osterems. Die PCB-Summen der anderen Stationen erreichten 1996 Werte zwischen 1,5 und 9 ng/l.

An den Küstenstationen Schleswig-Holsteins blieben die Summengehalte der untersuchten, acht PCB-Verbindungen zum allergrößten Teil unter der analytischen Bestimmungsgrenze (1995 und 1996: 1 ng/l. 1996: 0,5 ng/l).

Während in der Elbe (Stade) für die häufigste PCB-Verbindung, das PCB153, mittlere Konzentrationen von ca. 0,2 ng/l beobachtet wurden, waren in der Elbe-Fahne nur noch Werte bis zu 0,04 ng/l zu finden (Station 30). In der übrigen Deutschen Bucht lagen die Konzentrationen meist unter der Bestimmungsgrenze (<0,01 bis <0,03 ng/l).

Im Weser-Ästuar wurden sechs PCB-Kongenere (Nr. 28, 52, 101, 138, 153, 180) im Schwebstoff untersucht; die Werte lagen an der Station Hemelingen im Jahresmittel 1995 bei 65,2 µg/kg Trockenmasse und 1996 bei 73,5 µg/kg Trockenmasse.

DDT-Gruppe

Während in der Elbe (Stade) für die häufigste Verbindung der DDT-Gruppe, das DDD, mittlere Konzentrationen von etwa 1 ng/l ermittelt wurden, waren in der Elbe-Fahne nur noch Werte von bis zu 40 pg/l zu finden (Station 30). In der übrigen Deutschen Bucht lagen die Konzentrationen meist unter der Bestimmungsgrenze (<10 bis <30 pg/l).

Im Weser-Ästuar wurde 1994-1996 im Schwebstoff regelmäßig nur 4,4-DDE nachgewiesen, ein Abbauprodukt des DDT's. Die Jahresmittelwerte betrugen 1995 2,8 µg/kg

Trockensubstanz (TS) und 6,0 µg/kg TS im Jahr 1996.

Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe

Im Weser-Ästuar ergab die Untersuchung ausgewählter leichtflüchtiger Halogenkohlenwasserstoffe im Wasser während des Berichtszeitraums 1994-1996 ausnahmslos niedrige Belastungen mit Messwerten unterhalb oder knapp oberhalb der analytischen Bestimmungsgrenzen (je nach Substanz 0,03 oder 3 µg/l). Diese Messergebnisse bedeuten zwar nicht unbedingt, dass kein Eintrag stattgefunden hat, da die Substanzen aufgrund ihrer großen Flüchtigkeit in kürzester Zeit durch Ausgasen in die Atmosphäre entweichen können, jedoch ist die Belastung der Weser mit leichtflüchtigen, halogenierten Kohlenwasserstoffen als eher gering anzusehen.

Triazine und andere Pestizide

Die Untersuchung der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe Atrazin, MCPP, 2,4-DP, Isoproturon, Diuron und Simazin im Wasser des Weserästuars ergab im Jahre 1996 ungefähr zur Hälfte positive Befunde, von denen wiederum bei den Substanzen Isoproturon, Diuron und MCPP etwa die Hälfte der Messwerte oberhalb des Trinkwasserwertes von 0,1 µg/l lagen. Die höchste Konzentration mit einem Wert von 0,42 µg/l wurde für die Substanz MCPP gemessen.

52 Organismen-Untersuchungen

*Miesmuscheln (*Mytilus edulis*)*

Bis 1994 wurden im äußeren Ems-Ästuar bei Borkum Miesmuscheln von der BfG untersucht. Die Schadstoffgehalte werden in [µg/kg Trockengewicht (TG)] angegeben. Die vorliegenden Ergebnisse umfassen die Jahre 1986-1994. Die bei der Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer von der Forschungsstelle Küste, Norderney, durchgeföhrten Untersuchungen liegen für 1994 bis 1996 vor, sind aber noch nicht im Hinblick auf Trendaussagen ausgewertet worden.

Das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein beprobte 1994-1996 Miesmuscheln im nordfriesischen Wattenmeer in der Norderaue bzw. Süderaue, bei der Insel Südfall (Heverstrom) sowie auf Helgoland (Düne).

Die Schadstoffgehalte sind je nach Labor auf unterschiedliche Bezugsgrößen normiert (Fettgewicht, Feuchtgewicht, Trockengewicht); dementsprechend sind die Ergebnisse schwer vergleichbar. Ebenso waren bis dato die Probennahmestrategien unterschiedlich.

Hexachlorzyklohexan-Isomere (α-,β- und γ-HCH)

In Miesmuschelproben aus dem äußeren Ems-Ästuar bei Borkum lag Lindan 1994 zwischen 0,1 und 9 µg/kg TG. Es zeigten sich große Konzentrationsunterschiede zwischen den einzelnen Größenklassen der Muscheln.

An den beiden Stationen im nordfriesischen Wattenmeer und der Station bei Helgoland lagen die Lindangehalte in Miesmuskeln im Zeitraum 1994-1996 zwischen 20 und 50 µg/kg Fettgewicht. Die Konzentrationen von α-, β-, und δ-HCH befanden sich zur selben Zeit stets im Bereich bzw. unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 10 µg/kg Fettgewicht.

Lipophile chlorierte Kohlenwasserstoffe (HCB, PCB, DDT-Gruppe)

HCB

In Miesmuschelproben aus dem äußeren Ems-Ästuar bei Borkum wurde im Jahr 1994 HCB in Konzentrationen zwischen 0,3 und 0,7 µg/kg TG gefunden.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

In Miesmuschelproben aus dem äußeren Ems-Ästuar bei Borkum lag 1994 die Summe der untersuchten 6 PCB-Einzelsubstanzen (lt. DIN) zwischen 37 und 90 µg/kg Trockengewicht.

Entlang der niedersächsischen Küste zeigte sich 1994 bei Untersuchungen von sechs (lt. DIN) bzw. 72 PCB-Kongeneren an Miesmuskeln, wie bereits in den Vorjahren seit 1986, dass die PCB-Belastung der Muscheln generell im Frühjahr deutlich höher war als im Spätsommer/Herbst. Dementsprechend waren auch die regionalen Unterschiede im Frühjahr stärker ausgeprägt als bei den Beprobungen in der zweiten Jahreshälfte. Im regionalen Vergleich ergab sich ein deutliches Konzentrationsgefälle in südwestlicher Richtung entlang der niedersächsischen Küste. Die höchsten PCB-Summenkonzentrationen traten im Bereich der Elbmündung auf, die Summe der sechs PCBs (lt. DIN) betrug hier 1994 im Frühjahr 11,1 und im Herbst 7,4 µg/kg Frischgewicht. Die niedrigsten Gehalte fanden sich im Gebiet des Ems-Ästuars, dort erreichte die

Summe der 6 PCBs 1994 im Frühjahr 4,8 und im Herbst 3,4 µg/kg Frischgewicht.

An den beiden Stationen im nordfriesischen Wattenmeer und der Station bei Helgoland wurden die Miesmuskeln auf 8 PCB-Einzelsubstanzen untersucht (OSPAR/ HELCOM-Liste sowie PCB194). Die Kongeneren Nr. 28, 52 und 194 lagen im Zeitraum von 1994 bis 1996 stets im Bereich oder unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 10 µg/kg Fettgewicht. Die höchsten Gehalte der untersuchten PCB-Einzelsubstanzen in Miesmuskeln zeigten PCB138 mit 100-230 µg/kg Fettgewicht und PCB153 mit 130-260 µg/kg Fettgewicht.

DDT-Gruppe

In Miesmuschelproben aus dem äußeren Ems-Ästuar bei Borkum lag die Summe der untersuchten DDT-Verbindungen 1994 zwischen 7 und 26 µg/kg TG.

An den beiden Stationen im nordfriesischen Wattenmeer und der Station bei Helgoland erreichten die p,p'-DDE und -DDD-Gehalte in Miesmuskeln im Zeitraum von 1994-1996 Werte zwischen 40 und 90 µg/kg Fettgewicht.

Nordseefische

Als wichtige Nutz- und Bodenfischart der Nordsee wird in der Deutschen Bucht die Scholle (*Pleuronectes platessa*) auf organische Schadstoffgehalte in der Leber untersucht. Für die folgende Bewertung der zeitlichen Entwicklung der Schadstoffbelastungen eignen sich Untersuchungen, die seit 1990 im Seegebiet nordwestlich bis nördlich von Helgoland durchgeführt wurden (JMP-Gebiet 13.4). Ab 1995 wurde die Untersuchung von Kliesen zeit- und ortsgleich zu den Schollen aufgenommen, um ein integriertes schadstoffbezogenes Bioeffekt-Monitoring an der Kliese aufzubauen. Diese Daten sind in dem vorliegenden BLMP-Bericht jedoch noch nicht berücksichtigt.

Dabei wurden jedes Jahr (Probenahmetermin August/September) von 25 Tieren eines definierten Längenbereichs (ab 1995: 20-30-cm) die Lebern individuell auf chlorierte organische Verbindungen untersucht. Die untersuchten Tiere gehörten 1994 überwiegend der Altersklasse 3-4 Jahre, 1995 der Altersklasse

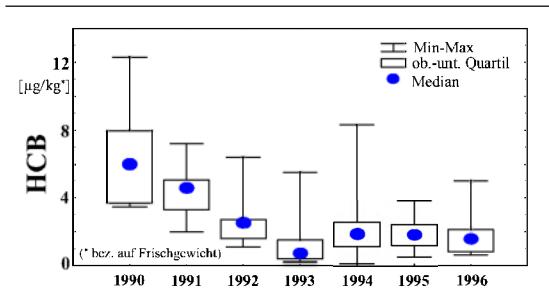


Abb. 26a: HCB-Konzentrationen in Schollenlebern aus der Deutschen Bucht.

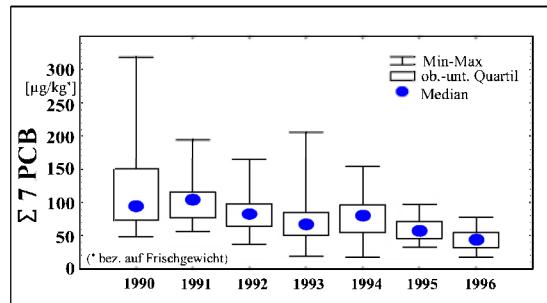


Abb. 26c: Summenkonzentration von 7 PCB in Schollenlebern aus der Deutschen Bucht.

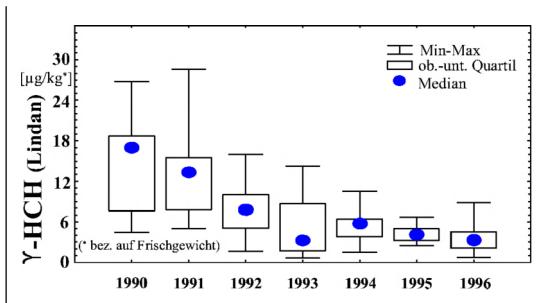


Abb. 26b: Lindan-Konzentrationen in Schollenlebern aus der Deutschen Bucht.

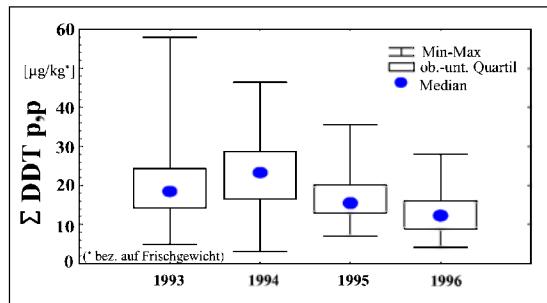


Abb. 26d: DDT-Konzentrationen in Schollenlebern aus der Deutschen Bucht.

2-3 Jahre und 1996 der Altersklasse 3 Jahre an. Seit 1995 wurden ausschließlich weibliche Schollen untersucht, die Vergleichbarkeit mit den vorangegangenen Daten dieser Zeitreihe ist aber weiterhin gegeben. Diese Änderung steht bereits im Einklang mit den erst zwei Jahre später in Kraft getretenen überarbeiteten Monitoring-Richtlinien von OSPAR. Die Schadstoffgehalte werden auf kg Frischgewicht bezogen.

Hexachlorzyklohexan-Isomere (α -, β -und γ -HCH)

In Schollenlebern aus der Deutschen Bucht waren die jährlichen Mediane der HCH-Konzentrationen zwischen 1990 und 1993 auf annähernd 20 % der Werte von 1990 zurückgegangen und pendelten seitdem um dieses Niveau: α -HCH von knapp 5 auf 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ und Lindan von 18 auf etwa 4 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Lipophile chlorierte Kohlenwasserstoffe (HCB, PCB, DDT-Gruppe)

HCB

Die jährlichen Mediane der HCB-Belastung in Schollenlebern aus der Deutschen Bucht waren zwischen 1990 und 1993 von etwa 6 auf 2

$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG zurückgegangen und pendelten seitdem um dieses Niveau.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

In Schollenlebern aus der Deutschen Bucht nahmen die jährlichen Mediane der PCB-Summengehalte (lt. OSPAR/HELCOM) innerhalb von 6 Jahren von rund 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht (1990) auf etwa 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ab; die Regression ergibt eine signifikante lineare Abnahme der PCB-Konzentrationen von 10,8%, so dass hier von einem eindeutigen Trend gesprochen werden darf. Ob und in welcher Stärke sich dieser Trend über die nächsten Jahre fortsetzen wird, kann noch nicht abgeschätzt werden. Es ist aber zu erwarten, dass die Abnahme pro Jahr geringer werden wird.

DDT-Gruppe

Die jährlichen Mediane der Summe der drei o.g. DDT-Verbindungen sanken in Schollenlebern aus der Deutschen Bucht während des Berichtszeitraums von ca. 24 $\mu\text{g}/\text{kg}$ im Jahr 1994 auf etwa 13 $\mu\text{g}/\text{kg}$ im Jahr 1996. Trendaussagen können wegen des kurzen Untersuchungszeitraumes noch nicht gemacht werden.

Vogeleier

Als Endglieder der marinen Nahrungskette sind Küstenvögel und deren Eier vergleichsweise hoch mit Umweltchemikalien belastet. Ihre Stellung auf hoher trophischer Ebene prädestiniert Küstenvögel aber auch als sehr geeignete Indikatoren der Kontamination der Biota mariner Ökosysteme. Bereits seit 1981 (seit 1986 jährlich; seit 1995 in Kooperation mit dem Institut für Technisch-Wissenschaftliche Innovation (ITI), Fachhochschule Wilhelmshaven) überwacht deshalb das Institut für Vogelforschung die Belastung von Eiern zweier verbreiteter Brutvogel-Arten der deutschen Nordseeküste (Flusseeschwalben *Sterna hirundo* und Austernfischer *Haematopus ostralegus*).

Methodik

Im Zeitraum 1994 bis 1996 wurden fünf bis sieben Flusseeschwalben- und Austernfischer-Brutgebiete der deutschen Nordseeküste beprobt (Abb.27). Die Gebiete waren entlang der gesamten Küste verteilt und dürften somit sowohl potentiell stark (Ästuare der Flüsse) als auch schwach (Inseln) belastete Bereiche des Ökosystems repräsentieren.

Die Probenahme wie die chemische Analytik orientierte sich an international standardisierten methodischen Richtlinien (Draft JAMP Biota Monitoring Guidelines der OSPAR-COM). Entsprechend dieser Methodik wurde jährlich je Gebiet und Art jeweils zufällig aus zehn Vollgelegen ein Ei entnommen und gaschromatographisch auf chlororganische Verbindungen untersucht.

Analysiert wurden Isomere und Metaboliten der Verbindungen DDT und HCH, HCB sowie 62 PCB-Kongenere. Sofern nicht ausdrücklich anders angegeben, stellen die beschriebenen Konzentrationen von Umweltchemikalien in Eiern arithmetische Mittelwerte (in ng/g Frischgewicht des Ei-Inhalts) der einzelnen Stichproben ($n=10$) dar. Dargestellt werden jeweils die Gesamtkonzentrationen der untersuchten Schadstoffgruppen. Deren einzelne Bestandteile gehen aus den Tabellen 5 und 6 hervor, in denen beispielhaft auch quantitative Zusammensetzungen der Gemische angegeben sind. Neben den Ergebnissen aus einzelnen Jahren und Gebieten werden auch langfristige Trends in Form von Rangkorrelationskoeffi-

zienten nach Spearman angegeben. Im Falle der PCB gehen diese Trends auf 34 Kongenere zurück („ Σ 34 PCB“; Tab. 5 und 7), die seit 1987 durchgehend jährlich mit identischer Methode analysiert werden. Erweitert wurden die PCB-Zeitreihen durch summarische Werte aus den Jahren 1981 bis 1996.

Unterstützt wurde das Messprogramm durch die Niedersächsische Wattenmeerstiftung, Hannover.

Belastungsschwerpunkte von chlororganischen Verbindungen

Wie die für das Jahr 1996 dargestellten Ergebnisse zeigen, bildeten die PCB im Vergleich zu den anderen untersuchten Chemikalien die weitaus bedeutendsten Rückstände in den Eiern von Flusseeschwalben und Austernfischern (Abb.28). Obwohl deutliche interspezifische Unterschiede der Kontamination gefunden wurden, variierten die Schadstoffkonzentrationen in den Eiern beider Arten zwischen den Brutgebieten auf vergleichbare Weise. Die höchsten Konzentrationen chlororganischer Verbindungen wurden jeweils in den an der Elbmündung und auf Trischen gesammelten Eiern gefunden, während die Proben Norderoogs am niedrigsten belastet waren.

Dieses räumliche Verteilungsmuster weist die Elbe als wichtigste Eintragsquelle der analysierten Schadstoffe im Bereich der deutschen Nordseeküste aus und ist mit den hydrodynamischen Gegebenheiten erklärbar. Das über die Elbe ins Wattenmeer einfließende verunreinigte Wasser schwenkt mit den vorherrschenden Strömungen des Wassers der Deutschen Bucht vornehmlich in nordöstliche und nördliche Richtungen. Mit zunehmender Verdünnung der Schadstofffracht in Wasser und Nahrungsnetz nimmt die Kontamination der Eier von der Elbmündung über Trischen bis nach Norderoog ab. Die hinsichtlich der Belastung der Eier intermediäre Stellung der westlich der Elbmündung gelegenen Brutgebiete deutet auf weitere Einträge durch Weser und Ems hin, die jedoch im Vergleich zur Elbe offenbar von sehr viel geringerer Bedeutung sind. Verunreinigungen an der deutschen Nordseeküste dürften außerdem vom Rhein ausgehen.

Schadstoffbelastung in Austernfischer und Seeschwalbe

Neben der räumlichen Variabilität der Schadstoffkonzentration in Eiern von Austernfischer und Flussseeschwalbe, wurden 1994 bis 1996 interspezifische Unterschiede gefunden (Abb. 28,29). Wie aus den Ergebnissen aus dem Jahre 1996 hervorgeht, waren die Seeschwalbenreier stärker kontaminiert als die des Austernfischers, wobei offenbar die Größe dieses Unterschiedes mit der räumlich variierenden Umweltbelastung schwankte (Abb.28). Eine von diesem Befund abweichende Tendenz wurde hinsichtlich der HCH-Belastung gefunden, die nicht bzw. in umgekehrter Weise zwischen den Arten variierte.

Diese Ergebnisse stehen in Zusammenhang mit der unterschiedlichen Ernährungsökologie der beiden Arten. Da den Flussseeschwalben nach einem langen Heimzug kaum Energiereserven zur Verfügung stehen, sind diese Vögel genötigt, unmittelbar nach der Ankunft in den Brutgebieten in kürzester Zeit Energie zur Eiproduktion aufzunehmen. Sie tun dies während der Phase der sog. Balzfütterungen, in der die weiblichen Tiere große Mengen fressen, hauptsächlich Fisch.

Aufgrund ihres hohen Fettgehaltes und ihrer Position auf relativ hoher Trophieebene akkumulieren Fische PCB, DDT und Metaboliten und HCB stärker als Invertebraten des Wattes. Demgegenüber akkumulieren Muscheln, insbesondere aber Polychaeten, die einen Großteil der Nahrung der im Wattenmeer brütenden Austernfischer ausmachen, in relativ größerem Umfang HCH-Verbindungen.

Je nach Akkumulationsverhalten der Umweltchemikalien im marinen Ökosystem und je nach Nahrungspräferenz der Endglieder der Nahrungskette ergeben sich so Kontaminationsintensitäten interspezifisch unterschiedlicher Quantität. Naturgemäß sind diese Unterschiede dort relativ groß, wo die Belastung eines Lebensraumes relativ hoch ist (im Falle der hier untersuchten Flussseeschwalben und Austernfischer beispielsweise in den Brutgebieten der inneren Deutschen Bucht).

Die in den Jahren 1995 – 1996 beobachteten Organohalogen-Rückstände in Eiern von an

der Jade brütenden Vögeln (Abb.29) schwankten insbesondere bei der Flussseeschwalbe relativ stark und gehen zunächst kaum mit den langjährigen Trends konform. Da zwischen beiden Vogelarten keine übereinstimmenden Tendenzen erkennbar sind, sind diese Ergebnisse schwierig zu interpretieren. Bezuglich der Flussseeschwalbe könnten die ermittelten Variationen Ausdruck saisonal wechselnder Nahrungsverfügbarkeiten und -präferenzen (Fisch / Crustaceen) sein.

Zeitliche Entwicklung

Trotz vergleichsweise hoher Schadstoffbelastungen der Eier einzelner Jahre im Zeitraum 1994 bis 1996 können aber in den meisten Brutgebieten und für die überwiegende Zahl der untersuchten Verbindungen seit 1981 abnehmende Konzentrationen konstatiert werden (Tab. 7, Abb. 30). Die teilweise bereits Jahrzehnte zurückliegenden Produktions- und Anwendungsverbote von Pestiziden wie DDT und HCB sowie von PCB, die Stilllegung von Industriestandorten in den ostdeutschen Bundesländern nach der Wiedervereinigung und die abnehmende Belastung der Nordseezuflüsse in deren Folge wirken sich nunmehr offenbar auch positiv auf die Schadstoffbelastung der Küstenvogeleier aus. Ausnahmen bilden allerdings die HCH-Isomere, deren Konzentrationen in Eiern in vielen Fällen auf relativ niedrigem Niveau stagnierten bzw. im Laufe der Jahre zunahmen. In diesem Zusammenhang dürfte die andauernde Lindan-Anwendung von Bedeutung sein.

Einflüsse der Organohalogenkontamination auf die Reproaktivität der Vögel können, auch nach den mit wenigen Ausnahmen erfreulichen Entwicklungen der Belastung von Küstenvogeleiern mit Umweltchemikalien in der vergangenen Dekade, nicht vollständig ausgeschlossen werden. Da jedoch die für 1994 bis 1996 ermittelten Schadstoffgehalte von Eiern die nach derzeitigem Kenntnisstand anzunehmenden Schwellenwerte für den Bruterfolg weit unterschreiten, kann vermutet werden, dass die aktuellen Belastungen keine Gefahr für den Bruterfolg der Vögel darstellen.

Tab. 5: Zusammenstellung der untersuchten PCB-Kongenere und deren Anteil am PCB-Gesamtgemisch (Σ PCB) am Beispiel der im Jahre 1996 an der Nordsee brütenden Flusseeschwalben. Fettdruck: 34 seit 1987 untersuchte Kongenere (Σ 34 PCB).

Kongener	rel. Anteil (%)	Kongener	rel. Anteil (%)
PCB 28	0,6	PCB 153	24,2
PCB 47/48	0,6	PCB 155	0,4
PCB 52	0,3	PCB 156	1,1
PCB 64	0,8	PCB 157	0,2
PCB 66	1,5	PCB 158/129	1,1
PCB 70	0,6	PCB 160/163/164	5,5
PCB 74	0,8	PCB 166	0,1
PCB 84/92	0,3	PCB 167	0,9
PCB 85	0,6	PCB 169	0,0
PCB 87/115	0,5	PCB 170	2,3
PCB 95	0,5	PCB 171	0,8
PCB 99	3,3	PCB 172	0,6
PCB 101/90	3,1	PCB 174	0,5
PCB 105	1,1	PCB 175/187	4,9
PCB 107	0,4	PCB 177	1,2
PCB 110	2,6	PCB 178	0,3
PCB 114	0,2	PCB 180/193	8,1
PCB 118	5,3	PCB 183	2,1
PCB 123	0,1	PCB 189	0,3
PCB 126	0,1	PCB 190	0,8
PCB 128	1,2	PCB 194	0,9
PCB 130	0,4	PCB 195	0,4
PCB 132/146	3,5	PCB 196/203	1,2
PCB 138	9,7	PCB 199	0,9
PCB 141	0,6	PCB 202	0,2
PCB 149	2,2		

Tab. 6: Zusammenstellung der untersuchten DDT-Metaboliten und -Isomere sowie der HCH-Isomere und deren Anteil am jeweiligen Gesamtgemisch (Σ DDT bzw. Σ HCH) am Beispiel der im Jahre 1996 an der Nordsee brütenden Flusseeschwalben.

Isomer/Metabolit	rel. Anteil (%)	Isomer	rel. Anteil (%)
o,p'-DDT	0,05	α -HCH	0,98
p,p'-DDT	1,64	β -HCH	71,66
o,p'-DDD	0,12	γ -HCH	27,36
p,p'-DDD	9,69		
o,p'-DDE	0,86		
p,p'-DDE	87,64		

Tab. 7: Zeittrends der Schadstoffkonzentrationen in Eiern von Flusseeschwalben (Fss) und Austernfischern (Af) im Zeitraum 1981 bis 1997 (Dollart seit 1987). Angegeben sind im Falle der Signifikanz Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman. n.s. = nicht signifikant, * $p \leq 0,05$, ** $p \leq 0,01$, *** $p \leq 0,001$, / = keine Beobachtung, $\Sigma 34$ PCP: seit 1987

Schadstoff	Art	Dollart	Jade	Elbe	Trischen	Norderoog
β -HCH	Fss	/	n.s.	-0,39 ***	n.s.	n.s.
	Af	-0,31 **	0,31 ***	-0,20 *	-0,55 ***	-0,46 ***
γ -HCH	Fss	/	n.s.	-0,28 ***	-0,18 *	n.s.
	Af	n.s.	n.s.	0,27 **	n.s.	n.s.
HCB	Fss	/	-0,59 ***	-0,35 ***	-0,37 ***	-0,59 ***
	Af	-0,75 ***	-0,28 **	-0,46 ***	-0,54 ***	-0,58 ***
p,p' -DDT	Fss	/	-0,66 ***	n.s.	-0,40 ***	-0,35 ***
	Af	-0,39 ***	-0,47 ***	-0,28 **	-0,31 ***	-0,66 ***
p,p' -DDE	Fss	/	-0,57 ***	n.s.	-0,24 **	-0,47 ***
	Af	-0,64 ***	-0,49 ***	-0,35 ***	-0,56 ***	-0,66 ***
$\Sigma 34$ PCB	Fss	/	-0,74 ***	-0,76 ***	-0,77 ***	-0,78 ***
	Af	-0,80 ***	-0,66 ***	-0,71 ***	-0,79 ***	-0,78 ***

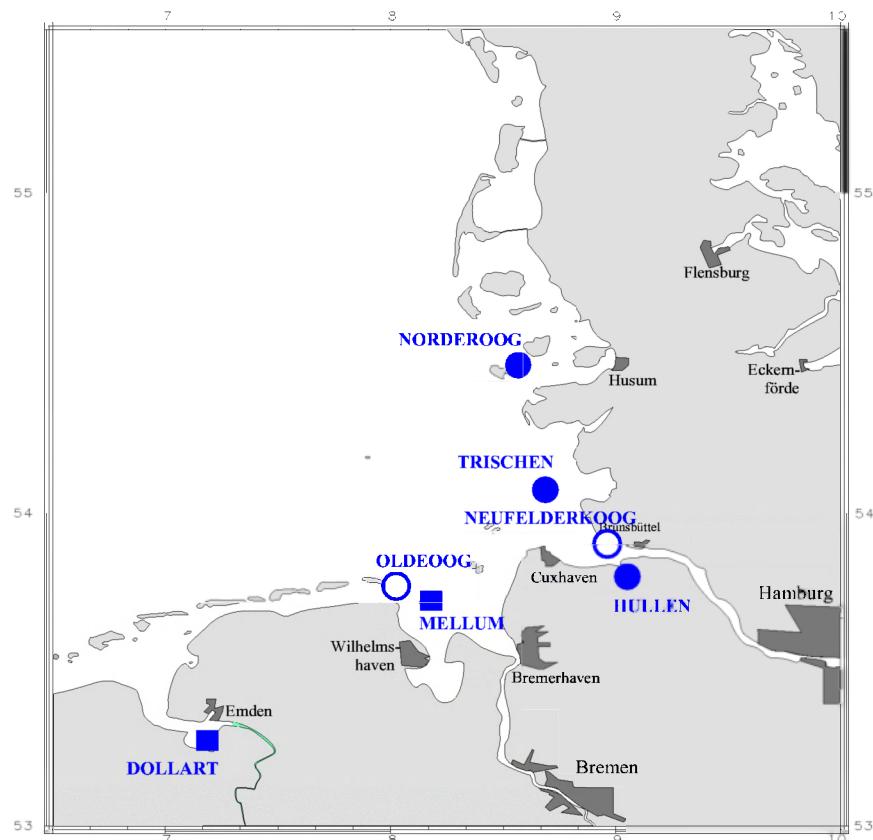


Abb. 27: Karte der deutschen Nordseeküste und Lage der beprobeden Brutgebiete von Flusseeschwalbe und Austernfischer. Punkt: Beide Arten; Kreis: Nur Flusseeschwalbe; Quadrat: Nur Austernfischer.

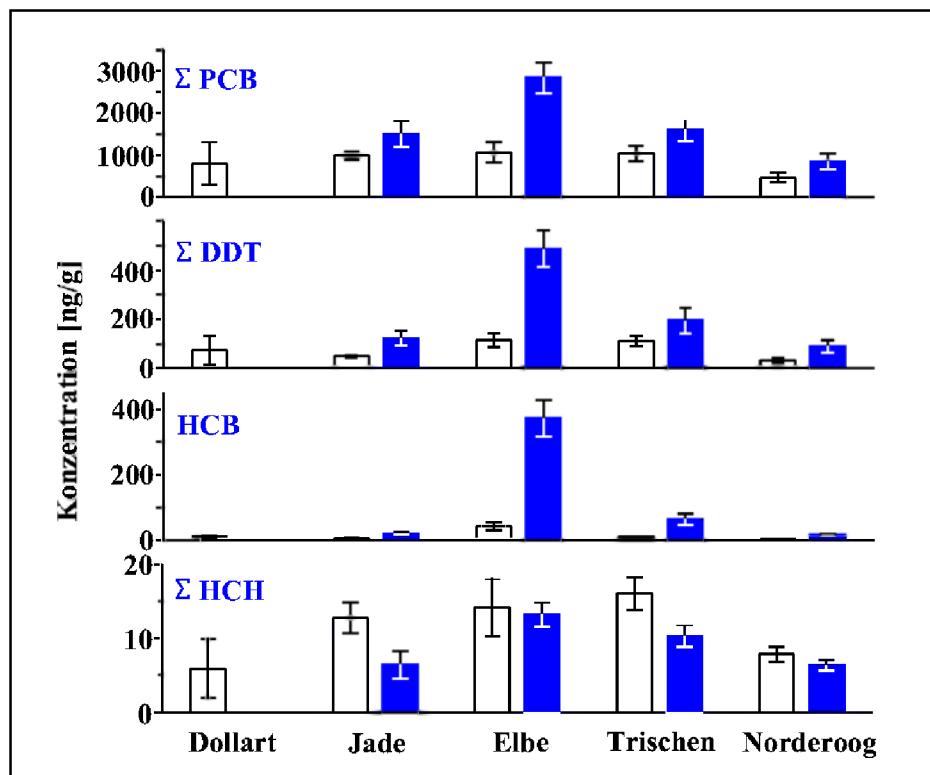


Abb. 28: Räumliche Variation der Kontamination von Küstenvogeleiern mit chlororganischen Verbindungen im Jahre 1996. Angegeben sind jeweils mittlere Konzentrationen (ng/g Frischgewicht des Eiinhaltes) und 95%-Konfidenzintervalle. Mit Ausnahme der Austernfischer des Dollarts ($n = 4$) wurden je Brutgebiet und Art 10 Eier untersucht. Weitere Informationen siehe Tab. 5 und 6.

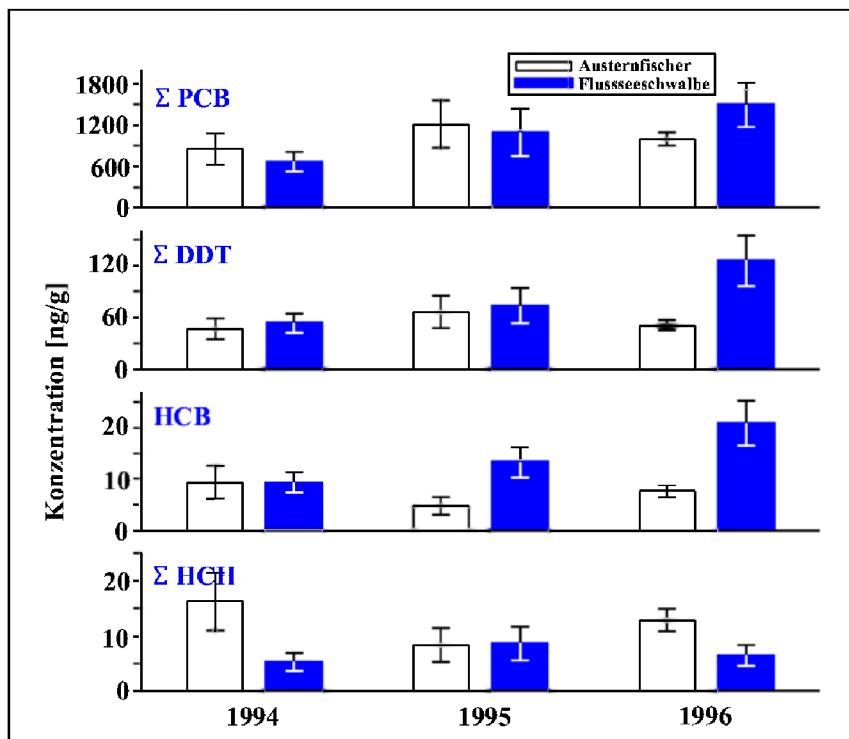


Abb. 29: Variation der Kontamination von Eiern mit chlororganischen Verbindungen am Beispiel der Flusseeschwalben- und Austernfischer-Brutgebiete an der Jade im Zeitraum 1994 bis 1996. Weitere Informationen siehe Abb. 28 sowie Tab. 5 und 6.

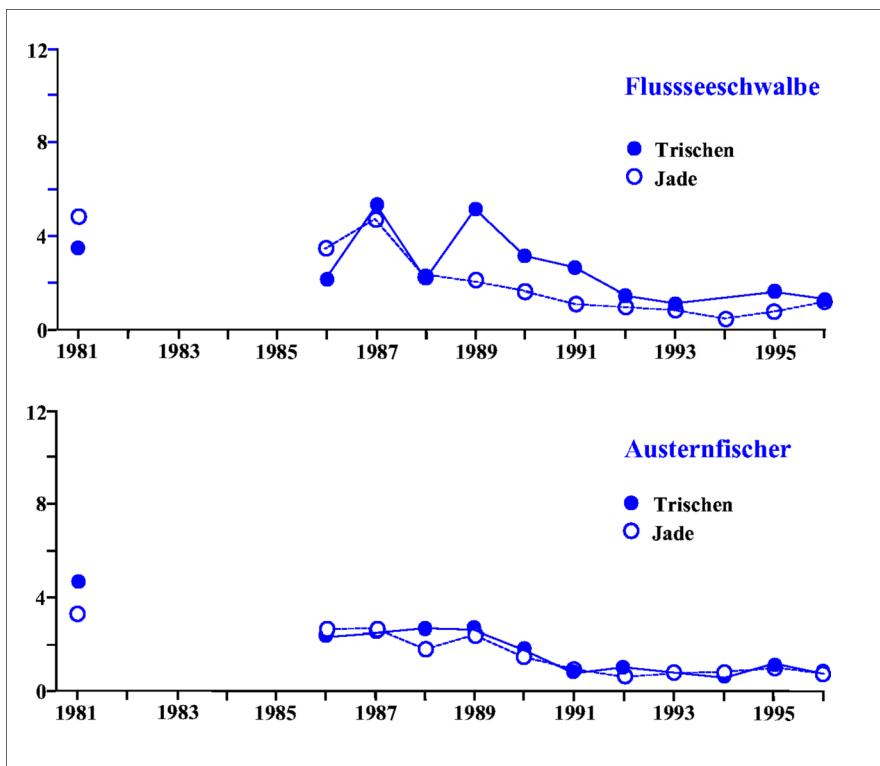


Abb. 30: Zeittrends der Σ PCB-Konzentrationen in Eiern von Flusseeschwalbe und Austernfischer von Trischen und Jade 1981-1996. 1 mg/kg = 1000 ng/g.

53 Sediment-Untersuchungen

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Bei den Untersuchungen in Nordseesedimenten wurden die sechs PAK-Verbindungen der Trinkwasserverordnung (TVO) untersucht: Fluoranthen, Benzo-(b)-Fluoranthen, Benzo-(k)-Fluoranthen, Benzo-(a)-Pyren, Benzo-(ghi)-Perylen, Indeno-(1,2,3-cd)-Pyren. Ihre Konzentrationen werden in der Regel als Gesamtsumme der einzelnen PAK-Verbindungen angegeben.

In der Ems bewegte sich die Summe der sechs PAK-Verbindungen 1994 - 1996 zwischen 0,3 und 0,8 mg/kg, wobei in den Hafenbereichen die jeweils höchsten Konzentrationen gefunden wurden.

In Sedimenten der Weser, bei Hemelingen, wurde im Juni 1995 mit 3,4 mg/kg TM die höchste Summe der sechs PAK-Verbindungen gemessen. Die folgenden Untersuchungen 1995 und 1996 ergaben deutlich verringerte Summengehalte zwischen 1,23 und 1,81

mg/kg TM. Die höchsten Einzelwerte wurden für Fluoranthen gefunden. Das als besonders krebserregend geltende Benzo(a)pyren zeigte von 1995 bis 1996 abnehmende Konzentrationen von 0,38 bis 0,13 mg/kg TM. Zusätzlich zu den sechs PAK der Trinkwasserverordnung wurden außerdem Phenanthren und Pyren bestimmt. Die Pyrengehalte lagen 1995 und 1996 bei 0,36 - 0,95 mg/kg TM und somit in der Größenordnung von durchschnittlich 32% der TVO-Summen-Gehalte.

An den schleswig-holsteinischen Stationen wurde die Sedimentbelastung mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen bisher einmal, im August 1992, untersucht. Die Sedimente der Stationen Büsumer Watt, Südfall/Heverstrom, Langeneß/Norderaue und Oland zeigten nur äußerst geringe PAK-Summen-Gehalte zwischen 0,002 und 0,007 mg/kg TM. Etwas höher waren die Gehalte in List/Königshafen mit 0,050 mg/kg TM und erheblich höher an der Station Eider bei Tönning mit 1,2 mg/kg TM PAK-Summengehalt und 0,53 mg/kg TM Fluoranthen.

Hexachlorzyklohexan-Isomere (α , β -und γ -HCH)

Lindan (γ -HCH) fand sich 1994 - 1996 im gesamten Ems-Ästuar bei Konzentrationen um 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Bei Norderney betragen im Januar 1994 die Lindangehalte im Schlickwatt 0,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM und im Sandwatt 0,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM. In Schleswig-Holstein wurden bei den Sedimentuntersuchungen der Jahre 1990, 1992 und 1995 die höchsten Lindangehalte 1992 mit 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM bei Südfall und List/Sylt ermittelt. Im Jahr 1995 lagen die Lindangehalte an den schleswig-holsteinischen Stationen zumeist im Bereich bzw. unterhalb der Nachweisgrenze von 0,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM. α - und β -HCH wurden nicht nachgewiesen oder lagen unter der Bestimmungsgrenze (0,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM).

Lipophile chlorierte Kohlenwasserstoffe (HCB, PCB, DDT-Gruppe)

HCB

In der Ems zeigten sich 1994 bis 1996 die höchsten HCB-Gehalte in den Hafenbereichen. Ausgehend von einem Konzentrationslevel von 0,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ bei Herbrum stiegen die HCB-Konzentrationen bis auf 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ im Bereich des Emder Hafens, um dann auf 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ im Dollart abzusinken.

Im Januar 1994 fanden sich bei Norderney im Schlickwatt 0,3 und im Sandwatt 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM HCB. An den schleswig-holsteinischen Stationen konnte HCB im Jahr 1995 entweder nicht nachgewiesen werden, oder es lag im Bereich der Bestimmungsgrenze von 0,05 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Da die Messungen im Berichtszeitraum zwischen den Laboratorien noch nicht abgestimmt waren, sind die Untersuchungsergebnisse nur begrenzt vergleichbar, insbesondere die sogenannten PCB-Summen-Gehalte (Σ PCB).

Die Summenkonzentration der im Ems-Ästuar untersuchten sechs PCB-Kongenere lag bei Emden um 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ und verringerte sich seewärts auf etwa 6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ im Dollart und ostfriesischen Wattgebiet. Im Watt bei Norderney betrug im Januar 1994 die Summenkonzentration der sieben erfassten PCB im Schlickwatt 5,1 und im Sandwatt 3,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM. Im nord-

friesischen Sediment lagen im August 1995 die Konzentrationen der meisten PCB-Kongenere gemessen unterhalb der Bestimmungsgrenze oder waren gar nicht nachweisbar. Im Zeitraum 1990 und 1992 hatte die Summenkonzentration von acht dieser PCB an den schleswig-holsteinischen Wattenstationen im Höchstfall 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM betragen. Eine Größenordnung höher hingegen lagen die PCB-Gehalte 1990 und 1992 im Eider-Ästuar mit 14 - 17 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM (1995: 0,28 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM).

Organozinn-Verbindungen

Die Bestimmung der drei zinnorganischen Verbindungen Monomethylzinn sowie Mono- und Dibutylzinn im Sediment der Weser bei Hemelingen ergab für die Jahre 1995 und 1996 eine insgesamt relativ geringe Belastung des Sedimentes. Das wegen seiner außerordentlich hohen Toxizität gegenüber aquatischen Organismen besonders bedeutsame Tributylzinn (TBT) allerdings lag im Frühsommer 1995 in einer hohen Konzentration von 67 μg Sn/kg TM vor (Abb.31). Bis zum Herbst des nächsten Jahres sanken die Tributylzinn-Gehalte schrittweise von 30 über 20 auf 3 μg Sn/kg TM (Oktober 1995, Juni und Oktober 1996).

Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD und PCDF)

Dioxine und Furane wurden im Sediment der Weser bei Hemelingen untersucht. Es ergab sich eine deutlich stärkere Belastung durch Dioxine als durch Furane.

So lag die Summe der einzelnen Dioxinspezies (PCDD) zwischen 558 ng/kg TM (1995) und 1894 ng/kg TM (1996). Das sehr giftige, sogenannte Seveso-Gift 2,3,7,8-TCDD wurde in Hemelingen, wie auch im übrigen Flussverlauf, in nur geringen Konzentrationen nachgewiesen, 1995 waren es 1,5 ng/kg TM und 1996 0,7 ng/kg TM. Betrachtet man die Toxizitätsäquivalente nach internationalem Standard (ITEQ), so wurden mit jeweils 15,5 ng/kg TM in den Jahren 1995 und 1996 etwas erhöhte Werte festgestellt.

Die Gesamtbelastung mit Furanen, PCDF, bewegte sich zwischen 319 ng/kg TM (1995) und 428 ng/kg TM (1996).

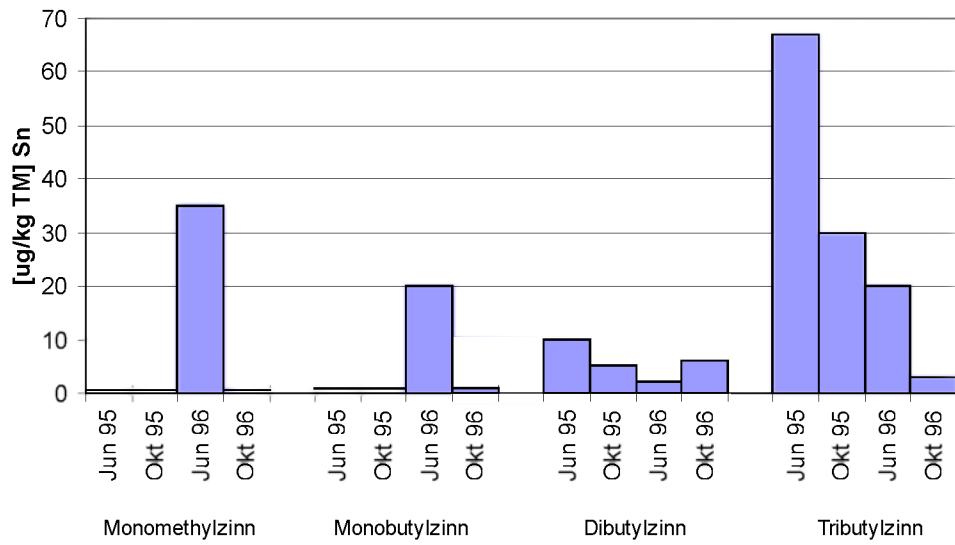


Abb. 31: Organozinnbelastungen des Sedimentes an der Weser-Messstation Hemelingen

6 Fischkrankheiten

Seit 1980 werden zweimal jährlich, jeweils im Sommer und im Winter, in bis zu acht Gebieten der Nordsee die Häufigkeit und Verbreitung von Krankheiten und Parasiten wichtiger Fische untersucht.

Die Bundesforschungsanstalt für Fischerei erfasst die Häufigkeit und regionale Verbreitung von Leberanomalien bei Klieschen der Nordsee seit 1988 zweimal pro Jahr im Rahmen der Überwachung von Fischkrankheiten. Gemäß Richtlinien des International Council for the Exploration of the Sea (ICES) werden dazu pro Untersuchungsgebiet bei jeweils 50 Klieschen der Größenklasse ≥ 25 cm Totallänge makroskopisch sichtbare Leberknoten einer Größe von > 2 mm quantifiziert und für eine spätere histologische Untersuchung fixiert.

Das gehäufte Auftreten von Fischkrankheiten muss in erster Linie als Resultat einer Beeinträchtigung des Immunsystems angesehen werden. Für eine solche Beeinträchtigung können eine Vielzahl von Faktoren und deren Kombinationen verantwortlich sein, und zwar nicht nur Schadstoffe, sondern auch natürliche Faktoren wie Salzgehalt, Temperatur, Nahrungsbedingungen, Populationsdichte und andere. Wenn einer oder mehrere dieser Faktoren für die Fische nicht optimal sind, resultiert dies in einer Suppression der Immunkompetenz mit der Konsequenz des Ausbruchs von Krankheiten. Das Auftreten erhöhter Prozentsätze befallener Fische in bestimmten Regionen deutet immer auf eine Störung hin.

In selteneren Fällen entstehen Krankheiten auch durch direkte Einwirkungen auf bestimmte Zielorgane betroffener Fische. Als ein Beispiel hierfür wird die Entstehung von Leberumoren angesehen, als deren Hauptursache die chronische Belastung mit krebserregenden Umweltschadstoffen vermutet wird.

Äußerlich sichtbare Krankheiten der Kliesche (*L. limanda*)

Die untersuchten Fischarten sind Kliesche (*Limanda limanda*), Kabeljau (*Gadus morhua*), Wittling (*Merlangius merlangus*),

Schellfisch (*Melanogrammus aeglefinus*) und Scholle (*Pleuronectes platessa*). Am häufigsten traten äußerlich erkennbare Krankheiten bei der Kliesche auf, einem bodenlebenden Plattfisch, der trotz seines massenhaften Vorkommens für die deutsche Fischerei keine Rolle spielt. Die quantitativ bedeutendsten Krankheiten sind:

- Lymphocystis, durch Viren hervorgerufen, eine weltweit verbreitete Infektionskrankheit, die an vielen Fischarten auftritt,
- epidermale Hyperplasien/Papillome sind Hauttumore, deren Ursache nicht geklärt ist,
- Ulcerationen, ebenfalls eine Infektionskrankheit, hervorgerufen durch bakterielle Mischninfektionen.

Bei der Betrachtung der regionalen Verbreitung und der zeitlichen Fluktuationen dieser Krankheiten muss berücksichtigt werden, dass die Krankheiten saisonalen Schwankungen unterworfen sind, so dass bei einer einmaligen oder zweifachen Probennahme pro Jahr immer nur Momentaufnahmen entstehen können. Hinzu kommt, dass saisonale Fluktuationen für Ulcerationen anders verlaufen als für Lymphocystis und epidermale Hyperplasien/Papillome.

Regionale Unterschiede

In Abb. 32 bis 34 sind Beispiele für die regionale Verbreitung der genannten Krankheiten der Kliesche in Schlüsselgebieten der Nordsee für Januar 1996 wiedergegeben. Für Lymphocystis fanden sich Befallsraten über 20 % auf der Fischerbank und in den Außenbezirken des Firth of Forth. Die niedrigsten Befallsraten fanden sich vor Horns Riff und mittlere Befallsraten auf den übrigen Stationen (Abb. 32). Deutlich niedriger war der Befall der Kliesche mit epidermalen Hyperplasien/Papillomen. Hier fanden sich die höchsten Befallsraten mit 8 % in der Deutschen Bucht. Auf der Doggerbank, vor dem Firth of Forth und vor der schottischen Küste waren die Befallsraten nicht signifikant unterschieden. Sie waren aber deutlich niedriger vor Horns Riff und auf der Fischerbank (Abb. 33). Bei Ulcerationen waren höchste Befallsraten in der zentralen mittleren Nordsee (Doggerbank und Fischerbank) anzutreffen. Hier ist zu berücksichtigen, dass im

Winter für Ulcerationen die Häufigkeitsminima zu erwarten sind, Maxima treten im August auf (Abb.34).

Festzuhalten bleibt: Für die drei Krankheiten gibt es unterschiedliche regionale Verbreitungsmuster. Schwerpunkte für das Auftreten

- von Lymphocystis waren aber immer Firth of Forth und Doggerbank,
- für epidermale Hyperplasien/Papillome Deutsche Bucht und Firth of Forth,
- für Ulcerationen Doggerbank und Fischerbank.

Zeitliche Entwicklung

Die zeitlichen Fluktuationen der Befallshäufigkeiten von Klieschen in der Deutschen Bucht sind in Abb. 35 dargestellt. Für Lymphocystis (Abb.35a) ergaben sich während des gesamten Untersuchungszeitraumes Schwankungen der Mediane zwischen 5 % und 25 % mit einer Auf- und Abwärtsbewegung der Krankheitshäufigkeiten in einem Rhythmus von sieben Jahren. Maxima des Befalls waren 1988 und 1989 festzustellen. Danach nahmen die Befallsraten bis 1993 deutlich ab und stiegen von 1993 bis 1998 bis zu einem Medianwert von 15 % an.

Auch für epidermale Hyperplasien/Papillome (Abb.35b) scheinen zyklische Veränderungen der Krankheitshäufigkeiten vorzuliegen, wenngleich hier der Rhythmus von sieben Jahren nicht so ausgeprägt zu erkennen ist. Auf die zunächst niedrigen Befallsraten in den Jahren 1981 bis 1983 folgte ein Anstieg bis 1985. Nach 1987 wurde ein stetiger Rückgang der Befallshäufigkeiten registriert und nach 1993 erfolgte ähnlich wie für Lymphocystis ein Anstieg allerdings mit stärkeren Fluktuationen.

Ein anderes Bild ergab sich für akute und heiende Stadien von Ulcerationen (Abb.35c). Jedoch ist auch hier nach 1996 ein Anstieg der Befallshäufigkeiten zu registrieren.

Diese Ergebnisse machen deutlich, dass nicht davon ausgegangen werden kann, dass ein einheitlicher Satz von Faktoren in allen Gebieten und zu allen Zeiten für das Auftreten der drei genannten Krankheiten verantwortlich zu machen ist. Weiter ist zu erkennen, dass es keine einfachen Korrelationen gibt zwischen

den genannten Krankheiten und denjenigen Schadstoffen, für die abnehmende Trends sowohl in den Eintragsmengen als auch in den Konzentrationen im Seewasser und im Sediment festgestellt wurden.

Leberanomalien bei Klieschen

Das gehäufte Vorkommen von Lebertumoren und deren Vorstadien bei marinen Plattfischen gilt als 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. Bei den makroskopischen Leberknoten handelt es sich größtenteils um gutartige Tumoren und deren Vorstadien, zu einem schwankenden Anteil aber auch um nicht eindeutig tumoröse pathologische Veränderungen.

Regionale Unterschiede

Gebiete mit erhöhten Prävalenzen von Leberknoten > 2 mm liegen überwiegend im südlichen Teil der Nordsee (südlich von 55 ° N) und dort insbesondere auf der Doggerbank, vor der Humbermündung und, vor allem zu Beginn der Untersuchungen, in der Deutschen Bucht. Im Gegensatz dazu sind die nördlicher gelegenen Untersuchungsgebiete durch konstant niedrige Befallsraten gekennzeichnet.

Zeitliche Entwicklung

Abb. 35 zeigt die zeitlichen Veränderungen der Befallsraten bei Klieschen ≥ 25 cm im

Zeitraum 1988 –1998 exemplarisch für drei Gebiete: die Deutsche Bucht, die Doggerbank und Außenbezirke des Firth of Forth vor der schottischen Küste. In allen Gebieten nahm die Befallsrate im Verlauf des Untersuchungszeitraums ab, wobei dieser Effekt besonders deutlich in der Deutschen Bucht innerhalb der ersten fünf Jahre auftrat. Seither schwanken die Werte um einen relativ konstanten Mittelwert. Während die Befallsraten auf der Doggerbank in der ersten Hälfte der neunziger Jahre zumeist über denen in der Deutschen Bucht lagen, glichen sie sich danach an. Die histologischen Auswertungen belegen aber, dass der Anteil von Tumoren an der Gesamt-

zahl der Leberknoten den in der Deutschen Bucht nach wie vor deutlich übersteigt. Die Befallsraten im Firth of Forth waren stets niedrig und veränderten sich seit Anfang der neunziger Jahre nur noch geringfügig.

Insgesamt stimmen die abnehmenden Befallsraten mit den Informationen über generell rückläufige Schadstoffeinträge in die Nordsee und ihre Konzentrationen in Nordseefischen, Wasser und Sedimenten überein. Es lassen sich allerdings nicht in allen Fällen regionale Korrelationen nachweisen, was auch bei dieser Krankheit auf die Komplexität der krankheitsauslösenden Faktoren hinweist.

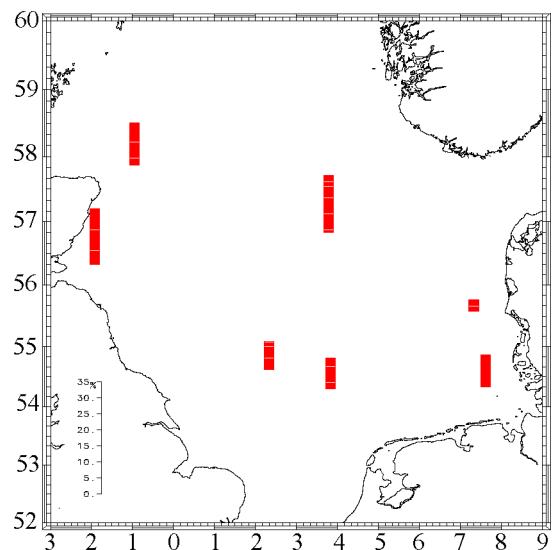


Abb. 32: Kliesche (*Limanda limanda*).
Januar 1996. Häufigkeit des Befalls mit
Lymphocystis

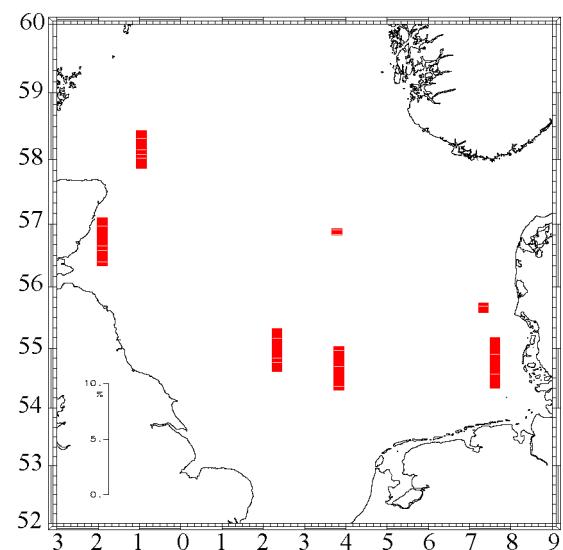


Abb. 33: Kliesche (*Limanda limanda*).
Januar 1996. Häufigkeit des Befalls mit
epidermalen Hyperplasien/Papillomen.

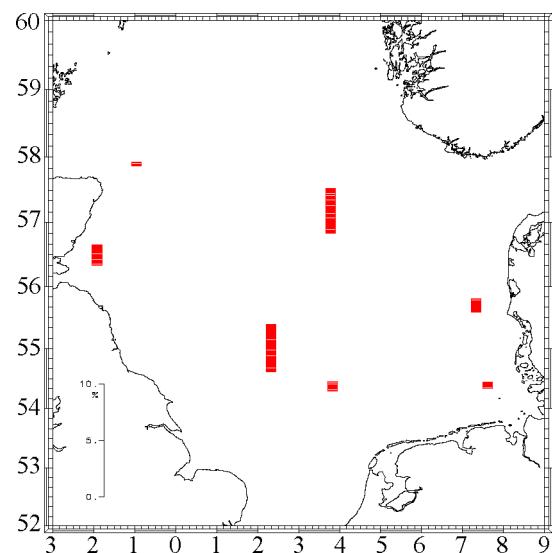
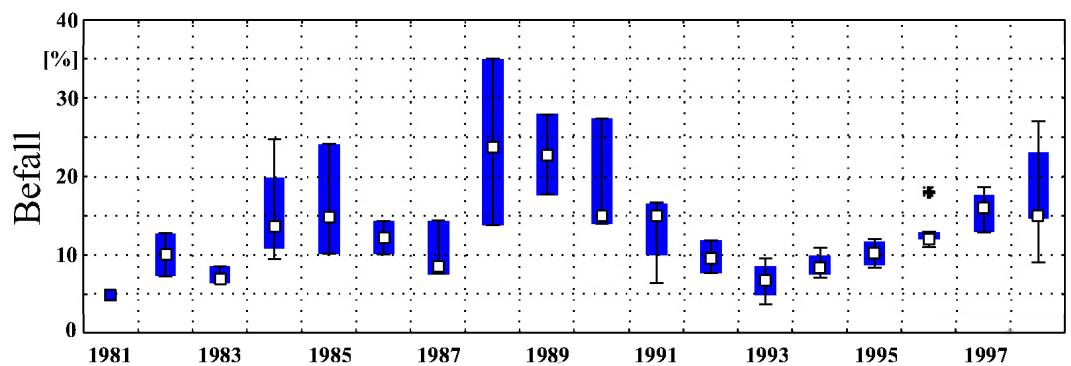
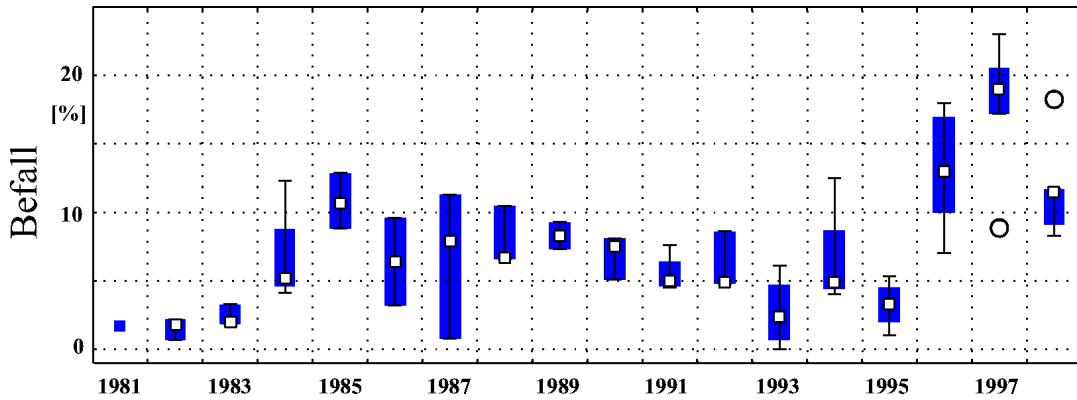


Abb. 34: Kliesche (*Limanda limanda*).
Januar 1996. Häufigkeit des Befalls mit
Ulcerationen.

Kliesche (*Limanda limanda*, m.+f.)
Lymphocystis Sommerwerte



Epidermale Papillome



Akute und heilende Ulcerationen

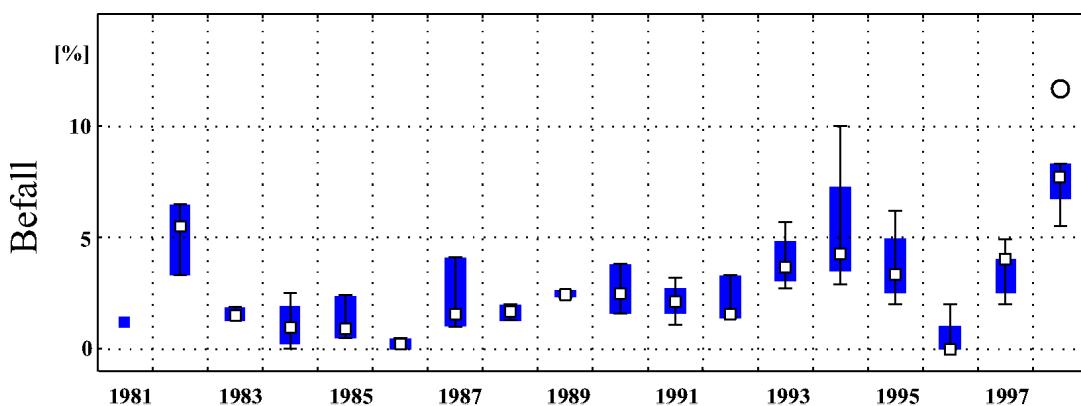


Abb. 35: Kliesche (*Limanda limanda*). Deutsche Bucht, Sommer, Männchen und Weibchen, alle Längen. Lymphocystis (a. oben), epidermale Hyperplasien/Papillome (b. Mitte), akute und heilende Stadien von Ulcerationen (c. unten).

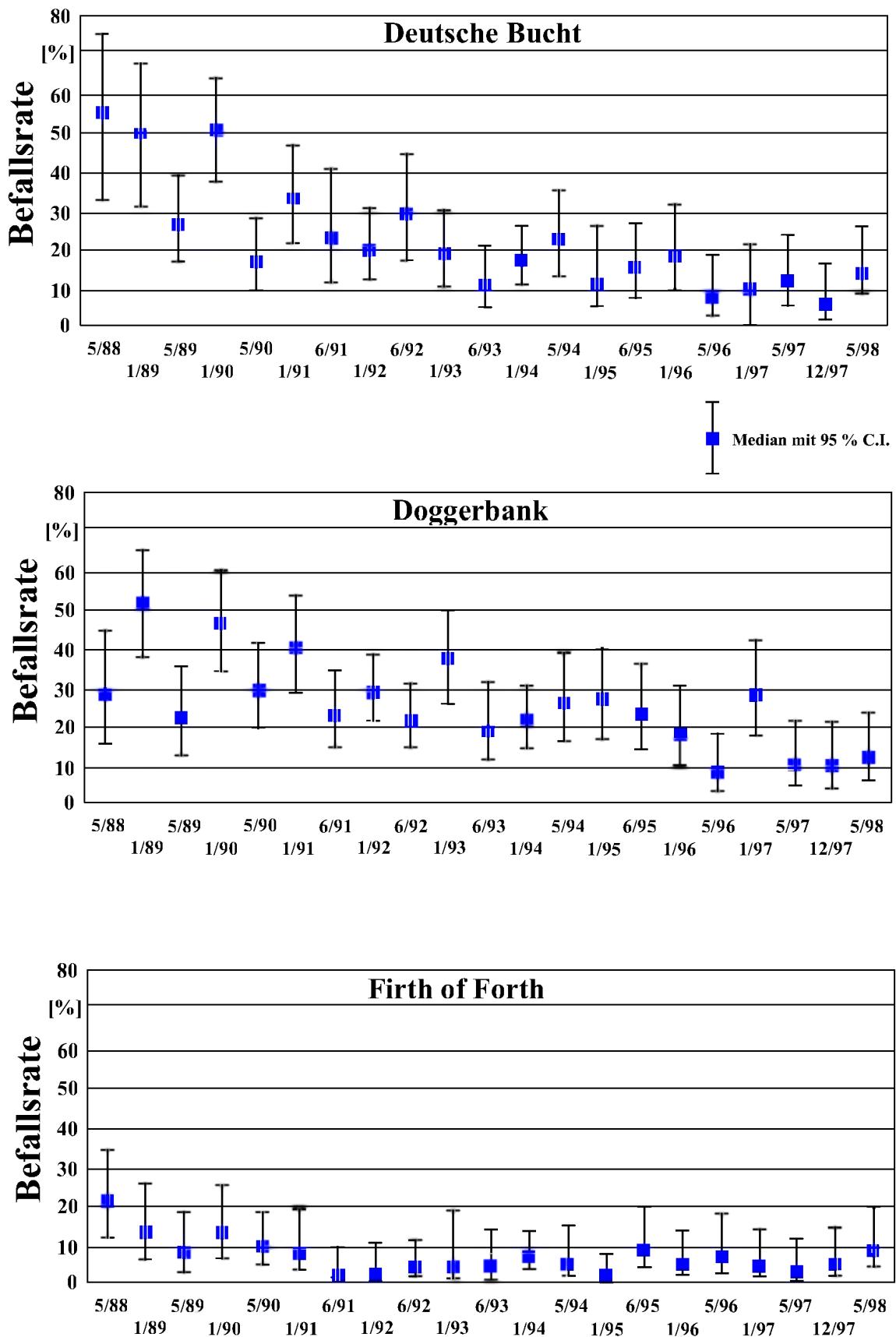


Abb. 36: Kliesche (*Limanda limanda*). Veränderungen der Befallsraten mit Leberknoten > 2 mm bei Klieschen ≥ 25 cm im Zeitraum 1988-1998. Dargestellt sind die Befallsraten mit den 95 %-Vertrauensbereichen.

Missbildungen pelagischer Fischembryonen

Seit 1984 werden einmal im Jahr in einem Seegebiet vor der dänischen, deutschen und holländischen Küste (Abb.37a,b) auf einem festgelegten Stationsnetz Embryonen pelagisch laichender Fischarten auf das Vorhandensein von morphologischen Missbildungen untersucht.

Frühe Entwicklungsstadien nicht nur von Fischen gelten als besonders empfindlich. Schon geringe Störungen können bei sich entwickelnden Embryonen zu Abweichungen vom Normalzustand führen. Treten hohe Prozentsätze von missgebildeten Embryonen auf, weist das darauf hin, dass einige der Faktoren, die Voraussetzung für eine normale Entwicklung von Embryonen sind, vom Optimum abweichen. Ursachen für Schäden an Embryonen können bereits während der Entwicklung der Gonaden auftreten. Hier könnten Fehlernährung der Elterntiere, langandauernder Stress während der Gonadenentwicklung oder aber die Aufnahme von Schadstoffen als Ursache diskutiert werden. Des weiteren können Faktoren in der Wassersäule wirken. Hier seien ungünstige Temperaturen, Salzgehalte oder auch erhöhte Schadstoffkonzentrationen genannt. Und schließlich wirken Prädisposition in der Gonade und Exposition in der Wassersäule in Kombination.

Bei der Empfindlichkeit der sich entwickelnden Fischembryonen kann man davon ausgehen, dass geringere Prozentsätze von Missbildungen auch unter annähernd optimalen Bedingungen auftreten. Höhere Raten von Missbildungen allerdings deuten auf eine Störung hin.

Die höchsten Missbildungsraten fanden sich immer bei Embryonen des Wittlings (*Merlangius merlangus*), gefolgt von denen der Flunder (*Platichthys flesus*), Kliesche (*Limanda limanda*), Kabeljau (*Gadus morhua*) und Scholle (*Pleuronectes platessa*). Zu Zeiten des höchsten Befalls im März 1987 wiesen 60 % der Wittlinge, die in der Deutschen Bucht untersucht wurden, 28 % der Klieschen, 17 % der Schollen und 18 % der Flunden Missbildungen auf.

Regionale Unterschiede

Ein für die Anfangsphase der Untersuchungen typisches Verbreitungsbild missgebildeter Embryonen der Kliesche ist für das Jahr 1987 in Abb.37a wiedergegeben. Dargestellt sind Stationen mit signifikant höherem Befall als das Gesamtmittel (schwarze Dreiecke), Stationen mit signifikant niedrigerem Befall als das Gesamtmittel (graue Vierecke) sowie Stationen, auf denen der Befall nicht signifikant vom Mittel abwich. Gebiete erhöhter Missbildungen finden sich im Zentrum der Deutschen Bucht, vor den Ostfriesischen Inseln und vor der Rhein-Mündung.

Im Vergleich dazu ist die Situation 1997 in dem gleichen Abbildungsmaßstab in Abb.37b dargestellt. Die Befallsraten waren erheblich niedriger und die Gebiete erhöhter Missbildungshäufigkeiten kleiner als 1987.

Zeitliche Entwicklung

In Abb.38 ist die Fluktuation der Missbildungshäufigkeiten von Embryonen der Kliesche in der Deutschen Bucht von 1984 bis 1998 wiedergegeben. Von 1984 bis 1987 stiegen die Befallsraten deutlich an. Sie waren danach von 1990 bis 1998 mit Ausnahme von 1996 geringer, der niedrigste Wert ergab sich für 1998. Ähnliche zeitliche Fluktuationen waren auch für Embryonen der anderen genannten Fischarten festzustellen.

Die Häufigkeit von Missbildungen war negativ korreliert mit den Wassertemperaturen bezogen auf das Mittel der Temperaturen, gemessen während des ersten Quartals auf einer Dauerstation bei Helgoland. Bei Temperaturen im Bereich um und unter 2°C fanden sich die höchsten Missbildungsraten. Das galt für die Jahre 1985, 1986, 1987 und 1996. In den Temperaturbereichen zwischen 3.5°C und 6.5°C wurden durchweg niedrigere Missbildungsraten angetroffen.

Vergleicht man die zeitlichen Fluktuationen der Missbildungshäufigkeiten der Kliesche mit denjenigen von bestimmten Organochlorverbindungen in Lebern der Kliesche aus der Deutschen Bucht, so ergab sich lediglich für DDE eine signifikante positive Korrelation.

Es bleibt festzuhalten: Niedrige Wassertemperaturen ($<2^{\circ}\text{C}$) haben einen negativen Einfluss auf die Häufigkeit von Missbildungen an pelagischen Fischembryonen. Mit abnehmender Häufigkeit des Auftretens niedriger Wassertemperaturen in der Deutschen Bucht nahmen auch die Missbildungshäufigkeiten ab. Es bestehen zusätzlich Beziehungen zwischen

bestimmten Schadstoffen in Geweben der Elterntiere und dem Auftreten von Missbildungen. Bei weiter abnehmenden Konzentrationen von Organochlorverbindungen der Gruppe DDT und Derivate wird deren Einfluss künftig weiter abnehmen und die Wassertemperatur für das Auftreten von missgebildeten Fischembryonen der dominierende Faktor sein.

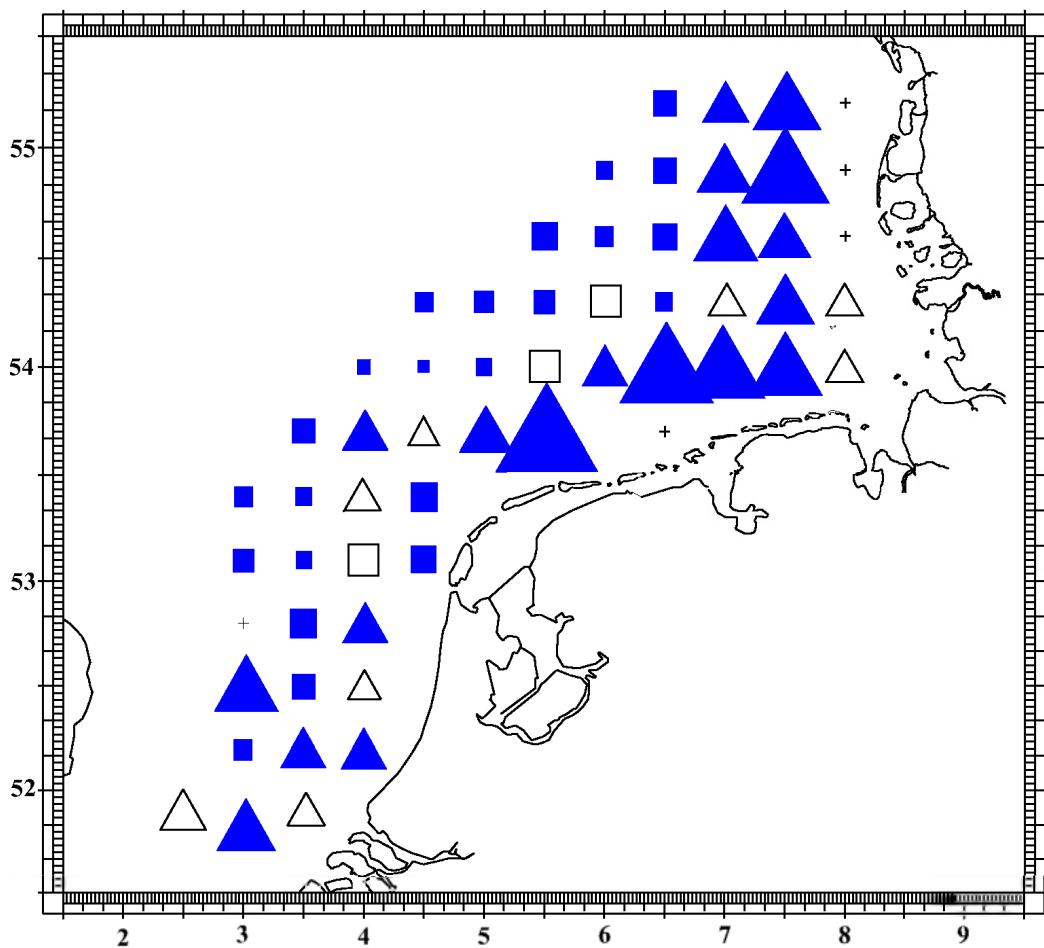


Abb. 37a: Kliesche (*Limanda limanda*). Häufigkeit von Missbildungen von Embryonen im Jahre 1987. Signifikant positiv (schwarze Dreiecke), negativ (graue Vierecke) Abweichungen vom Gesamtmittel.

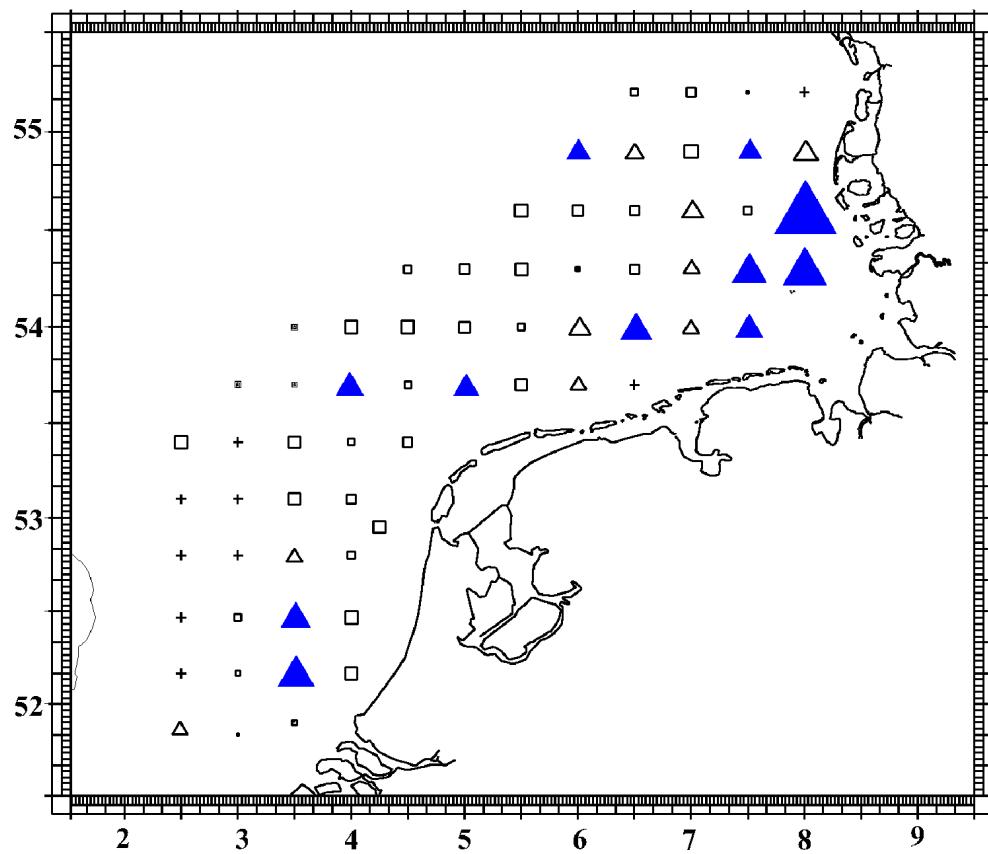


Abb. 37b: Kliesche (*Limanda limanda*). Häufigkeit von Missbildungen von Embryonen im Jahre 1997. Signifikant positiv (schwarze Dreiecke), negativ (graue Vierecke) Abweichungen vom Gesamtmittel.

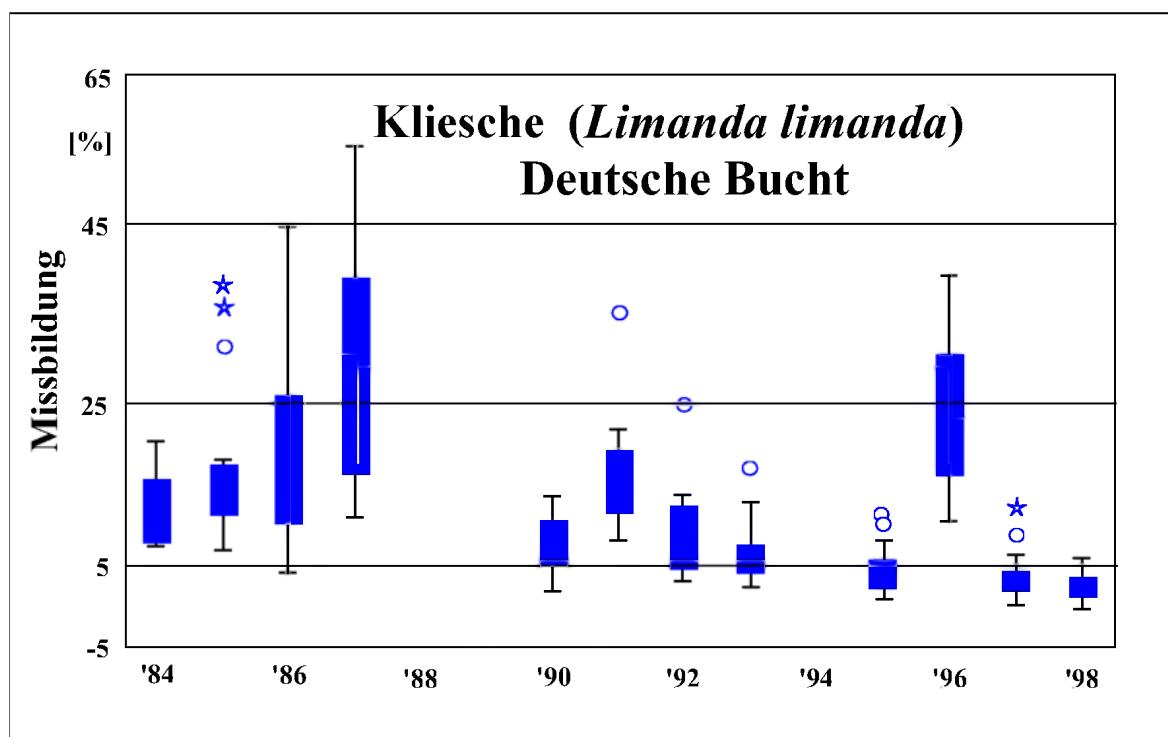


Abb. 38: Kliesche (*Limanda limanda*); Häufigkeit von Missbildungen von Embryonen in der Deutschen Bucht

7 See- und Küstenvögel bei Helgoland

Die folgenden Ausführungen beschäftigen sich exemplarisch mit den See- und Küstenvogelbeständen bei Helgoland. Sie umfassen nicht die Bestände an der schleswig-holsteinischen und niedersächsischen Küste (siehe dazu beispielsweise Südbeck und Hälterlein, 1997 und Poot et al., 1996).

Veränderungen der Brutbestände Helgoländer See- und Küstenvögel von 1800 bis 1996 (Hüppop, 1997)

Seit Beginn der ornithologischen Aufzeichnungen gegen 1800 wurden Bruten von 14 See- und Küstenvogelarten auf Helgoland festgestellt. Die arten- und zahlenmäßige Zusammensetzung der Brutbestände hat sich im Laufe dieser vergangenen zweihundert Jahre erheblich geändert.

Der Austernfischer (*Haematopus ostralegus*) verschwand nach Gründung des Seebades Helgoland in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts. Die Wiederbesiedlung erfolgte nach der Evakuierung der Insel im Jahre 1945. Parallel zur vermutlich schutz- und später eutrophierungsbedingten Bestandszunahme an der niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Nordseeküste stiegen auch auf Helgoland die Bestände seit den siebziger Jahren stark an. Sie erreichten 1996 mit 53 Brutpaaren ihren bisherigen Höchststand, der Bruterfolg indes ist nach wie vor niedrig.

Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*) und Papageitaucher (*Fratercula arctica*) verschwanden als Brutvögel im letzten Jahrhundert aufgrund übermäßiger menschlicher Verfolgung, später sogar die Silbermöwe (*Larus argentatus*). Der Dreizehenmöwe gelang 1938 eine erfolgreiche Wiederansiedlung. 1995 brüteten auf Helgoland fast 7500 Paare, 1996 waren es knapp 7000 - vermutlich weit mehr als je zuvor. Auch die Silbermöwe hat sich im oder nach zweiten Weltkrieg wieder angesiedelt. Der Papageitaucher „inspiriert“ zwar alljährlich die Helgoländer Kolonie, hat sich aber bisher nicht wieder als Brutvogel niedergelassen. Dafür sind einige völlig neue Brutvogelarten erschienen: Eissturmvogel (*Fulmarus glacialis*), Baßtölpel (*Morus bassanus*), Brandgans (*Tadorna tadorna*), Stock- und Eiderente (*A-*

nas platyrhynchos und *Somateria mollissima*), Sandregenpfeifer (*Charadrius hiaticula*), Herings- und Schwarzkopfmöwe (*Larus fuscus* und *L. melancephalus*). Anders als in früheren Jahren ist eine Bekämpfung der Silbermöwe zum Schutz der Trottellumme (*Uria aalge*) und anderer Brutvogelarten heute nicht mehr erforderlich. Beunruhigung durch den Menschen reduziert hingegen vermutlich das Vorkommen von Austernfischer, Sandregenpfeifer, Silber- und Heringsmöwe und Brandseeschwalbe (*Sterna sandvicensis*).

Fischereiabfälle dienen Großmöwen als „künstliche“ Nahrungsquelle (Hüppop & Geiß, 1995)

Im Nordseeraum nahmen die Bestände vieler See- und Küstenvögel im Laufe der vergangenen Jahrzehnte stark zu. Viele Arten auf Helgoland erreichten in den neunziger Jahren unseres Jahrhunderts ihre höchsten Bestände. Als Gründe kommen ein besserer Schutz, ein besseres Angebot an kleineren Fischarten sowie ungenutzter Beifang und Schlachtabfälle aus der Fischerei als „künstliche“ Nahrungsquelle in Betracht (Hüppop, 1997).

Da es nordseeweit keine Gebiete ohne Fischerei gibt, war es schwierig, Auswirkungen des künstlichen Nahrungssangebotes durch die Fischerei auf die Bestände der davon lebenden Vogelarten nachzuweisen. Der Nachweis gelang aber durch zeitliche Vergleiche. Über die Weihnachts- und Neujahrstage ruht die Fischerei um Helgoland weitgehend. Folglich gibt es auch keine ungenutzten Beifänge und Schlachtabfälle, die in diesem Gebiet vor allem Großmöwen als Nahrung dienen könnten. Die Anzahl rastender Mantelmöwen (*L. marinus*) ging auf Helgoland in vier von fünf Wintern (1989/90 bis 1994/95) über die Weihnachtsfeiertage deutlich zurück. Bei den Silbermöwen war dies sogar in jedem der beobachteten Winter der Fall. Die Rastbestände dieser beiden Großmöwenarten wuchsen wieder an, sobald die Fischerei erneut einzusetzte. Vermutlich beeinflusst das künstliche Nahrungssangebot Größe und Verteilung ihrer Rast- und Brutbestände.

8 Sauerstoffmangel: Gefahr für das marine Ökosystem

8.1 Beispiel: Ostfriesisches Wattenmeer

Kleine Flächen schwarzgefärbten Wattbodens, die sogenannten Schwarzen Flecken, treten im Wattenmeer natürlicherweise immer dann auf, wenn lokal große Mengen organischen Materials wie Tierkadaver oder große Algenreste abgebaut werden müssen. Seit 1987 aber nahm ihre Häufigkeit und Ausdehnung zu, ohne dass in allen Fällen auslösende Faktoren erkennbar waren (Höpner und Michaelis, 1994). Im Jahr 1996 traten schwarze, sauerstofffreie Flächen bisher nicht bekannten Ausmaßes vor der ostfriesischen Küste auf. Mitte Juni des Jahres waren bis zu 20% aller trockenfallenden Flächen in diesem Gebiet davon betroffen (in den Vorjahren höchstens 0,1%) (Höpner und Meurs, 1996).

Im gut belüfteten Watsediment ist die Bodenoberfläche durch dreiwertige Eisenverbindungen (Sesquioxide, Hydroxide, Oxide) gelblich-bräunlich gefärbt. Ist der Sauerstoffvorrat im Porenwasser des Watsediments aufgebraucht und die Belüftung mit frischem Wasser unterbunden, kommt es zu Sauerstoffmangel. Jetzt treten anaerobe Abbauprozesse in den Vordergrund, die normalerweise in tieferen Bodenschichten stattfinden. Mikroorganismen beziehen nun den benötigten Sauerstoff aus den Sulfat-Ionen (SO_4^{2-}) des Porenwassers. Dabei wird Schwefelwasserstoff (H_2S) gebildet, der sich mit Eisenionen, die reichlich im Porenwasser und im Sediment vorkommen, zu kolloidalem Eisensulfid (FeS^-) verbindet. Der Boden färbt sich dadurch schwarz. Freier Schwefelwasserstoff ist eine giftige Substanz; man erkennt sie am Geruch nach fauligen Eiern. Schwarze Flecken entstehen also, wenn sich im normalerweise sauerstoffhaltigen Oberflächensediment sauerstofffreie Zonen bilden.

Schwarze Flächen im Jahr 1996

Den ausgedehnten schwarzen Flächen des Jahres 1996 lag ein komplexes Wirkungsgefüge zugrunde. Verschiedene Faktoren traten zu Jahresbeginn gemeinsam auf und verstärkten

sich (Höpner in UBA, 1996). In dem kalten und langen Winter 1995/96 waren aufgrund ablandiger Winde die Wasserstände im Wattenmeer sehr niedrig. Eisbedeckung und Frost führte auf den Wattflächen zum Tod vieler Bodentiere. Damit kam es zum Verlust an Bodenbewohnern, die das Sediment durchwühlen und für eine Belüftung des Porenwassers mit Sauerstoff sorgen. Das Frühjahr blieb kalt, so dass die abgestorbenen Organismen im Sediment nur langsam zersetzt wurden. Erst im Mai setzte mit der raschen Erwärmung der Abbau der großen Mengen toter Biomasse ein und verbrauchte dabei den gesamten Sauerstoff des Porenwassers.

Im kühlen Frühjahr hatte vor der ostfriesischen Küste zudem eine explosionsartige Vermehrung der kälteliebenden Kieselalge *Coscinodiscus concinnus* stattgefunden (siehe Kapitel Nordsee/Phytoplankton). Diese Art produziert im Zellplasma Ölropfchen, die nach dem Absterben der Algen freigesetzt werden. Beim Absterben der Coscinodiscus-Blüte kam es dann zur großflächigen Ausbildung eines weißen Fettfilms auf der Wasseroberfläche. Die Masse dieses Films wurde auf mehrere tausend Tonnen abgeschätzt. Das Fett war außerdem in Form von Emulsionen bzw. Dispersionen innerhalb der Wassersäule verteilt. Eine der Folgen war, dass die natürliche Schutzschicht im Gefieder tauchender Seevögel durch die Abbauprodukte des Algenfettes zerstört wurde, worauf die Tiere unterkühlten oder ertranken.

Mit starken nordwestlichen Winden gelangte das Fett großflächig auf das niedersächsische Watt. Dort erhöhte es die Menge der bereits reichlich vorhandenen organischer Substanz. Zusätzlich behinderte die Fettschicht den Sauerstoffaustausch zwischen Boden und Atmosphäre bzw. dem Meerwasser, so dass im Oberflächensediment des Watt Sauerstoffmangel entstand. In weiten Gebieten bildeten sich schwarze Flächen mit giftigem Schwefelwasserstoff. Dies verursachte ein zusätzliches Absterben von Kleinlebewesen, die wichtige

Funktionen als Verbraucher von Biomasse und bei der Belüftung des Bodens wahrnehmen. Es entstand somit ein sich selbst verstärkender Kreislauf von Zersetzung, Sauerstoffverbrauch, Absterben und erneuter Zersetzung (Höpner und Meurs, 1996).

Ab Anfang Juli wühlte kräftiger Nordwestwind das Wattsediment auf und versorgte es dabei mit frischem Sauerstoff. Auf einigen der schwarzen Flächen bildeten sich dünne, hellbraun gefärbte Schichten, die wieder Sauerstoff enthielten. Andere schwarze Flächen erholteten sich nicht so schnell und nahmen eine graue Färbung an. Im Oktober waren kaum noch schwarze Bereiche zu erkennen. Die betroffenen Areale wurden in der Folgezeit verhältnismäßig schnell wieder besiedelt. (Eine detaillierte chronologische Darstellung der Ereignisse und der begleitenden Überwachung und Forschung findet sich in den Verkehrsnachrichten des BMV (1997).)

Ursachen

Eine Gewichtung der verschiedenen, für 1996 beschriebenen Faktoren kann nicht vorgenommen werden, zu vielfältig erscheint ihr

Wechselspiel. Im niederländischen Wattenmeer kam es 1964 nach einem strengen und langen Winter ebenfalls zu einer mächtigen *Coscinodiscus*-Blüte, die zu schwarzen und überliechende Flächen geführt hatte. Ein weiteres Ereignis ist für das Borkumer Watt im Jahr 1975 dokumentiert (NLÖ, 1998).

Die Schäden des Wattbodens im Jahr 1996 haben eine natürliche Ursache. Nach Höpner und Meurs (1996) ist jedoch eine anthropogene Vorschädigung des Watts nicht unerheblich an den Problemen im Jahr 1996 beteiligt. Über Jahrzehnte hinweg ist die natürliche Produktivität des Wattenmeeres durch Zufuhr von Nährstoffen bzw. organischem Material übermäßig gesteigert worden. Schadstoffe wurden in das System eingetragen. Lebensgemeinschaften änderten sich. Im niederländischen Watt verschwanden beispielsweise die wichtigen, filtrierenden Miesmuscheln durch Befischung. Vor der niedersächsischen Küste nahmen ihre Bestände seit Mitte der achtziger Jahre ab (Michaelis und Reise, 1994) und erreichten 1996 ihren bisherigen Tiefststand (NLÖ/Michaelis, pers. Mitteilung).

➤ Meer Lesen

2 Ozeanographische Situation

Mursys, Jahresbericht 1994, BSH, Hamburg
Mursys, Jahresbericht 1995, BSH, Hamburg
Mursys, Jahresbericht 1996, BSH, Hamburg

3 Untersuchungen zur Eutrophierung

32 Phytoplankton-Untersuchungen

Elbrächter, M., Rahmel, J. und M. Hanslik (1994): *Phaeocystis* im Wattenmeer. IN: Lozan et al. (Hrsg.), Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell-Wiss.-Verl., Berlin.
Forschungsstelle Küste (1995): Untersuchungen zur Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer. I. Routineuntersuchungen 1994.- Dienstber. Forschungsstelle Küste 26/1995, Norderney, 97S.
Forschungsstelle Küste (1996): Untersuchungen zur Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer. I. Routineuntersuchungen 1995.- Dienstber. Forschungsstelle Küste 11/1996, Norderney, 77S.
Forschungsstelle Küste (1998): Untersuchungen zur Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer. I. Routineuntersuchungen 1996.- Dienstber. Forschungsstelle Küste 1/1998, Norderney, 87S.
Hagmeier, E. und E. Bauerfeind (1990): Phytoplankton. IN: Lozan et al. (Hrsg.), Warnsignale aus der Nordsee. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
Rademaker et al. (1998): *Fibrocapsa japonica* and *Heterosigma akashiwo* : new observations. Harmful Algae News No 17, S. 8-10.

33 Makrozoobenthos-Untersuchungen

Forschungsstelle Küste (1995): Untersuchungen zur Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer. -I. Routineuntersuchungen 1994.- Dienstber. Forschungsstelle Küste 26/1995, Norderney, 97S.
Forschungsstelle Küste (1996): Untersuchungen zur Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer. -I. Routineuntersuchungen 1995.- Dienstber. Forschungsstelle Küste 11/1996, Norderney, 77S.
Forschungsstelle Küste (1998): Untersuchungen zur Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer. -I. Routineuntersuchungen 1996.- Dienstber. Forschungsstelle Küste 1/1998, Norderney, 87S.
Nehring, S. und H. Leuchs (1996): BfG-Ästuarmonitoring in Ems, Jade, Weser, Elbe - Makrozoobenthos 1995. Bericht-Nr. BfG-1040. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
Nehring, S. und H. Leuchs (1997): BfG-Ästuarmonitoring in Ems, Jade, Weser, Elbe, Eider - Makrozoobenthos 1996. Bericht-Nr. BfG-1113. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

4 Belastung mit Spurenmetalle

42 Organismen-Untersuchungen

Bening, J. (1986): Aufwuchsuntersuchungen an im Wasserbau verwendeten Materialien : Pflanzliche Primärbesiedlung unter Bezug auf chemische Substrateigenschaften. Diplomarbeit im Fachbereich Biologie, Universität Hamburg.
Förstner, U. und L. Karbe (1984): Umweltverträglichkeit von Eisensilikatschlack bei der Verwendung im Wasserbau. Gutachten im Auftrage der Hamburger Wirtschaftsbehörde / Amt für Strom- und Hafenbau und ergänzende Befundberichte.

Forschungsstelle Küste (1995): Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer. I.Routineuntersuchungen 1994. Dienstbericht Forschungsstelle Küste 26/1995, Norderney 97S.

Forschungsstelle Küste (1996): Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer. I.Routineuntersuchungen 1995. Dienstbericht Forschungsstelle Küste 11/1996, Norderney 77S.

Forschungsstelle Küste (1998): Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer. I.Routineuntersuchungen 1996. Dienstbericht Forschungsstelle Küste 1/1998, Norderney 87S.

Karbe, L. et al. (1996): Belastung von Miesmuscheln der niedersächsischen Küstengewässer mit Schwermetallen und persistenten chlororganischen Problemstoffen. Dienstbericht Forschungsstelle Küste 2/1996. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie / Forschungsstelle Küste, Norderney.

Nordseefische

NSTF (North Sea Task Force), 1993: North Sea Quality Status Report. Oslo and Paris Commissions, London.

OSPARCOM, 1994: Guidelines for the Sampling and Analysis of Organisms and the Reporting of Results under the Joint Monitoring Programme. In: Principles and Methodology of the Joint Monitoring Programme; Monitoring Manual. Oslo and Paris Commissions, Issue July 1994.

OSPARCOM, 1997: JAMP Guidelines for Monitoring Contaminants in Biota. In: Principles and Methodology of the Joint Monitoring Programme; Monitoring Manual. Oslo and Paris Commissions, Issue 9/6/1997.

OSPAR/ICES, 1996: Report on the OSPAR/ICES Workshop on the overall evaluation and update of Background/Reference concentrations of nutrients and contaminants in sea water, biota and sediments, 22-25 October, 1996, Hamburg, 60pp.

Vogeleier

Becker, P.H. (1999): Spatial and temporal distribution of contaminants in seabird eggs. In: Quality Status Report of the North Sea – Subregion 10: The Wadden Sea: in press.

Becker, P.H., B. Conrad & H. Sperveslage (1989): Chlororganische Verbindungen und Schwermetalle in weiblichen Silbermöwen (*Larus argentatus*) und ihren Eiern mit bekannter Legefolge. Vogelwarte 35: 1-10.

Becker, P.H., D. Henning & R.W. Furness (1994): Differences in mercury contamination and elimination during feather development in gull and tern broods. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 27: 162-167.

Becker, P.H., S. Schuhmann & C. Koepff (1993): Hatching failure in Common Terns (*Sterna hirundo*) in relation to environmental chemicals. Environ. Pollut. 79: 207-213.

Becker, P.H., W. Ternes & H.A. Rüssel (1985): Schadstoffe in Gelegen von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste. II. Quecksilber. J. Ornithol. 126: 253-262.

Braune, B.M., & D.E. Gaskin (1987): A mercury budget for the Bonaparte's Gull during autumn moult. Ornis. Scand. 18: 244-250.

Haarich, M. (1994): Schwermetalle im Wasser und Sediment. In: J.L. Lozán, E. Rachor, K. Reise, von Westernhagen, H. & W. Lenz (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer: 30-34.

Haarich, M. (1996): Schadstoff-Frachten durch die Flüsse. In: J.L. Lozán & H. Kausch (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren: 144-148.

Kluge, T., & A. Vack (1996): Industrielle Abwässer: Verbesserung der Abwasserbehandlung. In: J.L. Lozán & H. Kausch (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren: 314-318.

OSPAR (1996): Oslo and Paris Conventions for the Prevention of Marine Pollution. Ad hoc Working Group on Monitoring (MON), Stockholm 4-8 November 1996. Summary Record of the meeting of MON 1996.

Scheuhammer, A.M. (1987): The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. Environ. Pollut. 46: 263-295.

Schlünzen, K.H. (1994): Atmosphärische Einträge von Nähr- und Schadstoffen. In: J.L. Lozán, E. Rachor, K. Reise, H. v. Westernhagen & W. Lenz (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer: 45-48.

Sommer, U., K.R. Schmieder & P.H. Becker (1997): Untersuchung von Seevogeleiern auf chlorierte Pestizide, PCBs und Quecksilber. Bioforum 3/97: 68-72.

43 Sediment-Untersuchungen

Forschungsstelle Küste (1995): Untersuchungen zur Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer.-I. Routineuntersuchungen 1994.- Dienstber. Forschungsstelle Küste 26/1995, Norderney, 97S.

5 Belastung mit organischen Schadstoffen

51 Wasser-Untersuchungen

TheobaldN., H. Gaul und U. Ziebarth, Dt. Hydrogr. Z, Suppl. 6,81 (1996): Verteilung von organischen Schadstoffen in der Nordsee und angrenzenden Seegebieten.

52 Organismen-Untersuchungen

Miesmuscheln

Karbe, L. et al. (1996): Belastung von Miesmuscheln der niedersächsischen Küstengewässer mit Schwermetallen und persistenten chlororganischen Problemstoffen. Dienstbericht Forschungsstelle Küste 2/1996. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie / Forschungsstelle Küste, Norderney.

Vogeleier

Becker, P.H. (1989): Seabirds as monitor organisms of contaminants along the German North Sea coast. Helgoländer Meeresunter. 43: 395-403.

Becker, P.H. (1999): Spatial and temporal distribution of contaminants in seabird eggs. In: Quality Status Report of the North Sea – Subregion 10: The Wadden Sea: in press.

Becker, P.H., A. Büthe & W. Heidmann (1985): Schadstoffe in Gelegen von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste. I. Chlororganische Verbindungen. J. Ornithol. 126: 29-51.

Becker, P.H., D. Frank & U. Walter (1987): Geographische und jährliche Variation der Ernährung der Flussseeschwalbe (*Sterna hirundo*) an der Nordseeküste. J. Ornithol. 128: 457-475.

Becker, P.H., C. Koepff, W.A. Heidmann & A. Büthe (1991): Schadstoffmonitoring mit Seevögeln. Forschungsbericht UBA-FB 91-081, TEXTE 2/92, Umweltbundesamt, Berlin: 260 p.

Becker, P.H., S. Schuhmann & C. Koepff (1993): Hatching failure in Common Terns (*Sterna hirundo*) in relation to environmental chemicals. Environ. Pollut. 79: 207-213.

Becker, P.H., S. Thyen, S. Mickstein, U. Sommer & K.R. Schmieder (1998): Monitoring pollutants in coastal bird eggs in the Wadden Sea. Wadden Sea Ecosystem No. 8, CWSS und TMAG, Wilhelmshaven: 59-101

Bosveld, A.T.C., J. Gradener, A.J. Murk, A. Brouwer, M. van Kampen, E.H.G. Evers & M. van den Berg (1995): Effects of PCDDs, PCDFs and PCBs in Common Tern (*Sterna hirundo*) breeding in estuarine and coastal colonies in the Netherlands and Belgium. Environm. Toxicol. Chem. 14: 99-116.

Fox, G.A. (1976): Eggshell quality: its ecological and physiological significance in a DDE-contaminated Common Tern population. Wilson Bull. 88: 459-477.

Frank, D. (1992): The influence of feeding conditions on food provisioning of chicks in Common Terns *Sterna hirundo* nesting in the German Wadden Sea. Ardea 80: 45-55.

Gilbertson, M., J.E. Elliott & D.B. Peakall (1987): Seabirds as indicators of marine pollution. In: A.W. Diamond & F.L. Filion (eds.): The value of birds. ICBP Technical Publication 6: 231-248.

Goss-Custard, J.D. (ed., 1996): The Oystercatcher. Oxford, New York, Tokyo.

Haarich, M. (1996): Schadstoff-Frachten durch die Flüsse. In: J.L. Lozán & H. Kausch (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren: 144-148.

Mattig, F.R., U. Ballin, H. Bietz, K. Gießing, R. Kruse & P.H. Becker (1997): Organochlorines and heavy metals in benthic invertebrates and fish from the back barrier of Spiekeroog. Arch. Fish. Mar. Res. 45: 113-133.

Muñoz Cifuentes, J., & P.H. Becker (1998): Eier der Flussseeschwalbe (*Sterna hirundo*) als Indikator für die aktuelle Belastung von Rhein, Weser und Elbe mit Umweltchemikalien. UWSF- Z. Umweltchem. Ökotox. 10: 15-21.

OSPAR (1996): Oslo and Paris Conventions for the Prevention of Marine Pollution. Ad hoc Working Group on Monitoring (MON), Stockholm 4-8 November 1996. Summary Record of the meeting of MON 1996.

Reincke, H. (1992): Die Entwicklung der Belastungssituation der Elbe. Wasser und Boden 10: 648-653.

Sommer, U., K.R. Schmieder & P.H. Becker (1997): Untersuchung von Seevogeleiern auf chlorierte Pestizide, PCBs und Quecksilber. Bioforum 3/97: 68-72.

Wendeln, H., & P.H. Becker (1996): Body mass change in breeding Common Terns (*Sterna hirundo*). Bird Study 43: 85-95.

6 Fischkrankheiten

Anonymous 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.

Bucke, D., Vethaak, A.D., Lang, T., and Mellergaard, 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.

7 See- und Küstenvögel Helgoland

Hüppop, O. (1997): Langzeit-Veränderungen der Brutbestände Helgoländer See- und Küstenvögel. In: Seevögel : Zeitschrift Verein Jordsand ; Bd. 18 (Heft 2), S. 38 - 44.

Hüppop, O. und J. Geiß (1995): Fischerei bestimmt Großmöwenbestände auf der Insel Helgoland. In: Jber. Institut Vogelforschung 2 (1995), S. 21

Poot, M. et al. (1996): Migratory Waterbirds in the Wadden Sea 1993/94. Wadden Sea Ecosystem No. 5. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.

Südbeck, P. und B. Hälterlein (1997): Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1995. Seevögel : Zeitschrift Verein Jordsand 18, S. 11 – 19

8 Sauerstoffmangel

BMV / Bundesministerium für Verkehr (1997): Aufklärung einer großräumigen “Verschmutzung” in der Deutschen Bucht. Verkehrsnachrichten 3/1997, S. 10 – 12

Höpner, Th. und H. Michaelis (1994): Sogenannte “schwarze Flecken” - ein Eutrophierungssymptom des Wattenmeeres. IN: Lozan et al. (Hrsg.), Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell-Wiss.-Verl., Berlin.

Höpner, Th. und G. Meurs (1996): Von Schwarzen Flecken und Schwarzen Flächen. Einblicke Nr. 12 (24. Jg), S. 4 - 8. Carl von Ossietzky Universität, Oldenburg.

Michaelis, H. und K. Reise (1994): Langfristige Veränderungen des Zoobenthos im Wattenmeer. In: Lozan et al. (Hrsg.), Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell-Wiss.-Verl., Berlin.

Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (1998): Forschungsstelle Küste : Überwachung niedersächsischer Küstengewässer ; Jahresbericht 1996. Dienstberichte Forschungsstelle Küste 1/1998.

Oeschger (1997): Schwarze Flecken im Wattenmeer. Naturwissenschaftliche Rundschau 2/1997 (50. Jg.), S. 53 – 56

Umweltbundesamt (1996): Schwarze Flecken im Wattenmeer : Ursachen, Wirkungen, ökologische Folgen; Fachkolloquium 12.7.96 in Berlin. UBA-Texte 64/96, Berlin.

Meeresumwelt 1994 - 1996

OSTSEE

9 Ozeanographische Situation

Witterung

Mit einer Durchschnittstemperatur von ca. 10°C (8,7°C an der Nordspitze Rügens) war das Jahr 1994 das viertwärmste seit Beginn regelmäßiger meteorologischer Messungen. Herausragend war der warme Sommer, Kap Arkona war mit 1959 Stunden der sonnenscheinreichste Ort Deutschland.

Jahresniederschläge zwischen 1000 mm im Hamburger Raum und im Bereich Kieler Bucht und 557 mm am Kap Arkona auf Rügen verdeutlichen das Ost-West-Gefälle. Mit Überschüssen zwischen 2 und 43% (Boltenhagen) war das Jahr überall zu nass. Besonders große Niederschlagsmengen von mehr als 100 l/m² summierten sich im Januar, März, August und Dezember. Dagegen fiel im Juli gebietsweise kein Tropfen Regen; auch der November war verbreitet zu trocken.

Das Jahr 1995 war mit Mitteltemperaturen zwischen 8,5 und knapp 10,0°C im Vergleich zu den vieljährigen Mittelwerten um 0,5 bis 1,0 K zu warm. Februar, Juli, August und Oktober ragten mit positiven Temperaturabweichungen von teilweise bis zu 3 K heraus. Dem stehen die Monate Juni mit 1 K und November und Dezember mit maximal bis zu 4,5 K negativer Anomalie gegenüber. Auf Norderney schien die Sonne mehr als 2000 Stunden. Neun sonnenscheinreichen Monaten (Juli und August übertrafen die Erwartung um 30 bis 50%) stehen lediglich drei Monate (Februar, Juni, September) mit zu wenig Sonne gegenüber. Damit war das gesamte Jahr durch eine überdurchschnittliche Sonnenscheindauer (10 bis 20% Überschreitung) gekennzeichnet.

Wie im Vorjahr zeigt sich bei den Jahresniederschlägen ein deutliches Ost-West-Gefälle mit Niederschlagsmengen zwischen 825 mm auf Norderney (7% Überschuss) und 425 mm am Kap Arkona auf Rügen (18% Defizit). Besonders niederschlagsreich waren die ersten drei Monate des Jahres sowie der September. Die letzten drei Monate und der Juli und August fielen erheblich zu trocken aus.

Mit Mitteltemperaturen zwischen knapp 7,0 und 8,0 °C war das Jahr 1996 im Vergleich zu den vieljährigen Mittelwerten (1961 bis 1990) um 1,0 K zu kalt. Besonders markante Temperaturabweichungen ergaben sich von Januar bis März sowie im Mai, September und Dezember. Zu warm waren der April und insbesondere der August. Das Sonnenscheinangebot lag zwischen 1645 und 1875 Stunden. Damit wurden örtlich (Greifswalder Bodden, Ostseeküste Schleswig-Holsteins) die langjährigen Erwartungswerte nicht ganz erreicht. Die Abweichungen blieben aber unter 10%. Sonnenscheinreichster Monat war der August (örtlich über 250 Stunden), dicht gefolgt vom April. In der Negativ-Bilanz steht der Mai mit vielerorts weniger als 150 Stunden an der Spitze.

Die Jahresniederschläge erreichten mit Werten zwischen 430 mm (Warnemünde) und 700 mm lediglich 65 bis etwa 90 % der Normalwerte. Insbesondere das 1. Halbjahr war viel zu trocken, herausragend waren hier der Januar, aber auch März und April.

Salzgehalte und Sauerstoffkonzentrationen

In der Ostsee sind unterschiedliche hydrographische Zonen zu verzeichnen. So bildet sich in der westlichen Ostsee im Sommer eine stabile, temperatur- und salzgehaltsbedingte (thermohaline) Schichtung aus, die vertikale Austauschprozesse zwischen der Oberfläche und dem Meeresboden verhindert. Diese Schichtung löst sich im Herbst und Winter durch Abkühlung und Stürme zeitweise wieder auf und führt dem Meeresboden Sauerstoff zu. Wichtigster Antrieb des Wasseraustauschs mit der Nordsee sind die aktuellen Windverhältnisse, daneben aber auch Dichteströmungen, hervorgerufen durch Salzgehaltsunterschiede der Wassermassen. Diese führen zum Ausstrom salzarmen Oberflächenwassers und zum Einstrom salzreichen Tiefenwassers.

An der Küste werden die hydrographischen Bedingungen im Wesentlichen durch den Wasseraustausch mit der offenen Ostsee so-

wie, in regional unterschiedlicher Stärke, durch den Flusswasserzustrom bestimmt.

In der zentralen Ostsee existiert das ganze Jahr hindurch eine stabile, vertikale Dichteschichtung. Die Oberflächenschicht weist charakteristische Jahrestypen von Temperatur, Salzgehalt, Dichte und Sauerstoffgehalt auf. Infolge der eingeschränkten Zufuhr von Salz und Sauerstoff in das Tiefenwasser tritt dort häufig Sauerstoffmangel auf, bei länger andauernder Stagnation bildet sich sogar Schwefelwasserstoff. Gleichzeitig reichern sich Nährstoffe durch Remineralisierung aus dem Sediment im Tiefenwasser an.

In den schleswig-holsteinischen Küstengewässern zeigte die in der inneren Schlei gelegene Station Große Breite die geringsten Salzgehaltsschwankungen und die niedrigsten Konzentrationen im Oberflächenwasser mit 4,8 und 9,9. Die größten Schwankungen und den höchsten, gemessenen Salzgehalt wies 1994 - 1996 die Station Fehmarnbelt mit 8,7 - 23,4 auf (Abb. 1). Im bodennahen Wasser fanden sich an den schleswig-holsteinischen Stationen höhere Salzgehalte als an der Oberfläche, das Minimum betrug hier 11,1 (Station Dahmeshöved, Schwarzer Grund in der Mecklenburger Bucht). Mit 27,8 lag der höchste Salzgehalt im bodennahen Wasser an der Messstation in der Eckernförder Bucht (Abb.1).

Die Sauerstoffgehalte variierten im Oberflächenwasser an den schleswig-holsteinischen Stationen 1994 - 1996 ganzjährig zwischen 97 und 428 $\mu\text{mol/l}$ O_2 (Minimum im September 1994 an der Station Eckernförder Bucht).

In den inneren Fördern und Buchten Schleswig-Holsteins trat nahezu alljährlich im Spätsommer Sauerstoffmangel im bodennahen Wasser auf. Besonders ausgeprägt waren die Verhältnisse im September 1994. An sieben der 13 Messstationen wurden zu diesem Zeitpunkt Sauerstoffgehalte unter 63 $\mu\text{mol/l}$ O_2 gefunden. 1995 wurde nur in der Flensburger Innenförde, in der in allen Jahren eine hohe Primärproduktion auftrat, ein Sauerstoffdefizit im bodennahen Wasser festgestellt (Minimum: 22 $\mu\text{mol/l}$ im August, Abb. 2). An den anderen Stationen lagen die Gehalte von Juli bis September 1995 zwischen 250 und 313 $\mu\text{mol/l}$. 1996 traten mit Minimalwerten von 6 $\mu\text{mol/l}$ O_2 im September erneut Sauerstoffdefizite in

der Flensburger Innenförde sowie in der Eckernförder Bucht auf. In der Flensburger Außenförde, im Fehmarnbelt und in der Lübecker Bucht lagen die Gehalte zu dieser Zeit unter 94 $\mu\text{mol/l}$ O_2 .

Die Sauerstoffkonzentrationen im bodennahen Wasser der Flensburger Innenförde zeigten 1994 - 1996 eine viel stärkere Dynamik als im Oberflächenwasser (Abb.2). Während 1994 bis 1996 bei den Messungen 180 $\mu\text{mol/l}$ O_2 an der Oberfläche nicht unterschritten wurden, sanken in der bodennahen Schicht die Sauerstoffgehalte im Spätsommer und Herbst unter 90 $\mu\text{mol/l}$ O_2 .

In den äußeren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns war der Salzgehalt infolge spezifischer Wasseraustauschprozesse durch ein deutliches West-Ost-Gefälle gekennzeichnet. Von mittleren 13-14 im Oberflächenwasser der Mecklenburger Bucht sank der Salzgehalt auf etwa 10 nördlich der Halbinsel Darß / Zingst, auf 9 östlich der Insel Rügen und auf 7-8 in der Oderbucht. Die Amplituden der jahreszeitlichen Schwankungen des Salzgehaltes nahmen ebenfalls in östlicher Richtung ab, was in Beziehung zum abnehmenden Einfluss des salzreichen Kattegatwassers zu sehen war.

Der Süßwassereintrag der Oder in die Pommersche Bucht ließ die Variabilität der Salzgehalte in diesem Seengebiet (Oder-Ästuar) wieder ansteigen. In der 22-24 m tiefen Mecklenburger Bucht traten in den Sommermonaten durch den Einstrom salzreichen Tiefenwassers und den auswärts gerichteten salzarmen Oberstrom haline Schichtungen, stets begleitet von thermischen Schichtungen auf.

In den vorpommerschen Bodden- und Haffgewässern ist in Abhängigkeit von der Morphometrie und Hydrographie ein mehr oder weniger starkes Salzgefälle zwischen den offenen, von Seewasser beeinflussten (z. B. Wismarbucht, Greifswalder Bodden) und den inneren vom Süßwasserzustrom geprägten Gewässerteilen (z. B. Stettiner Haff, Unterwarnow) charakteristisch. Auch hier war ein deutliches West-Ostgefälle des Salzgehaltes erkennbar.

Zu den wesentlichen Ereignissen im Berichtszeitraum 1994 - 1996 gehörten die Auswirkungen des Salzwassereinbruches vom Januar 1993 auf das Tiefenwasser der zentralen Ostsee, der gefolgt war von weiteren Einstromereignissen im Dezember 1993 sowie im Frühjahr 1994, die jedoch nicht die Intensität von Salzwassereinbrüchen erreichten. Diese Ereignisse verstärkten die Auswirkungen des Salzwassereinbruchs vom Januar 1993 und führten zu einer weiteren Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers in den zentralen Ostseebecken. Während der Salzgehalt um 1,0 - 1,5 anstieg, erreichten die Sauerstoffkonzentrationen, die im Mai 1994 unterhalb 170 m Tiefe im Gotlandtief gemessen wurden, mit 3

$-3,8 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$ so hohe Werte, wie sie zuletzt in den dreißiger Jahren aufgetreten waren. Ab Mai 1994 war das Tiefenwasser der gesamten Ostsee frei von Schwefelwasserstoff. Damit endete die seit 1977 im östlichen Gotlandbecken herrschende Stagnationsperiode.

Da weitere größere Einstromereignisse ausblieben, verschlechterten sich die Sauerstoffbedingungen im Gotlandbecken. Im Jahre 1996 dominierten im östlichen Gotlandbecken anoxische Verhältnisse, wobei die schwefelwasserstoffhaltige Tiefenschicht an Mächtigkeit gewann und sich in Abhängigkeit von der Bodentopographie nach Süden ausbreitete.

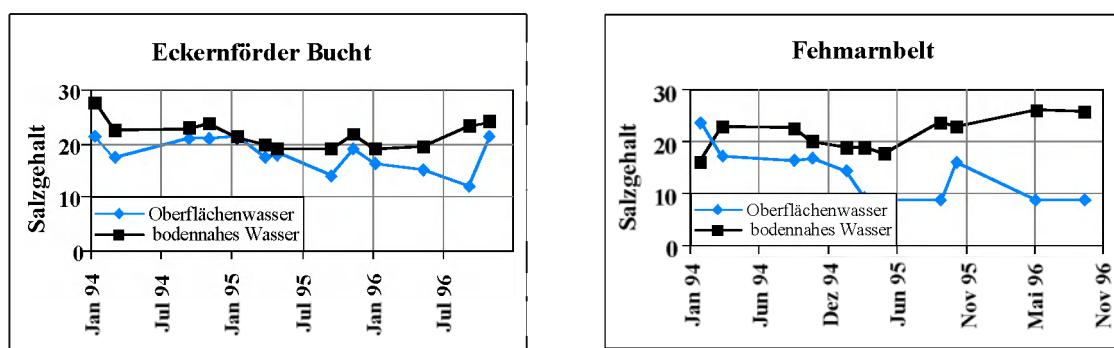


Abb 1: Jahresgang des Salzgehaltes im Oberflächenwasser und bodennahen Wasser von 1994 bis 1996 im Fehmarnbelt und in der Eckernförder Bucht

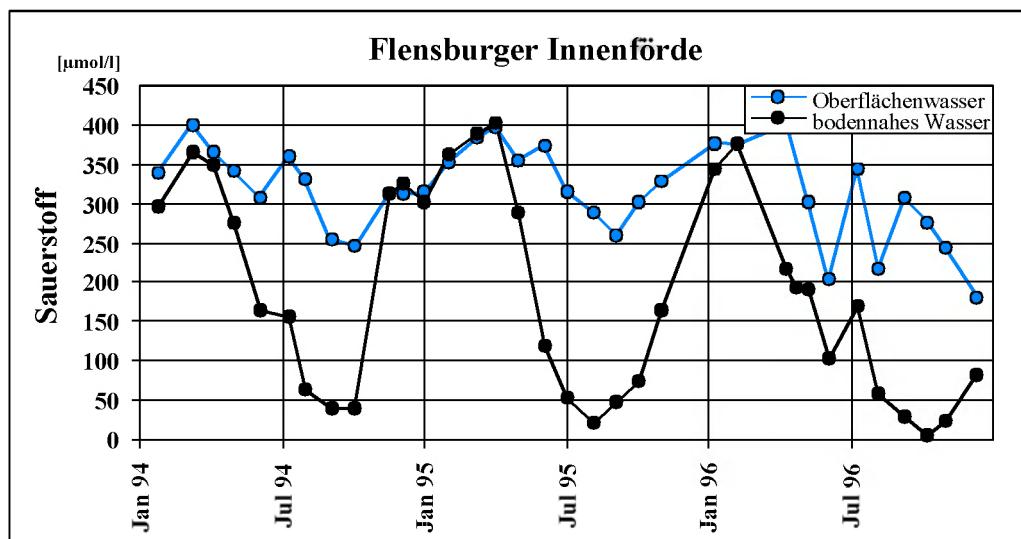


Abb. 2 : Sauerstoffgehalte im Oberflächen- und im bodennahen Wasser der Flensburger Innenförde (Ochseninseln) 1994 - 1996

10 Untersuchungen zur Eutrophierung

101 Belastung mit Nährstoffen

Im Winter werden Nitrat, Phosphat und Silikat als Endglieder der Nährstoffmineralisierung in der Oberflächenschicht der Ostsee angereichert. Im Verlauf der Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons verschwinden die anorganischen Stickstoff- und Phosphorverbindungen innerhalb weniger Wochen aus der oberen, lichtdurchfluteten Schicht. Diese Entwicklung setzt Anfang / Mitte März zuerst im Kattegat und den Belten ein, findet in der Arkona- und Bornholmsee Mitte März - Mitte April statt und setzt sich dann in nordöstlicher Richtung weiter fort. Die in der abgestorbenen Frühjahrsblüte fixierten Nährstoffe sind durch die Sprungschicht sedimentiert und werden im Tiefenwasser und am Meeresgrund biochemisch abgebaut. Ihre Rückführung in die Oberflächenschicht erfolgt im Spätherbst und Winter.

Die Wasserqualität der Küstengewässer wird wesentlich durch die Nährstoffeinträge von Land und aus der Atmosphäre beeinflusst. Darüber hinaus sind natürlich vorgegebene Einflussfaktoren, wie die Morphologie und Hydrologie von maßgeblicher Bedeutung. Durch den hohen Zustrom von Flusswasser sind diese Gewässer erheblichen Schwankungen und zeitweise extremen Nährstoffkonzentrationen ausgesetzt. Aber auch die gewässerinternen Sedimente bergen ein hohes Nährstoffpotential.

Im Zusammenhang mit der Eutrophierung der Ostsee soll durch Monitoringprogramme geklärt werden, ob der verstärkte Bau von Kläranlagen, der im Rahmen des Ostsee-Aktionsprogrammes der Anrainer angestrebt wird, sowie der drastische Rückgang des Düngemittelverbrauchs im Einzugsgebiet sich auch in einer Abnahme der Phosphat- und Nitratkonzentrationen in der winterlich durchmischten Oberflächenschicht widerspiegelt.

Die sich seit Anfang der 90er Jahre andeutende Tendenz zur Verringerung der Phosphatkonzentrationen setzte sich zwischen 1994

und 1996 fort. Während für Phosphor die Forderung der Umweltminister der Ostseeanrainerstaaten nach einer Halbierung der Belastung in Mecklenburg-Vorpommern realisiert wurde, sind beim Stickstoff in nassen Jahren nach wie vor hohe Einträge, vor allem aus diffusen Quellen, zu verzeichnen. Eine Reaktion auf die veränderte Belastungssituation, d.h. eine echte Verminderung des Eutrophierungspotentials verbunden mit einer qualitativen Regeneration des marinen Ökosystems, ist derzeit nicht vorherzusagen.

Stickstoff-Verbindungen

Eine der Haupteintragsquellen für die gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen an der deutschen Ostseeküste ist der diffuse Eintrag von landwirtschaftlich genutzten Flächen über die Flüsse und Küstenstreifen. Er beträgt zum Beispiel in der Flensburger Förde schätzungsweise 40 - 65% des gesamten Stickstoffeintrags. Für Mecklenburg-Vorpommern wird geschätzt, dass 79% des Stickstoffeintrags 1992 - 1994 aus den Flächen in die Küstengewässer ausgewaschen wurden und nicht aus Punktquellen, wie den kommunalen Kläranlagen, stammten. Durch den hohen diffusen Anteil haben die meteorologischen Bedingungen einen wesentlichen Einfluss auf den Stickstoffeintrag aus den Flussgebieten in die Küstengewässer.

Mit dem Einstrom von salz- und sauerstofffreicherem Nordseewasser aus dem Kattegat werden der Ostsee erhebliche Mengen an Nitrat zugeführt. Die Zufuhr an Phosphat und Silikat ist demgegenüber von untergeordneter Bedeutung.

Nitrit und Nitrat

In den **schleswig-holsteinischen Küstengewässern** variierten die Nitritkonzentrationen im Oberflächenwasser 1994 - 1996 ganzjährig zwischen <0,04 µmol/l (Frühsommer) und 4 µmol/l (Maximum im Januar und Oktober 1994 an der Station Schlei, Große Breite). Die

Mediane der Winterwerte im Oberflächenwasser lagen in der Schlei bei 2,4 und 2,8 µmol/l und in der Flensburger Innenförde bei 1,1 µmol/l. An den anderen Stationen fanden sich Nitritmediane zwischen 0,2 und 0,6 µmol/l. Im bodennahen Wasser 1994 - 1996 lagen die Nitritkonzentrationen ganzjährig zwischen <0,04 µmol/l N und 2 µmol/l N (Maximum im August 1995 in der Flensburger Innenförde).

Die Nitratkonzentrationen variierten im Oberflächenwasser 1994 - 1996 ganzjährig zwischen <0,2 µmol/l (Frühsommer) und 320 µmol/l (Maximum im Januar und März 1994 an der Station Schlei, Große Breite). Etwa 22% aller Nitrat-Messwerte lagen unter der analytischen Bestimmungsgrenze. Die höchsten Mediane der Nitrat-Winterwerte lagen 1994 - 1996 an den beiden Stationen in der inneren Schlei bei 216 und 281 µmol/l. An den übrigen Stationen variierten die Winter-Mediane zwischen 2,1 µmol/l an der küstefernen Station Kieler Bucht und 12 bzw. 15 µmol/l in der Kieler und der Flensburger Innenförde. Im bodennahen Wasser 1994 - 1996 lagen die Werte ganzjährig zwischen <0,2 µmol/l und 32 µmol/l (Maximum im März 1994 in der Flensburger Innenförde).

In den **Mecklenburg-Vorpommerschen Küstengewässern** war bis 1996 kein eindeutig abnehmender Trend für die Stickstoffkonzentrationen zu erkennen.

In Abb.3 sind die Zeitreihen von anorganischem, gelöstem Stickstoff im Kleinen Haff und an der nächstgelegenen Station in der Pommerschen Bucht von 1979 bis 1996 dargestellt. Sie zeigen, dass in nassen Jahren mit hohen Auswaschungsraten aus den landwirtschaftlichen Böden, wie etwa 1987/88 und im sehr nassen Frühjahr 1994, die Stickstoffkonzentrationen in den Küstengewässern sprunghaft anstiegen. So wurden 1994 in den inneren Küstengewässern maximale Nitratkonzentrationen bis 620 µmol/l (Darß-Zingster Bodden) und in den äußeren Küstengewässern bis 200 µmol/l (Pommersche Bucht, Abb.3) gemessen. In trockenen Jahren sind die Konzentrationen entsprechend niedrig. Die Zeitreihen des Kleinen Haffs und der Pommerschen Bucht sind zudem ein Beispiel dafür, dass die Stickstoffkonzentrationen an den Stationen der inneren Küste deutlich höher liegen als in der

vorgelagerten Ostsee, teilweise um ein Mehrfaches.

Beim Nitrat, das im Winter als praktisch einzige anorganische Stickstoffverbindung in der Oberflächenschicht der **offenen Ostsee** vorhanden ist, wurde 1996 noch keine abnehmende Tendenz festgestellt. Die Konzentrationen dieses Nährstoffs entsprachen denen, die seit Mitte der 80er Jahre beobachtet wurden. Sie lagen im Februar 1994 zwischen 4,2 µmol/l (Arkonasee, Bornholm- und Gotlandstief) und 11,5 µmol/l (Lübecker Bucht und Oderbucht). Im Februar 1996 fand sich die niedrigste Nitratkonzentration von 3,9 µmol/l im Farötief, die höchste lag mit 5,8 µmol/l in der Arkonasee. Vergleichswerte für die höher belasteten Stationen in der Lübecker Bucht und der Oderbucht fehlen allerdings für den Februar 1996. Die Beprobung konnte wegen Eisbedeckung nicht stattfinden.

In den **zentralen Ostseebecken** ist die Variabilität der Nährstoffkonzentrationen im Tiefenwasser sehr stark an die herrschenden Redoxbedingungen geknüpft. In Gegenwart von Sauerstoff liegen die anorganischen Stickstoffverbindungen nahezu ausschließlich als Nitrat vor. Beim Auftreten von Schwefelwasserstoff verschwindet das Nitrat durch Denitrifikation. Die Mineralisation organischer Substanz führt zur Anreicherung von Ammonium, das aufgrund fehlenden Sauerstoffs nicht nitrifiziert werden kann. Dieses Wechselspiel zwischen Sauerstoff und Schwefelwasserstoff sowie die Reaktionen im Stickstoffregime 1992 - 1996 wird in Abb.4 verdeutlicht. Die Veränderungen erfolgen sowohl auf langfristigeren Zeitskalen (NEHRING et al. 1995b), können aber auch im Zusammenspiel mit advektiven Prozessen innerhalb weniger Stunden beobachtet werden.

Ammonium

An den **schleswig-holsteinischen Stationen** lagen die Ammoniumkonzentrationen im Oberflächenwasser 1994 - 1996 ganzjährig zwischen <0,2 µmol/l und 46 µmol/l (Maximum Ende Oktober in der Schlei, Station Große Breite). Etwa 20% aller Ammonium-Messwerte lagen unter der analytischen Bestimmungsgrenze. Zwischen November und März wurden an den beiden Stationen in der

Schlei häufig Gehalte über 21 µmol/l gemessen. Die höchsten Winter-Mediane (November bis Februar) der Ammoniumkonzentrationen im Oberflächenwasser fanden sich 1994 - 1996 in der inneren Schlei (Station Große Breite) mit 30 µmol/l, in der Schlei bei Lindholm mit 18 µmol/l und in der Flensburger Innenförde mit 14 µmol/l. An den anderen Stationen lagen die Mediane der winterlichen Ammoniumkonzentrationen zwischen 1,1 und 3,6 µmol/l. Im bodennahen Wasser 1994 - 1996 lagen die Ammoniumkonzentrationen ganzjährig zwischen <0,2 µmol/l und 64 µmol/l (Maximum im Oktober 1996 in der Flensburger Innenförde).

Die Stickstoffeinträge gingen zwischen 1986 und 1995 in der Flensburger Förde nicht merklich zurück. Die hohe Primärproduktion, die hier einen alljährlich im Sommer auftretenden Sauerstoffschwund im Bodenwasser zur Folge hat, kann nur durch weitere Verringerung der Stickstoffeinträge begrenzt werden. Im Vergleich mit der küstenfernen Station in der Kieler Bucht lagen die Gehalte an anorganischem, gelöstem Stickstoff (DIN) im Oberflächenwasser der Flensburger Innenförde um mindestens das Dreifache höher (Abb.5).

In der zweiten Jahreshälfte 1994 waren im Oberflächenwasser der Flensburger Innenförde im Vergleich zu den beiden Folgejahren erhöhte Ammoniumkonzentrationen zu beobachten. Die Ammoniumkonzentrationen lagen an der Oberfläche im Sommer und Herbst 1994 und 1995 deutlich höher als die Nitratgehalte (keine Nitratbeobachtungen für 1996). Während sich die Nitratgehalte im Bodenwasser der Innenförde 1994 und 1995 in der gleichen Größenordnung bewegten wie an der Oberfläche, fanden sich in Bodennähe höhere Ammoniumkonzentrationen (Abb.6). Mit sinkenden Sauerstoffgehalten im Sommer reicherte sich dort Ammonium an. Aufgrund des Sauerstoffmangels konnte die Nitrifikation, der mikrobielle Abbau des organischen Stickstoffs, nur bis zum Zwischenprodukt Ammonium, nicht aber weiter bis zum Endprodukt Nitrat ablaufen. Im weiteren Jahresverlauf setzte mit steigenden Sauerstoffgehalten in Bodennähe die Nitrifikation ein, der Nitratgehalt stieg Ende 1994 und Ende 1995 erneut über den des Ammoniums.

Phosphor

Unter anoxischen Bedingungen führen Mineralisation und Remobilisierung aus den Sedimenten zur Erhöhung des Phosphatgehaltes, unter oxischen Bedingungen kommt es zu einer teilweisen Bindung des Phosphats und anschließender Ausfällung und Sedimentation. Nährstoffreiche Sedimente mit einem hohen organischen Anteil, zum Beispiel in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns, wirken auf diese Weise gewissermaßen als gewässerinternes Phosphordepot.

An den schleswig-holsteinischen Stationen variierten die Phosphatgehalte im Oberflächenwasser 1994 - 1996 ganzjährig zwischen <0,03 µmol/l (Frühsommer) und 10 µmol/l (Maximum im September 1995 an der Station Schlei, Große Breite). Etwa 9% aller Phosphat-Messwerte lagen unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze. Gehalte über 3 µmol/l wurden nur an den beiden Stationen in der Schlei gemessen. Die Mediane der Phosphat-Winterwerte (November - Februar) im Oberflächenwasser bewegten sich zwischen 0,6 µmol/l in der äußeren Kieler Förde (Leuchtturm Kiel) und 1,3 µmol/l in der Flensburger Innenförde.

Im bodennahen Wasser an den schleswig-holsteinischen Messstationen lagen die Phosphatgehalte 1994 - 1996 ganzjährig zwischen 0,06 µmol/l und 17 µmol/l (Maximum im Oktober 1996 in der Flensburger Innenförde). In der Flensburger Förde sind die Phosphoreinträge durch Ausbau der großen Kläranlagen beiderseits der Grenze mit einer Phosphoreliminierung rückläufig. Eine weitere Verminderung der Phosphoreinleitungen durch Kläranlagen ist kaum noch möglich. Seit 1989 beträgt der gesamte Phosphoreintrag in die Flensburger Förde etwa 140 Tonnen pro Jahr. Im Vergleich mit der küstenfernen Station in der Kieler Bucht lagen die Phosphatgehalte im Oberflächenwasser der Flensburger Innenförde deutlich höher (Abb.7).

Die Phosphatkonzentrationen im bodennahen Wasser der Flensburger Innenförde lagen 1994 - 1996 zu den gleichen Zeitpunkten um

das drei- bis zehnfache höher als im Oberflächenwasser. Im bodennahen Wasser ist deutlich die Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt zu erkennen: bei Sauerstoffmangel steigen die Phosphatkonzentrationen aufgrund der Lösung aus dem Sediment sprunghaft an (Abb.8).

Im Rahmen der vom Institut für Meereskunde (IfM) Kiel durchgeföhrten Untersuchungen und Datenauswertungen wurden mögliche Zusammenhänge zwischen Nährstoffkonzentrationen und Niederschlägen für die Jahre 1980 bis 1998 untersucht. Es zeigte sich, dass die Winter-Oberflächen-Konzentrationen (WOK), die allgemein als aussagekräftige Größe für die Produktionsabläufe eines Jahres angesehen werden, nur sehr schwach mit den vorangegangenen Niederschlägen korrelieren. Dabei zeigt Phosphat keine Korrelation jedoch eine systematische Abnahme über den Zeitraum von etwa $1,5 \mu\text{mol/l}$ auf $0,7 \mu\text{mol/l}$ (Abb.9). Damit ist der Anstieg, der von 1960 bis 1980 beobachtet wurde, nahezu wieder zurückgeführt.

Auffällig ist, dass die Phosphatkonzentrationen ab 1990 praktisch unabhängig von den Niederschlägen eine konstante Abnahme zeigen. Dies deutet daraufhin, dass die Phosphatkonzentrationen in diesem Gebiet heute im wesentlichen biogeochemisch durch das Systembudget bestimmt werden und die Einträge von Land dagegen gering sind.

Die Haupteintragsquellen für Phosphor in die Küstengewässer **Mecklenburg-Vorpommerns** sind diffuse Einträge von landwirtschaftlichen Nutzflächen und Punktquellen. Die geschätzte gesamte Phosphorfracht aus dem Einzugsgebiet des Landes Mecklenburg-Vorpommern in die Ostsee setzte sich im Zeitraum 1992 bis 1994 aus 64 % diffusen und 36 % punktuellen Einträgen zusammen. In dem Maße, wie die Sanierung von Punktquellen voranschreitet, kommt den diffusen Einträgen eine wachsende Bedeutung zu. Vor allem drainierte Flächen verfügen über ein hohes Austragspotential. Neben den externen Quellen haben die hochorganischen nährstoffreichen Sedimente der flachen inneren Küstengewässer einen erheblichen Anteil an der Eutrophierung. Durch die ständige Remobilisierung von Phosphat wirken sie

gewissermaßen als gewässerinternes Phosphordepot.

Der seit Anfang der 90er Jahre an den **Mecklenburg-Vorpommerschen Küsten** zu beobachtende Trend einer Verringerung der Phosphatkonzentrationen bzw. Stabilisierung auf niedrigem Niveau, setzte sich im Zeitraum 1994 - 1996 fort. Im Vergleich lagen die mittleren Phosphatkonzentrationen des Zeitraumes 1994 bis 1996 deutlich unter 50 % des zehnjährigen Mittels 1984 bis 1993. Als Hauptursachen für diese positive Entwicklung sind insbesondere der Einsatz phosphatfreier Waschmittel nach 1990, die Modernisierung großer kommunaler Kläranlagen im Küstenbereich und die Umstrukturierungen von Landwirtschaft und Industrie im Einzugsgebiet der Küstengewässer zu nennen.

Die Phosphatkonzentrationen an den Stationen der inneren Küste Mecklenburg-Vorpommerns liegen deutlich höher als in der vorgelagerten Ostsee, wie das Beispiel der Phosphatztreihen 1979 bis 1996 im Kleinen Haff und an der nächstgelegenen Station in der Pommerschen Bucht (Abb.10) zeigt.

Im Oberflächenwasser der **offenen Ostsee** wurden in den Jahren 1995 und 1996 die niedrigsten winterlichen Phosphatkonzentrationen beobachtet. Sie lagen 1995 zwischen $0,44 \mu\text{mol/l}$ im Bornholmtief und $0,84 \mu\text{mol/l}$ in der Lübecker Bucht. Seit Beginn des starken Anstiegs in den 70er und zu Beginn der 80er Jahre wurden ähnlich niedrige Konzentrationen nur 1988 und 1989 gemessen. Diese Abnahme kann als Beginn einer Mesotrophierung gesehen werden. Sie tritt auf in Folge des verstärkten Baus von Kläranlagen (im Rahmen des Ostsee-Aktionsprogrammes; HELCOM 1993), sowie des drastischen Rückgangs des Düngemittelverbrauchs im Einzugsgebiet.

Im Tiefenwasser der offenen Ostsee führen unter anoxischen Bedingungen Mineralisation und Remobilisierung aus den Sedimenten zur Erhöhung des Phosphatgehaltes, unter oxidierten Bedingungen kommt es zu einer teilweisen Bindung des Phosphats und anschließender Ausfällung und Sedimentation. Dieses Wechselspiel zwischen Sauerstoff und Schwefelwasserstoff sowie die Reaktionen im Phosphorregime des Tiefenwassers in der offenen

Ostsee 1992 - 1996 wird durch Abb.11 verdeutlicht. Diese Veränderungen erfolgen sowohl auf langfristigeren Zeitskalen, können aber auch im Zusammenspiel mit advektiven Prozessen innerhalb weniger Stunden beobachtet werden.

Silikat

Die Silikatkonzentrationen variierten im Oberflächenwasser an den **schleswig-holsteinischen Stationen** 1994 - 1996 ganzjährig zwischen 0,4 µmol/l (Station Lübecker Bucht, Dahmeshöved im April 1994) und

maximal 196 µmol/l (Station Schlei, Große Breite im September 1994).

Die höchsten Mediane der Winterwerte 1994 - 1996 lagen mit 85 und 121 µmol/l an den beiden Stationen in der inneren Schlei. An der übrigen Stationen bewegten sie sich zwischen 13 und 24 µmol/l.

Die Silikatgehalte lagen im bodennahen Wasser 1994 - 1996 ganzjährig zwischen 0,4 µmol/l und 60 µmol/l (Maximum im September 1996 in der Eckernförder Bucht).

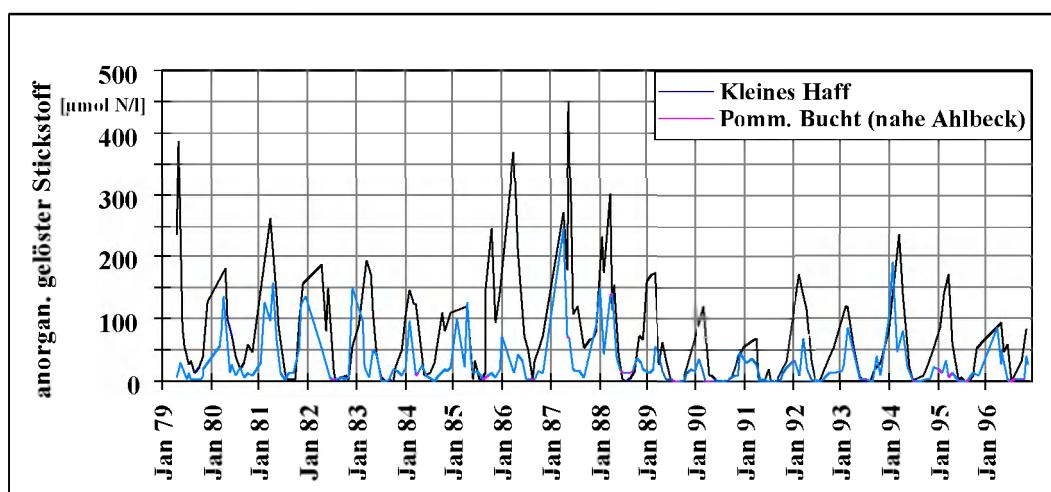


Abb. 3: Vergleich der Konzentrationen an anorganischem, gelöstem Stickstoff 1994 - 1996 im Kleinen Haff und in der vorgelagerten Station in der Pommerschen Bucht (nahe Ahlbeck).

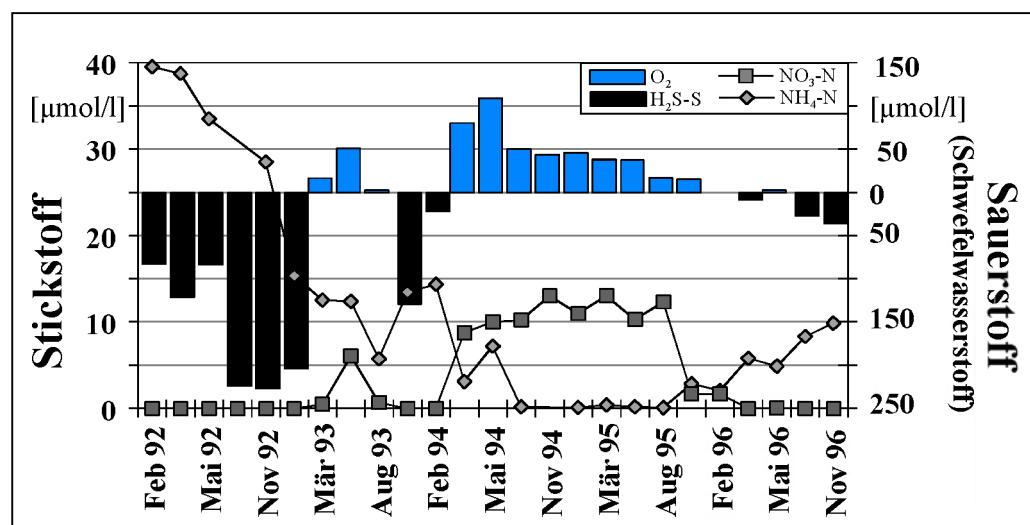


Abb. 4: Erneuerung des Bodenwassers und Beginn einer neuen Stagnationsperiode im Gotlandtief (Stat. 271, 230-240 m Tiefe) sowie der Einfluss von Sauerstoff bzw. Schwefelwasserstoff auf die Verteilung von anorganische Stickstoffverbindungen - modifiziert nach NEHRING et al. (1995b).

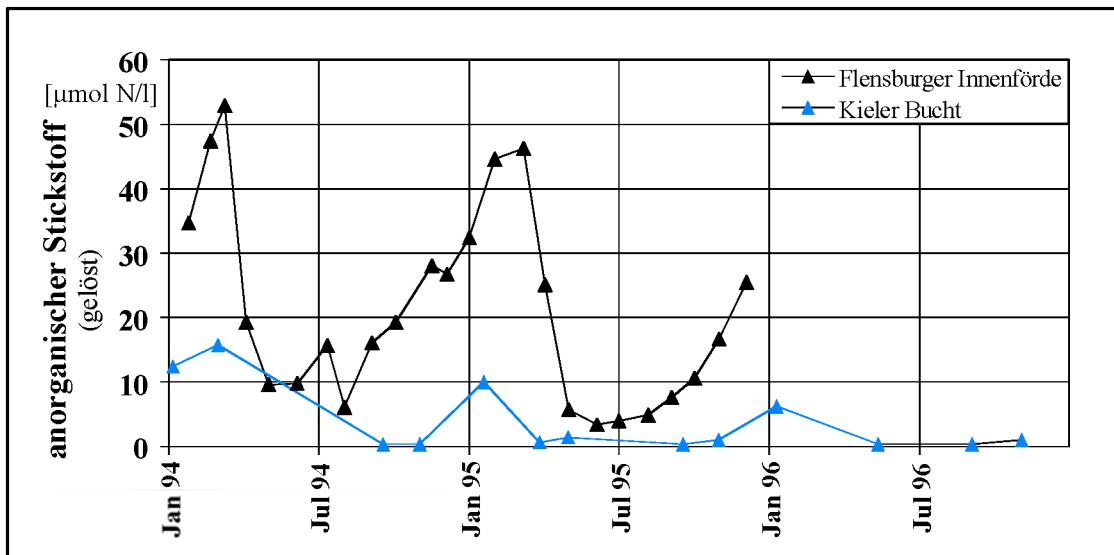


Abb. 5: Vergleich der Summenkonzentrationen an anorganischem, gelöstem Stickstoff 1994 - 1996 im Oberflächenwasser der Flensburger Innenförde und an der küstenfernen Station in der Kieler Bucht.

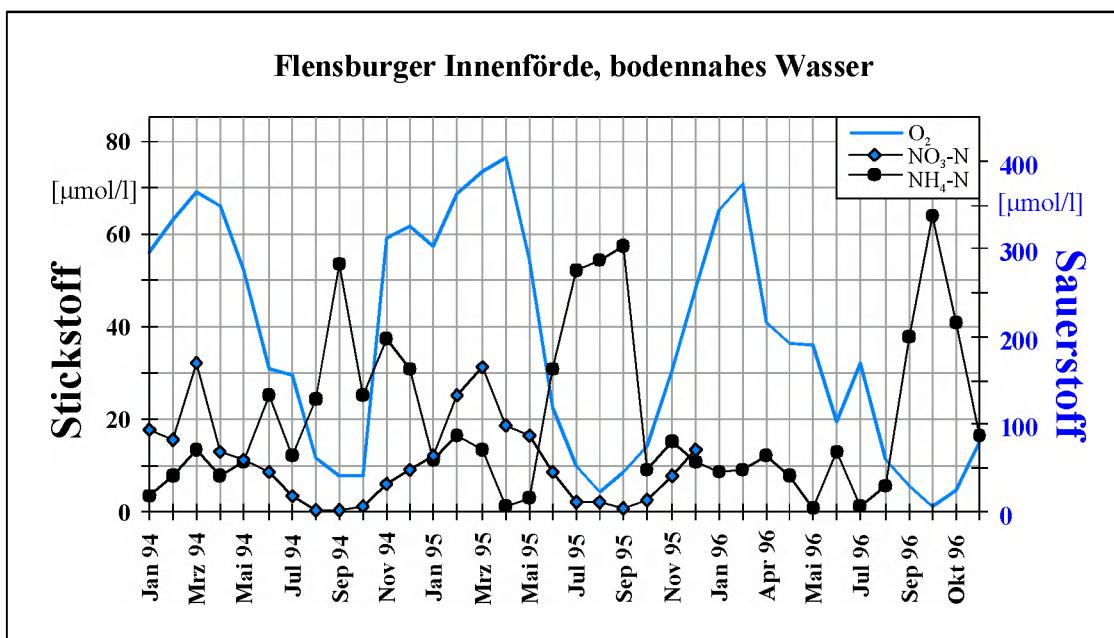


Abb. 6: Konzentrationen an anorganischem, gelöstem Stickstoff 1994 - 1996 im bodennahen Wasser der Flensburger Innenförde (Ochseninseln).

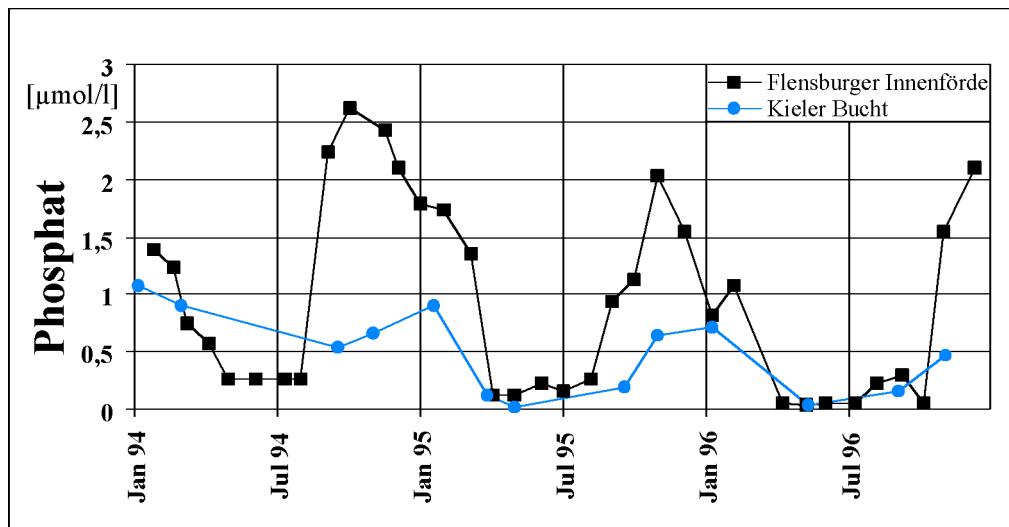


Abb. 7: Vergleich der Phosphatkonzentrationen 1994 - 1996 im Oberflächenwasser der Flensburger Innenförde (Ochseninseln) und an der küstenfernen Station in der Kieler Bucht.

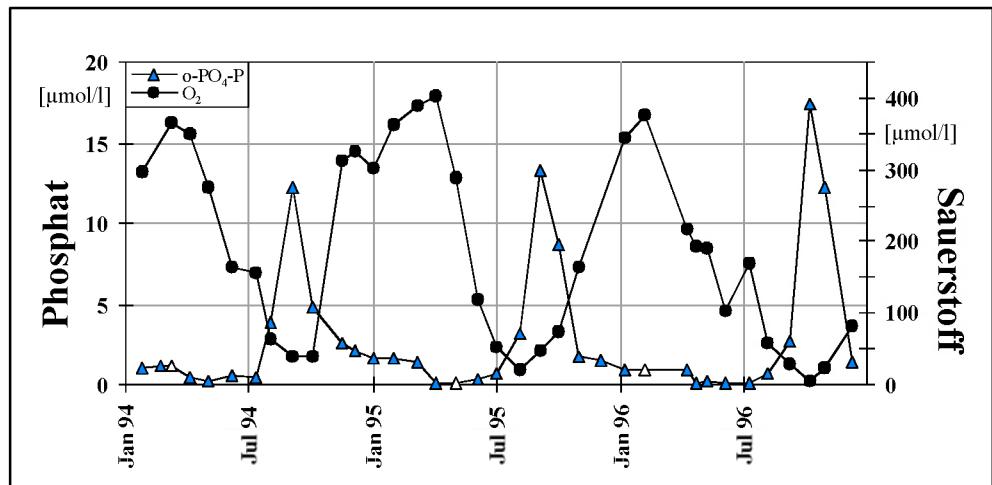


Abb. 8: Phosphatkonzentrationen und Sauerstoffgehalte 1994 - 1996 im bodennahen Wasser der Flensburger Innenförde (Ochseninseln).

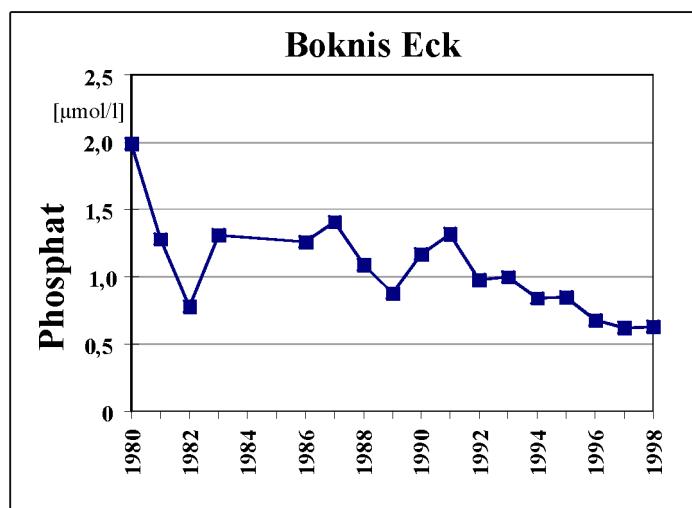


Abb. 9: Winter-Oberflächen-Konzentrationen des Phosphat auf Station Boknis Eck

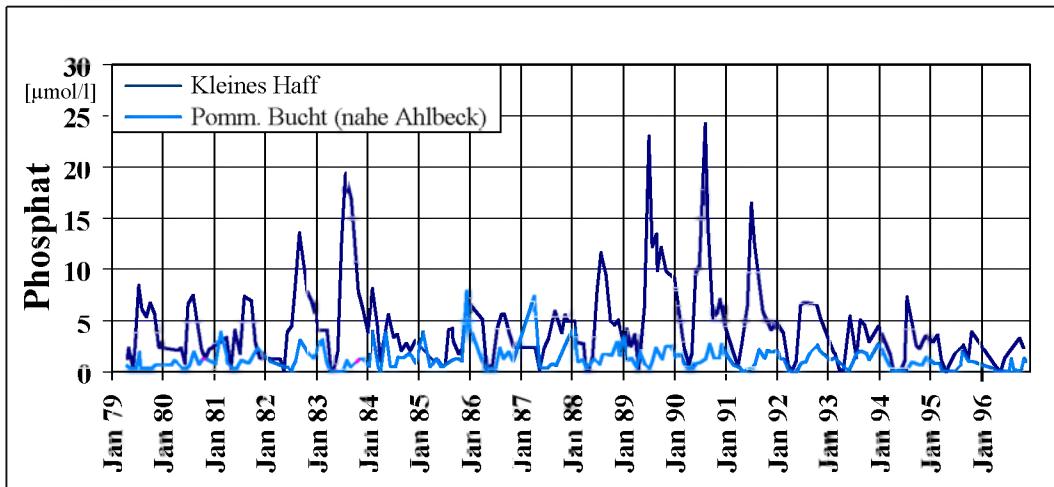


Abb.10: Vergleich der Phosphatkonzentrationen 1994 - 1996 im Kleinen Haff und in der vorgelagerten Station in der Pommerschen Bucht (nahe Ahlbeck).

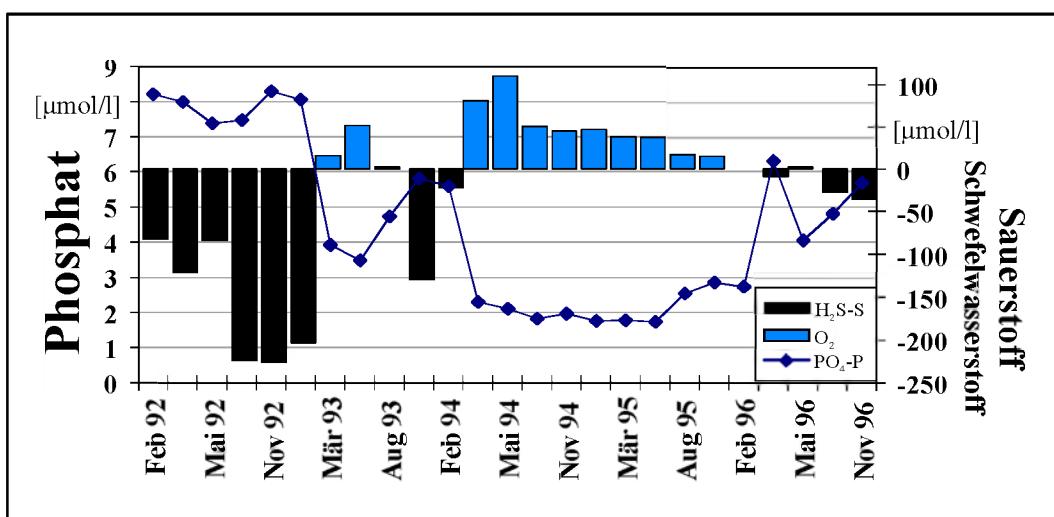


Abb. 11: Erneuerung des Bodenwassers (1993) und Beginn einer neuen Stagnationsperiode (1996) im Gotlandtief (Stat. 271, 230-240 m Tiefe) sowie der Einfluss von Sauerstoff bzw. Schwefelwasserstoff (als negativer Sauerstoffwert aufgetragen) auf die Verteilung von Phosphat ($\mu\text{mol/l}$) - modifiziert nach NEHRING et al. (1995b).

102 Phytoplankton in der Ostsee

Die typische Abfolge der Phytoplanktonbestände während eines Jahres (Sukzession) beginnt vor der schleswig-holsteinischen Küste und den mecklenburg-vorpommerschen Außenküsten mit einer Frühjahrsblüte der Diatomeen. Nach deren Absterben folgen in einer Übergangszeit ungefähr im Mai kleine, begeißelte Algenformen (keine Dinoflagellaten). Ihnen schließen sich im Sommer die Dinoflagellaten und erneut Diatomeen an. Dabei vermehren sich kleinere Dinoflagellaten wie *Prorocentrum minimum* eher in den Förden, während die Entwicklung großer Formen

wie der *Ceratium*-Arten eher küstenfern stattfindet. Zum sommerlichen Phytoplankton vor den Küsten der südlichen Ostsee gehören auch die Blaualgen, wenngleich ihre Massenentwicklungen in der eigentlichen, zentralen Ostsee auftreten. Ab Herbst können wieder die Diatomeen dominieren.

Der Einfluss salzreichen Kattegatwassers wird entlang der deutschen Ostseeküste in östlicher Richtung geringer. In den äußeren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns nehmen Salzgehalte und ihre jahreszeitliche Variabi-

lität von Westen nach Osten ab (13 – 14 im Oberflächenwasser der Mecklenburger Bucht, 10 nördlich der Halbinsel Darß / Zingst, 9 östlich der Insel Rügen 7 - 8 in der Oderbucht). Im Gebiet der Darßer Schwelle verläuft die Übergangszone zwischen dem salzreicherem Mischwasser des Kattegats und dem salzärmeren Brackwasser der Ostsee. Westlich dieses Gebiets dominieren im Phytoplankton der äußeren Küstengewässer vorwiegend euryhaline Algen, die sich an weit schwankende Salzgehalte anpassen können. Zu ihnen gehören u.a. *Skeletonema costatum*, die Gattung *Rhizosolenia* und viele Dinoflagellaten. Östlich der Darßer Schwelle nimmt der Anteil von Arten zu, die an niedrigere Salzgehalte angepasst sind, wie zum Beispiel *Skeletonema subsalsum*. Die hydrographischen Übergänge prägen die biologischen Verhältnisse sowohl hinsichtlich des Artenspektrums als auch der Bioproduktion entscheidend. Dabei besteht deutliche Abhängigkeit von der Jahreszeit.

In den Boddengewässern Mecklenburg-Vorpommerns beginnt der Jahreszyklus typischerweise ebenfalls mit Diatomeen. Im Sommer und Herbst besteht das Phytoplankton der süßwasserbeeinflussten, inneren Küstengewässer vorwiegend aus Blaualgen, Grünalgen und Dinoflagellaten.

In der zentralen Ostsee sind im Sommer die fädigen Blaualgen in der Wassersäule der oberen Wasserschicht vorhanden. Gegen Ende ihres Lebenszyklus treiben sie an die Oberfläche auf und können dort dann als dichte Algenmatten in Augenschein treten.

Das Jahr 1994

Außergewöhnliche Algenblüten konnten trotz der ungewöhnlichen Wetterlage auch im Jahr 1994 nicht festgestellt werden. Intensive Sonneneinstrahlung und eine rasche Erwärmung des Wassers führten zu den üblichen Blaualgenblüten (*Nodularia*, *Aphanizomenon* und *Anabaena*), die im Jahr 1994 jedoch zeitweise den gesamten Ostseeraum bedeckten. In der Kieler Förde kam es Anfang September zu einer Massenvermehrung des Dinoflagellaten *Prorocentrum minimum*. An Stellen intensivster rot-bräunlicher Verfärbung des Wassers z.T. verbunden mit Schaumbildung wur-

den Zelldichten von mehr als 50 Mio. Zellen/Liter gemessen.

Schleswig-Holstein: Nach Beobachtungen des LANU setzte die Phytoplanktonentwicklung nach der Frühjahrblüte, wie schon in den beiden Vorjahren, nur verhalten ein. Im Mai dominierten verschiedene Flagellatenarten. *Chrysochromulina sp.* wurde in diesem Jahr nicht auffällig.

Kieselalgen waren ab Mitte Mai bis Ende Juli dominant vertreten. Dabei erreichten die Zelldichten in der Flensburger Förde Mitte Mai bis Ende Juni hohe Zelldichten (kleine Algenblüte, rötliche Wasserverfärbung der Flensburger Innenförde) durch die Art *Dactyliosolen fragillissima* (bis zu 6 Mio. Z/l). War das Vorkommen der Art zunächst noch auf die Flensburger Förde beschränkt, so wurde sie ab Juni in erhöhten Zelldichten überall auf den Probenahmestationen gefunden. Andere Rote Tide-Organismen, wie die Dinoflagellaten *Prorocentrum minimum* und *Heterocapsa triquetra*, oder das autotrophe Wimperntierchen *Myrionecta rubra* (bisheriger Name *Mesodinium rubrum*) wurden in den Sommermonaten Juni und Juli, wenn überhaupt, dann in leicht erhöhten Zelldichten beobachtet (deutlich < 100.000 Z/l).

Ende August stieg jahreszeitlich typisch der Anteil der fädigen Blaualgen merklich im Plankton (vorw. *Aphanizomenon flos-aquae*). Zur gleichen Zeit bildete *Prorocentrum minimum* eine kleine Algenblüte in der Kieler Innenförde aus (6 Mio. Z/l). Im übrigen Gebiet wurden 2 Mio. Z/l zunächst nicht überschritten. Mitte August bis Anfang September kam es jedoch zu einer, für die Fördeinnenbereiche typischen Massenvermehrung dieser Art mit bis zu 50 Mio. Z/l. Es kam zu deutlichen Rotfärbungen des Wassers (Rote Tide) im Innenbereich der Kieler Förde. Die Zellen wurden offensichtlich am westlichen Ufer der Kieler Innenförde zusammengetrieben und bildeten dort ölig-schlierige Oberflächenverfärbungen und sogar ölig-bräunlichen Schaum.

Im Flensburger Innenhafen kam es kurzfristig zu einer erneuten Verfärbung des Wassers, dieses Mal jedoch intensiv grün. Verursacher war erneut die Kieselalge *Dactyliosolen fragillissima*.

Das IfM Kiel führte im Jahr 1994 bei 12 Ausfahrten Messungen der Phytoplanktonparameter durch. Es wurden keine toxischen Phytoplanktonarten festgestellt; eine Frühjahrsblüte konnte an keiner der beprobten Stationen beobachtet werden. Das Plankton zeigte in den Monaten Januar bis Mai nur eine sehr niedrige Biomasse. Ein ungewöhnlich hoher Anstieg der Biomasse erfolgte im Juni und hielt bis Ende August an. Er wurde fast ausschließlich durch das massenhafte Auftreten der Diatomee *Dactyliosolen fragilissima* verursacht mit maximalen Zellzahlen bis zu $3,5 \times 10^6$ Zellen pro Liter und einer Biomasse von 1500 µg C pro Liter. Blüten von *Dactyliosolen fragilissima* wurden auch in den Vorjahren in den Monaten Juli und August beobachtet, aber mit geringer Biomasse (400 µg C pro Liter).

Eine Herbstblüte mit Biomassen von 600-800 µg C pro Liter konnte im Oktober festgestellt werden. Die Zusammensetzung der Herbstblüte unterschied sich deutlich von den Herbstblüten der Vorjahre, die vorwiegend aus Dinoflagellaten (*Ceratium*-Arten) gebildet wurde. 1994 war die Zusammensetzung sehr artenreich und bestand hauptsächlich aus Diatomeen und Dinoflagellaten. Anders als in den Vorjahren hielt die Blüte nur kurz an, bereits im November wurden schon wieder niedrige Biomassen festgestellt.

Die Messungen der Primärproduktion zeigten auch 1994 wieder erstaunlich hohe Werte im August und September, die Ursache hierfür ist unbekannt. Da die Produktion im Oberflächenwasser stattfindet, könnte der Eintrag von Stickstoffverbindungen aus der Atmosphäre eine Rolle dabei spielen. Erstaunlich ist auch, wie wenig die Chlorophyllwerte mit der Primärproduktion übereinstimmen. Dieses kann einerseits an hohem oder niedrigem Fraßdruck durch Zooplankton liegen (grazing), oder aber auch daran, dass es sich bei den beprobten Wasserkörpern um advektiertes Wasser handelt, in welchem durch hydrographische Prozesse Anreicherungen von Biomasse stattfinden können.

Mecklenburg-Vorpommern: Die Untersuchungen des STAUN zeigten, dass die gesamte Außenküste bis April von der Frühjahrsalgenentwicklung erfasst war. Dominierende Phytoplankter waren polyhalobe (Salz-

gehalt von 18-30 bevorzugende) Diatomeen (*Skeletonema costatum*, *Thalassionema nitzschiooides*, *Chaetoceros*-Arten, *Leptocylindrus danicus*, *Melosira arctica* und *Thalassiosira cf. decipiens*). Die sommerliche Phytoplanktonzusammensetzung zeigte sich entlang der Außenküste Mecklenburg - Vorpommerns 1994 insgesamt als individuenreich und artenarm. Herbstliche Phytoplanktonblüten wurden im gesamten, äußeren Küstengebiet bis weit in den November hinein registriert. Während in den westlichen äußeren Seegebieten überwiegend Diatomeen und Dinoflagellaten auftraten, waren in den östlichen Küstengewässern neben den Diatomeen (*Coscinodiscus granii*, *Skeletonema subsalsum*), insbesondere in den inneren Bereichen fädige und coccale Grün- und Blaualgen in starken Maße zu beobachten.

Ab April war auch in allen inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns ein ausgeprägtes Frühjahrsalgenwachstum zu beobachten. Im Netzplankton fanden sich als Hauptträger der Frühjahrsblüte Kiesel-, Grün- und Blaualgen (*Thalassionema nitzschiooides*, *Skeletonema costatum*, *Skeletonema subsalsum*, *Fragilaria ulna* var. *acus*, *Diatoma elongatum*, *Crucigenia quadrata* var. *secta*, *Snowella spp.*, *Asterionella formosa*). Auf Grund der langanhaltenden kalten und sonnenscheinarmen Witterung verschob sich der Zeitpunkt der maximalen Produktionswerte um etwa vier Wochen. So wurden insbesondere in den östlichen inneren Gewässern, die in der Regel im April die Gipfelpunkte der Bioproduktion erkennen lassen, deutlich geringere Chlorophyll-a-Werte und Biovolumen gemessen, als nach den langjährigen Mittelwerten zu erwarten gewesen wäre.

Bei der Auswertung des Schöpfplanktons der inneren Seegebiete wurden im Sommer hohe Zelldichten gefunden. Typisch für das sommerliche Schöpfplankton aller Boddengewässer sind die hohen Zahlen von µ-Algen (Picoplankton). Herbstliche Phytoplanktonblüten wurden im gesamten Küstengebiet bis weit in den November hinein registriert. Während in den westlichen äußeren Seegebieten überwiegend Diatomeen und Dinoflagellaten auftraten, waren in den östlichen Küstengewässern neben den Diatomeen (*Coscinodiscus granii*, *Skeletonema subsalsum*), insbesondere in den inneren Bereichen fädige und coccale Grün-

und Blaualgen in starken Maße zu beobachten.

Das Jahr 1995

An der gesamten Ostseeküste zeigten sich insgesamt durchschnittliche Jahresgänge ohne Auffälligkeiten. Die qualitative Phytoplanktonzusammensetzung der Ostsee entsprach der früheren Jahre. Bis Ende August traten wiederholt großräumige, intensive Blaualgen-Wasserblüten auf. In der Pommerschen und Lübecker Bucht wurde zum Herbst ein arten- und individuenreiches Phytoplankton registriert. Im Stettiner Haff gab es, wie in den Vorjahren, Massenentwicklungen der potentiell toxischen Blaualge *Microcystis aeruginosa*.

Schleswig-Holstein: An der Küste verlief die Entwicklung des Phytoplanktons laut Untersuchungen des LANU im Probenahmezeitraum 1995 fast durchweg undramatisch. Mit einsetzender Erwärmung der Wassertemperatur im Mai kamen neben diversen Flagellaten (lt. Bestimmung durch Dr. Moestrup, Kopenhagen, auch *Chrysochromulina polylepis*) zunehmend auch Dinoflagellaten vor. Darunter waren auch Arten, die in den Vorjahren im inneren Bereich der Fördern und Buchten zu Massenvermehrungen führten, wie z.B. *Heterocapsa triquetra*, *Katodinium rotundatum*, *Protoceratium reticulatum*. Obwohl die Zeldichte in den nördlichen Probenahmebereichen generell fast stets deutlich höher war als vor Heiligenhafen und in der Lübecker Bucht, überschritten die genannten Arten nicht die Millionengrenze.

Einzig ein kleiner, schwer zu identifizierender Dinoflagellat *Gymnodinium cf. micrum* wurde Ende Juni Anfang Juli in den äußeren Bereichen der Kieler Förde mit immerhin 1,3 Mio. Z/l beobachtet. Diese Art blieb zusammen mit *Heterocapsa triquetra* im Bereich der Kieler Innenförde dominant bis Mitte Juli (jedoch nur 0,2 Mio. Z/l).

Die Kieselalge *Skeletonema costatum* war Mitte Juni in der Flensburger Innenförde mit bis zu 5 Mio. Z/l vertreten (kleine Algenblüte). Richtung Außenförde nahm sie jedoch deutlich ab.

Ab Mitte Juli traten die fädigen Blaualgen, allen voran *Aphanizomenon flos-aquae*, wieder in den Vordergrund. In der Lübecker Bucht war sie immerhin mit bis zu 40.000 Fäden/l vertreten, was sich schon in flockenartigen Trübungen des Wassers bemerkbar machen konnte.

Im Berichtsjahr 1995 meldete das IfM Kiel für die Phytoplanktonparameter an den Monitoringstationen der südlichen Beltsee einen "normalen" Jahresgang mit einer ausgeprägten Diatomeen-Frühjahrsblüte (dominant *Detula confervaceae* ca. 2 Mill. Zellen/Liter). Es folgten relativ niedrige Primärproduktionswerte im Sommer und eine gemäßigte Herbstblüte (*Ceratium tripos* und *C. fusus*) im Oktober. Wie schon im Vorjahr blieben stärkere Planktonblüten im Sommer aus, toxische Algenblüten wurden auch nicht festgestellt.

Mecklenburg-Vorpommern: Nach Angaben des STAUN wurde das typische Frühjahrsalgenwachstum im Seengebiet der **Außenküste** 1995 durch die Probenahmen gerade nicht erfasst. An der gesamten Außenküste dominierten Diatomeen. Bis Mitte Mai zeigte sich nur ein geringes Algenwachstum. Im Sommer waren die äußeren Seengebiete geprägt durch das Auftreten von fädigen Blaualgen und Diatomeen. Im Herbst wurde in der Pommerschen Bucht (OB4) ein sehr arten- und individuenreiches Phytoplankton mit überdurchschnittlich hohen Chlorophyll-a-Werten registriert. (vgl. Stett.Haff). Im Vergleich dazu lagen in der Lübecker Bucht die Chlorophyll-a-Werte auf ähnlichem Niveau. Ein Dinoflagellat (*Ceratium tripos*) dominierte das Phytoplankton.

Auch im Bereich der Innenküste Mecklenburg-Vorpommerns setzte die Frühjahrsalgenentwicklung in den östlichen Seengebieten 1995 verzögert ein. An den westlichen inneren Küstenstreifen traten keine Besonderheiten auf. Im Sommer sorgten in den inneren Küstengewässern insbesondere Grünalgen und unbestimmte μ -Algen für steigende Chlorophyll-a-Konzentrationen. Die potentiell toxische Blaualge *Microcystis aeruginosa* trat im Stettiner Haff wie in den Vorjahren als Massenform auf (bis zu $100 \cdot 10^6$ ZE/l). In der Wismarbucht und in der Unterwarnow trat der potentiell giftige Dinoflagellat *Prorocentrum minimum* mit Zellzahlen von bis zu $9,1 \cdot 10^6$

Zellen auf. Die ab Juli im Stettiner Haff (KHM) beobachtete intensive Diatomeenentwicklung setzte sich weiter fort und zeigte sich bis in den November hinein.

Das Jahr 1996

Dauer und Intensität der Phytoplanktonentwicklung entsprach derjenigen früherer Jahre. Auch 1996 traten großräumige, intensive Blaualgen-Wasserblüten auf. Die Frühjahrsentwicklung hat fast im gesamten Gebiet verzögert eingesetzt. Es traten vor der SH-Küste keine großen oder langandauernden Algenblüten auf. Erst ab Mitte Juli entwickelte sich dort ein typisch sommerliches Phytoplankton. z.B. vermehrte Entwicklung von Blaualgen. Auch an der Innenküste MV war die Frühjahrssukzession untypisch im langjährigen Vergleich mit anderen Zeiträumen nach strengen Wintern. Eine starke Herbstblüte aus Kiesel- und Blaualgen konnte an der äußersten, östlichen MV-Küste beobachtet werden. In der Pommerschen Bucht gab es das ganze Jahr hindurch „viel“ Phytoplankton, mit kurzen Unterbrechungen. Sehr starke Kieselalgenblüten traten während Frühjahr und Sommer auf, die Anfang September zusammenbrachen, vermutlich wegen Stickstoffmangels.

Schleswig-Holstein: Die Ergebnisse des LANU aus den Ostseeküstengewässern ähneln in gewisser Weise denen aus den Nordseeküstengewässern: Auch in den Ostseeküstengewässern setzte die Wachstumsphase der Phytoplankter relativ spät ein und auch hier wurden keine besonders auffälligen oder langandauernden Algenblüten festgestellt. Außerdem war während des ganzen Probennahmezeitraumes ein deutliches Gefälle in der Dichte der Population von Nord- nach Süd zu verzeichnen.

Ende April war die Planktondichte noch nicht sehr hoch. Bei den Kieselalgen kam besonders *Rhizosolenia setigera* vor. In der Flensburger Innenförde wurde der kleine Dinoflagellat *Katodinium rotundatum* (neuer Name: *Heterocapsa minima*), für die Jahreszeit etwas untypisch, mit immerhin ca. 2 Mio. Z/l ausgemacht. Ende Mai, der Monat, der im allgemeinen durch einen hohen Anteil an kleinen Flagellaten gekennzeichnet ist, kamen in der Kieler Außenförde und in der Lübecker Bucht

die nackte Form des Silicoflagellaten *Dictyocha speculum* vor.

Mitte Juni wurde eine Algenblüte der winzigen Kieselalge *Chaetoceros tenuissimus* (immerhin 60 Mio. Z/l) in der Flensburger Förde beobachtet, die im Laufe der nächsten zwei Wochen fast völlig verschwand. Ende Juni war das Plankton in seiner Zusammensetzung immer noch nicht als typisch sommerlich einzuordnen. In der Flensburger Förde kam es zu einer kleinen Algenblüte des Dinoflagellaten *Heterocapsa rotundata*. Im Bereich Eckernförde und Kiel dominierte *Skeletonema costatum* (Kieselalge). Anfang Juli war diese in der Kieler Förde immerhin schon 40-50 Mio. Z/l stark. Die Eckernförder Bucht und die Lübecker Bucht präsentierten sich zu dieser Zeit recht planktonarm.

Ab Mitte Juli ist das Plankton endlich typisch sommerlich. Es tauchen sommerliche Arten, wie *Chrysochromulina parkeae* in der Geltlinger Bucht auf, in der Kieler Förde wurden zu dem Zeitpunkt einige Tausend Zellen pro Liter (max. 5.000 Z/l) *Heterocapsa triquetra* (Dinoflagellat) beobachtet. Auch fädige Blaualgen, vorwiegend *Aphanizomenon flos-aquae* und *Anabaena* kamen jetzt vor.

Mitte bis Ende Juli ist die Kieselage *Skeletonema costatum* auch deutlich in der Flensburger Förde vertreten (in diesem Zeitraum: Abnahme von 20 Mio. Z/l auf 6 Mio. Z/l). In den darauffolgenden Wochen erhöhte sich der Anteil der fädigen Blaualgen ständig, so dass teilweise mit flockigen Trübungen des Wassers gerechnet werden musste.

Anfang August wurden Flensburger Förde und Eckernförder Bucht vorwiegend durch die Kieselalgen *Chaetoceros socialis* und *Rhizosolenia alata* (neuer Name: *Proboscia alata*) besiedelt.

Mitte August wurden in der Lübecker Bucht Verfärbungen an der Wasseroberfläche durch die Wasserschutzpolizei beobachtet, die durch Aufstreichen von Blaualgen entstanden sein können. In der äußersten Eckernförder Bucht wurden 60.000 Fäden/l *Anabaena* sp. und 15.000 Fäden/l *Aphanizomenon* beobachtet, die zu den potentiell toxischen Arten gehören. Die fädige potentiell toxische Blaualge *Noctiluaria spumigena* kam auf den küstennahen

AlgFES-Stationen in diesem Jahr nur wenig vor.

Ende August bis Anfang September entwickelte sich der Dinoflagellat *Prorocentrum minimum* in der Flensburger Förde von 0,7 Mio Z/l auf rd. 2 Mio Z/l. In der Eckernförder Bucht und in der Kieler Förde war ein Anstieg von 0,1 Mio. Z/l auf rd. 15 Mio. Z/l zu verzeichnen. Dabei ist bemerkenswert der späte Beginn der Vermehrungsphase.

Mecklenburg-Vorpommern: Das Frühjahrsalgenwachstum wurde in den Gebieten der Außenküste 1996 wegen des Eiswinters 95/96 nicht erfasst. Besonderheiten zeigten sich in der Pommerschen Bucht, wo eine enorme, frühjährliche Diatomeenblüte zu beobachten war, die länger als in den Vorjahren andauerte und überdurchschnittlich hohe Chlorophyll-a-Konzentrationen zeigte: 21,0 - 71,9 mg/m³ (d.h. Werte um über 300 % über den langjährigen Monatsmitteln). Eine Ursache für das exzessionelle Algenwachstum ist das hohe Angebot an gelösten Pflanzennährstoffen nach dem Eisaufbruch .

In der Pommerschen Bucht (OBIV) wurde im August mit 7,7 mm³/l ein im Vergleich zum langjährigen Monatsmittelwert von 1,9 mm³/l ein sehr hohes Biovolumen an Kieselalgen ermittelt (*Coscinodiscus rothii* erreichte mit 4,0 mm³/l 89 % des Gesamtbiovolumens. Potentiell giftige *Microcystis*-Arten (*M.aeruginosa*) waren mit 2,1 mm³/l vertreten, wobei Abundanzen von $31 \cdot 10^6$ ZE/l ermittelt wurden. Anfang September war ein drastischer Rückgang des Phytoplanktons auf etwa ein Zehntel des August-Volumens zu verzeichnen. Diatomeen und Cyanophyceen verschwanden vermutlich infolge von Stickstoffmangel. Erwähnenswert ist das verstärkte Auftreten der potentiell giftischen Grünalge *Nodularia spumigena* im Netzplankton der Stationen O22, O9, O11 und OBIV.

In den Monaten Oktober und November stellten sich erwartungsgemäß in den westlichen äußeren Küstengewässern die typischen herbstlichen Entwicklungen mit Kieselalgen und Panzerflagellaten ein. (mit *Ceratium tripos*, *Prorocentrum micans*, *Thalassiosira decipiens*, *Thalassiosira eccentrica* var. *fasciculata* und *Thalassiosira nitzschiooides*). In den östlichen äußeren Seegebieten (O9, O11,

OBIV) kam es im Herbst 1996 dagegen lokal zu deutlichen Überschreitungen der langjährigen Monatsmittelwerte, in der Pommerschen Bucht wurden diese bis 450 % übertroffen. Als Träger des herbstlichen starken Algenwachstums in den östlichen Seegebieten dominierten Kiesel- und Blaualgen. (*Coscinodiscus granii* (O11, OBIV), *Coscinodiscus rothii* (O11, OBIV), *Skeletonema costatum*/*Skeletonema subsalsum* (OBIV) sowie *Snowella spp.* (O11) .

In den westlichen und östlichen Seegebieten der Innenküste Mecklenburg-Vorpommerns wurden Mitte April im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten deutlich geringere Chlorophyll-a-Konzentrationen gemessen, mit Abweichungen bei ca. 50%.

Langjährige Phytoplanktonuntersuchungen im Greifswalder Bodden (seit 1972) führten zu dem Ergebnis, dass es nach sehr kalten Wintern mit lange anhaltender Eisperiode zu einer explosionsartigen Phytoplanktonentwicklung unter Bildung hoher Biomassekonzentrationen kommt, wobei charakteristische, insbesondere kaltstenerme Arten dominieren. Diese Beobachtung konnte nach der vier Monate währenden Eisperiode, von Dezember 1995 bis Ende März 1996, nicht gemacht werden. Die Hauptmenge der pelagischen Primärproduzenten stellte die eurytherme Kaltwasserart *Skeletonema costatum*. Die gleichzeitig gemessenen geringen Phosphor- und Siliziumkonzentrationen von 0,1 µmol/l bzw. 13,7 µmol/l lassen jedoch die Vermutung zu, dass eine Entwicklung sowohl kaltstenermer als auch eurythermer Kieselalgen bereits unter Eis stattgefunden hat. Ursache für das Fehlen der ausgesprochen kaltstenermen Formen im Phytoplankton Mitte April 1996 scheint der schnelle Anstieg der Wassertemperatur nach dem Eisaufbruch zu sein. Sie bewegte sich zwischen 3,5 und 5 °C und lagen damit deutlich über dem Temperatuoptimum von etwa 2 °C, das diese Arten benötigen. In den Sommermonaten wurden an den meisten Messstellen der inneren Küstengewässern im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten deutlich niedrigere Produktionswerte beobachtet.

Die inneren Küstengebiete zeigten im Herbst keine Besonderheiten, lediglich in der Unterwarnow (UW4) brachte eine starke Entwick-

lung einer Kieselalge (*Skeletonema costatum*) im Oktober erhöhte Chlorophyll-a-Konzentrationen. Von den potentiell toxischen Algen wurde an einigen Stationen *Procentrum minimum* gefunden; die Grünalge *Microcystis aeruginosa* war im Peenestrom, im Stettiner Haff und der Darß-Zingster-Boddenkette sehr stark vertreten.

Langzeitbeobachtungen

Ausgehend von den Untersuchungen des **Instituts für Ostseeforschung Warnemünde** konnte, entsprechend der zwischen 1979 und 1990 stark zunehmenden Nährstofffrachten, in diesem Zeitraum zumindest in der Bornholmsee und dem südlichen Teil der östlichen Gotlandsee ein Anstieg in der Produktion und Biomasse des Phytoplanktons beobachtet werden. Der Rückgang des Düngemittelverbrauchs im Ostsee-Einzugsgebiet seit Beginn der 90er Jahre hat bisher zu keinem Biomasserrückgang des Phytoplanktons geführt. In der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons konnte seit 1989 eine Abnahme von Kieselalgen während der Frühjahrsphase in der südlichen, eigentlichen Ostsee zugunsten der Dinoflagellaten festgestellt werden, die aber nicht auf die Veränderungen in den Nährstofffrachten zurückgeführt werden kann. Diese Tendenzen setzten sich auch 1994 und 1995 fort (Abb.12 und 13)

Ergebnisse aus den Untersuchungen des **Instituts für Meereskunde Kiel** zeigen generell für 1992 bis 1996, dass offensichtlich infolge eines leichten Rückgangs der Stickstoffeinträge auch die Primärproduktion zurückgeht. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass es sich hierbei auch um kurzfristige eintragsunabhängige Fluktuationen handelt. Die Phytoplanktonbiomasse geht auch in den letzten vier Jahren leicht zurück. Ein genereller Rückgang der Eutrophierung kann jedoch bei den nach wie vor sehr hohen Stickstoffeinträgen in die westliche Ostsee nur mit Vorbehalt angenommen werden. Allgemein kann für die Jahre 1986 - 1995 gesagt werden, dass die Werte für Chlorophyll und Phytoplanktonbiomasse an den 3 Stationen in der Kieler Bucht keinen signifikanten Trend aufweisen. Es zeigt sich jedoch ein leichter Rückgang in der Regressionskurve, der auf geringe Phy-

toplanktonwerte in 1993, 94 und 95 zurückzuführen ist.

An den Stationen Kieler Bucht und Fehmarn Belt kann eine signifikante Abnahme der Produktion in 15 m Tiefe in den Jahren 1986 bis 1995 festgestellt werden. Eine Erklärung hierfür kann nicht gegeben werden.

Auch in den verschiedenen Tiefen (1 m, 5 m, 10 m und 15 m) lässt sich kein signifikanter Trend nachweisen. Es ist erstaunlich, dass bei der Station Boknis Eck der Chlorophyllgehalt bei 15 m Tiefe fast genauso hoch wie bei 1 m Tiefe ist. Die jährliche Fluktuation der Chlorophyllwerte ist hoch. Die Werte der potentiellen Primärproduktion gleichen in etwa denen des Chlorophylls, wenngleich auch bei 15 m Tiefe die Produktionsdaten wesentlich niedriger liegen als im Oberflächenwasser.

Wenn man die Mittelwerte der Primärproduktion zwischen 1986 und 1992 in den verschiedenen Tiefen vergleicht, kann ein Unterschied zwischen der Biomasse und der Produktion während der Sommermonate festgestellt werden, der einen hohen Fraßdruck des herbiven Zooplanktons auf die sommerlichen Phytoplanktonblüten anzeigt.

Die mikroskopischen Auszählungen der Phytoplanktonarten der letzten 10 Jahre zeigen, dass jedes Jahr eine unterschiedliche Phytoplanktonukzession stattfindet. In manchen Jahren sind die Dinoflagellaten im Spätsommer und Herbst dominant, in anderen Jahren repräsentieren die Diatomeen das Phytoplankton im Sommer und Herbst.

Die Phytoplanktonzählungen zeigen aber auch, dass es immer wieder Blüten von Algenarten in der Kieler Bucht gibt, die bis dahin nicht beobachtet wurden. Das trifft auch für toxische und potentiell toxische Arten zu. So wurde *Prorocentrum minimum* (potentiell toxisch) erstmalig 1984 von Kimor (1985) in Blüten in der Kieler Bucht beobachtet.

Seitdem tritt diese Alge immer wieder in hohen Zellzahlen während der Sommermonate auf. Weiterhin wurde 1988 das Massenauftreten der potentiell toxischen Alge *Chrysochromulina polylepis* im Bereich Kattegat beobachtet oder Blüten mit über 1 Mill. Zellen

pro Liter der Alge *Dictyocha speculum*, die Fischsterben verursachen kann.

Es wurden weiterhin Blüten von verschiedenen *Chrysochromulina*-Arten (*Ch. hirte*, *Ch. spinifera* und *Ch. ericina*) in den letzten Jahren beobachtet. Auch trat 1992 die einzige als toxisch bekannte Diatomee *Pseudonitzschia pseudodelicatissima* mit Zellzahlen über 1 Mill. Z/l auf, toxische Wirkungen wurden jedoch nicht beobachtet.

Das STAUN berichtet für das Kleine Haff, dass dort jährlich von Juni bis in den September Massenentwicklungen von *Microcystis aeruginosa*, einer potentiell toxischen Blaualge zu beobachten sind (die Zellzahlen erreichten in den letzten Jahren Größenordnungen wie z.B. im August 1999 von 400 Mio Z/l).

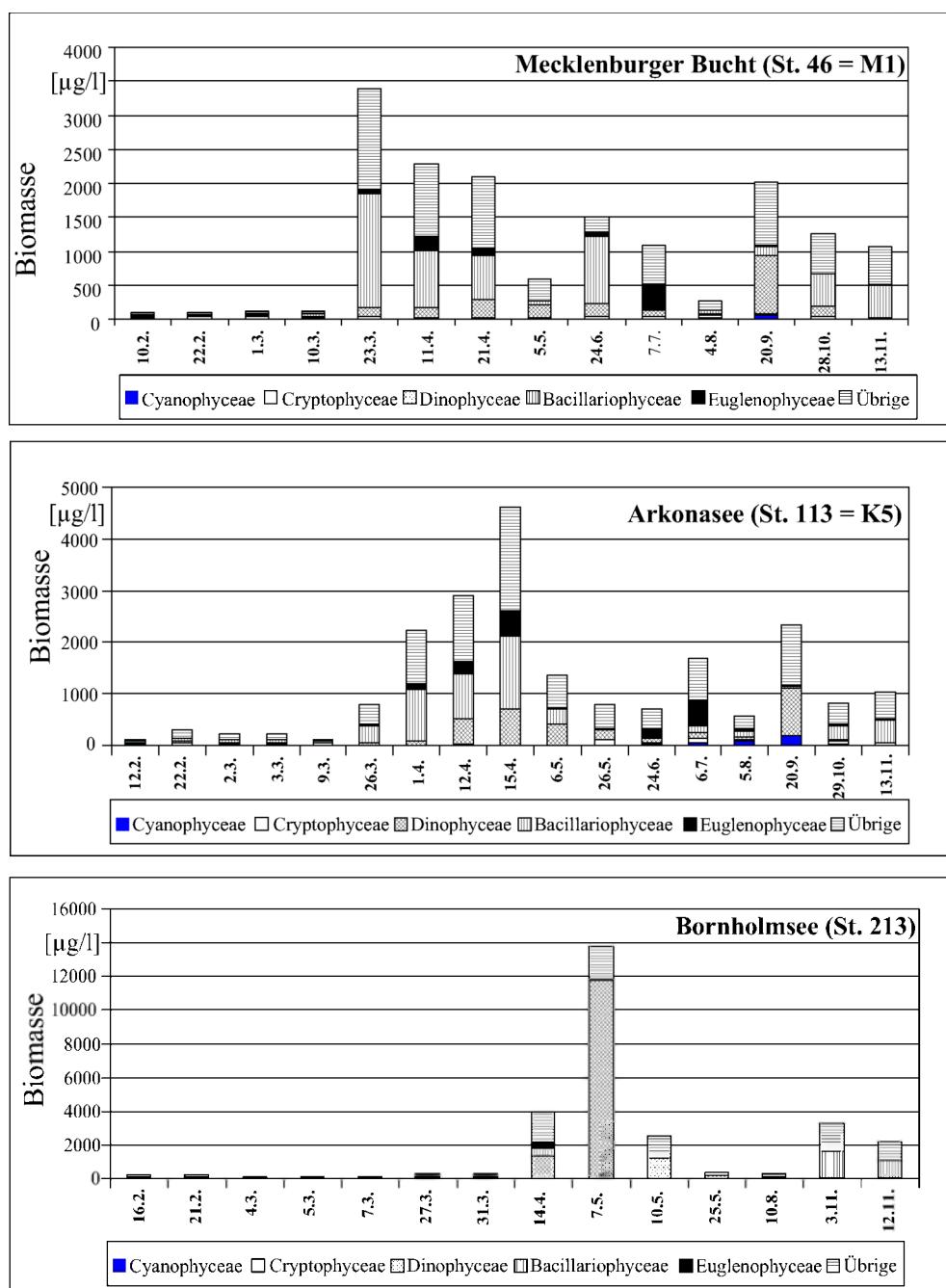


Abb. 12: Jahresgang 1994 der Phytoplankton-Biomasse (Frischmasse) in taxonomischen Gruppen in der Beltsee

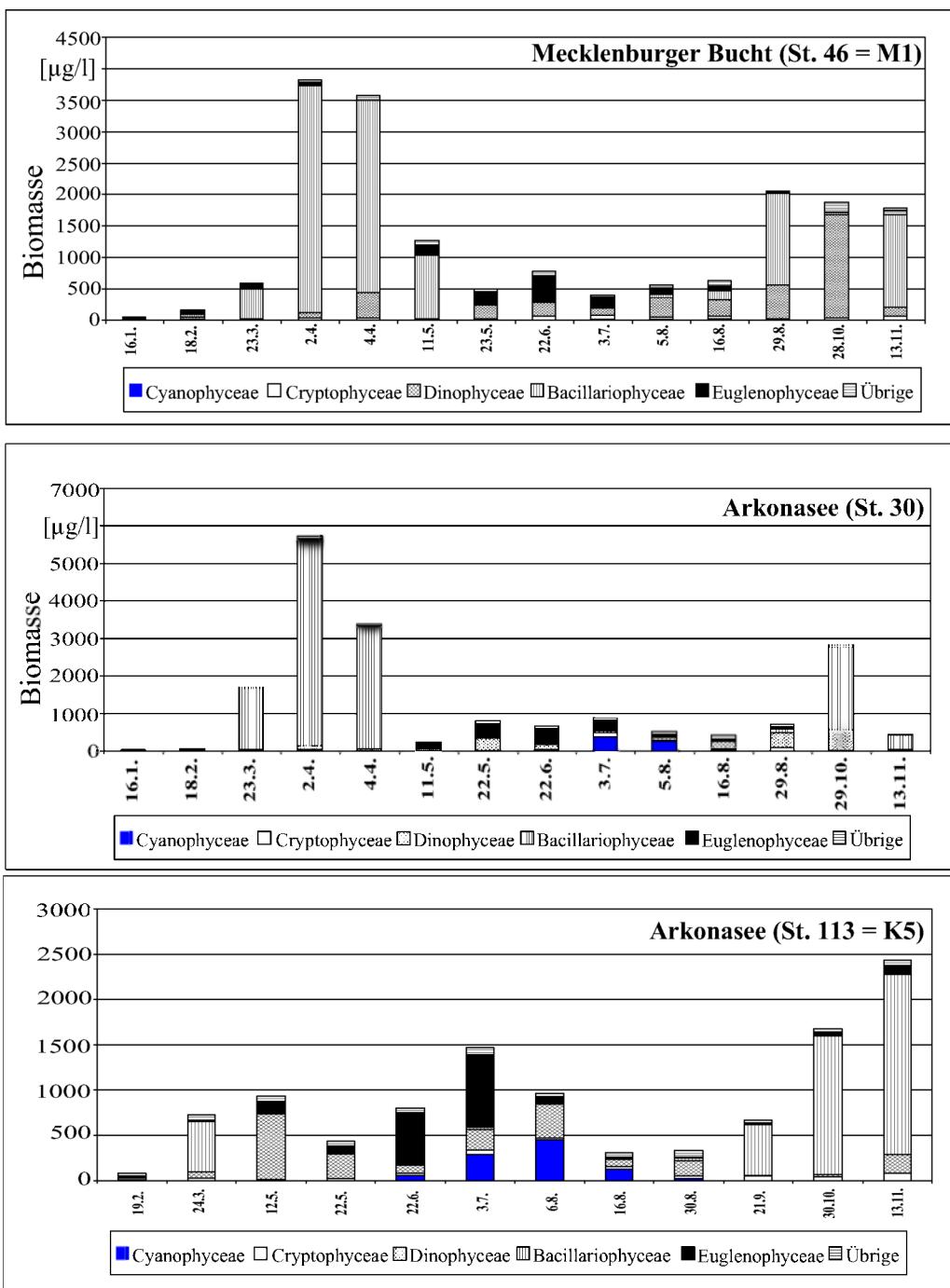


Abb. 13: Jahresgang 1995 der Phytoplankton-Biomasse (Frischmasse) in taxonomischen Gruppen in der Beltsee.

103 Zooplankton - Untersuchungen

In der Zeit von April 1985 bis Ende 1995 wurden entsprechend den HELCOM Guidelines monatlich Zooplanktonproben genommen. Um auch die bodennahen Wasserschichten zu erfassen, wurden ab Ende 1993 zusätzliche Proben mit dem Kranzwasserschöpfer (6*30 l) Proben aus 22 bzw. 25 m Tiefe genommen.

Ab 1987 wurden außerdem in den Monaten Februar bis September/Oktober an 9 Stationen in der Kieler Bucht Ichtyoplankton (Fischbrut) und ab 1990 die Medusen erfasst.

Ab 1996 wurde die Station Boknis Eck sowie eine hocheutrophe Vergleichsstation in der

inneren Kieler Förde untersucht. Aus den Zooplanktondaten wurden monatliche Mediane errechnet, die einen idealisierten mittleren Jahresgang bilden. Dieser wurde zum einen als Grundlage für die Beurteilung einzelner Jahre genommen, andererseits von den Originaldaten abgezogen, um so einen normierten saisonunabhängigen Langzeit-Überblick zu bekommen.

In der **Kieler Bucht** ist der Jahresgang des Mesozooplanktons bei sehr starker interanueller Varibilität geprägt durch zwei Spitzen: die erste liegt im April/Mai und eine weitere im September/Okttober. Die Sommermonate zeichnen sich durch besonders hohe Artenvielfalt aus, aber es fehlen hier i.d.R. die sehr hohen Abundanzen. Das Frühjahresmaximum wird häufig von den Rotatorien (Rädertierchen) der Gattung *Synchaeta* dominiert, die im Anschluss an die Phytoplankton - Frühjahrsblüte eine Massenentwicklung durchlaufen. Ihre Bestände sind deutlich temperaturgesteuert; so fanden sich nach den milden Wintern von 1994 und 1995 sehr hohe Bestände, während der Eiswinter 1996 mit der sehr langanhaltenden Eisbedeckung und Kälte zu einem weitgehenden Ausfall der Rotatorien-Entwicklung in der Kieler Bucht führte. Lediglich an der Vergleichsstation im Kieler Binnenhafen bildete sich eine „Blüte“ dieser Organismen, jedoch deutlich zeitverzögert (Juli).

Das Jahr 1994 war weitgehend „normal“, d.h. die Gesamtmesozooplankton-Konzentrationen entsprachen etwa den langjährigen monatlichen Medianwerten (Abb.14). Lediglich im Frühjahr 1994 wurden, bedingt durch die Rotatorien, erhöhte Abundanzen gefunden. Der sehr warme Spätsommer führte zu einer ungewöhnlichen Dichte der wärmeliebenden Copepodenart *Acartia tonsa*. Im Jahre 1995 waren auch keine außergewöhnlichen Zahlen beim Mesozooplankton zu finden, mit Ausnahme wiederum der *Acartia tonsa*, deren Abundanzen in diesem Jahr noch höher lagen als 1994. 1996 kam es durch die langanhaltende Kälte mit Eisbedeckung in der Kieler Bucht zu einer durchgreifenden Störung des „normalen“ Jahresganges (Abb.15). Die Entwicklung des Mesozooplankton war um 1 - 2 Monate verzögert, die Rotatorien traten gar nicht in Erscheinung (s.o.), und auch die Winterkonzentrationen lagen wieder deutlich

unter dem Mittel. Ein starker Einstrom von warmem und salzarmem Wasser im Sommer führte zu einem Zusammenbruch der *Pseudocalanus*- Population, während *Acartia tonsa* wiederum stark vertreten war (Abb.16).

Während Fischbrut und Copepoden sich im Zeitraum von 1987 bis 1995 weitgehend gleichmäßig entwickelten, verlief die Be standsentwicklung der Quallen (hauptsächliche Art *Aurelia aurita*) genau gegenläufig. Tatsächlich lassen sich zwischen den Quallenbeständen und dem Zooplankton deutliche negative Korrelationen nachweisen, die darüberhinaus Auswirkungen auch auf das Phytoplankton haben (top-down-control, siehe Behrends & Schneider 1995). Eine detaillierte Auswertung der Fischbrutuntersuchungen steht noch aus.

Im Mesozooplankton der **Seegebiete zwischen Mecklenburger Bucht und dem Gotlandtief** dominieren im Frühjahr kleinere Organismen, wie Jugendstadien von Copepoden und Rotatorien. Mit deren Wachstum sowie dem Hinzukommen vom Cladoceren kommt es zum Sommer zu einem Zooplankton-Biomassemaximum. Zum Herbst werden wiederum die Copepoden dominant.

Im Langzeit-Trend nahmen von 1991 bis 1994 die Rotatorien ab und die Cladoceren (Wasserflöhe) zu. Im Jahre 1995 kehrte sich diese Tendenz aber wieder um. Temperatur und Salzgehalt kämen als Ursachen in Frage. Speziell der Salzwassereinbruch von 1993 trug Salzwasserarten ein, wie den Pfeilwurm *Sagitta elegans*, der seit über 20 Jahren im Arteninventar der Arkona- und Bornholmsee fehlte, sowie als Gäste die Ruderfußkrebse *Acartia discaudata* in der Mecklenburger Bucht und *Calanus finmarchicus* in der Arkonasee. 1994 hatte sich die Konzentration des westlich der Darßer Schwelle heimischen, halophilen Copepoden *Oithona similis* im Gotlandtief gegenüber dem Vorjahr von 36 auf 360 Individuen je m³ erhöht (aufgrund der fortgesetzten Ausbreitung des salzreichen Tiefenwassers nach Osten) und blieb im Jahre 1995 nahezu auf diesem Niveau. *Acartia discaudata* und *Calanus finmarchicus* waren 1995 aber bereits östlich von Fehmarn nicht mehr nachzuweisen.

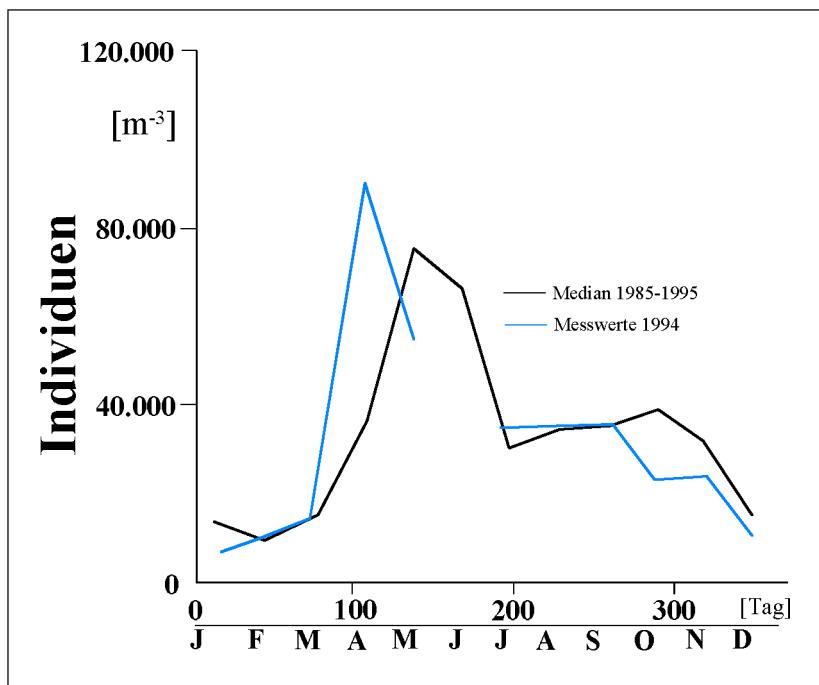


Abb. 14: Abundanzen des gesamten Mesozooplanktons (Ind/m^3) an der Station Boknis Eck. Das Jahr 1994 im Vergleich zum langjährigen monatlichen Median.

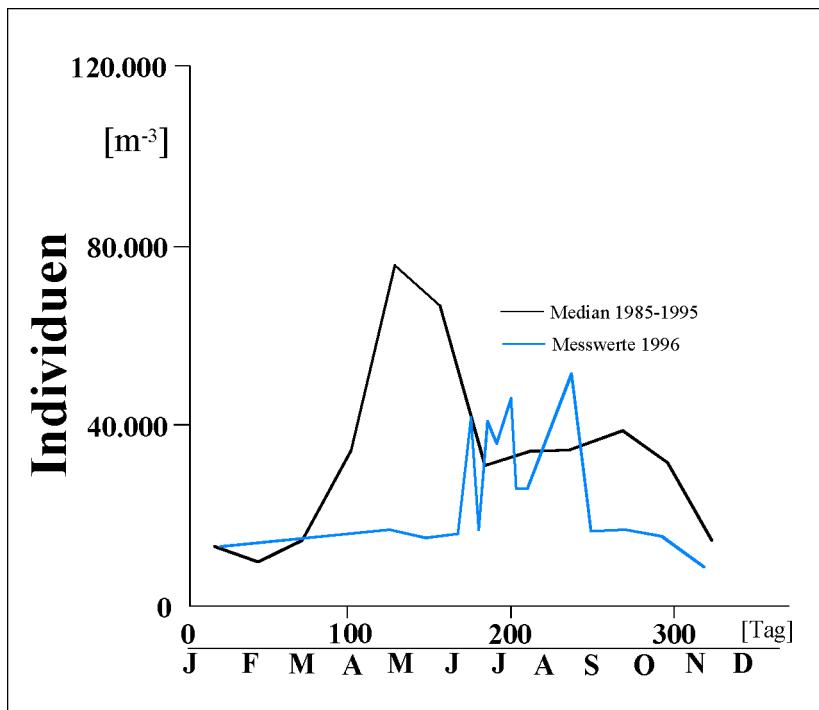


Abb 15: Abundanzen des gesamten Mesozooplanktons (Ind/m^3) an der Station Boknis Eck. Das Jahr 1996 im Vergleich zum langjährigen monatlichen Median.

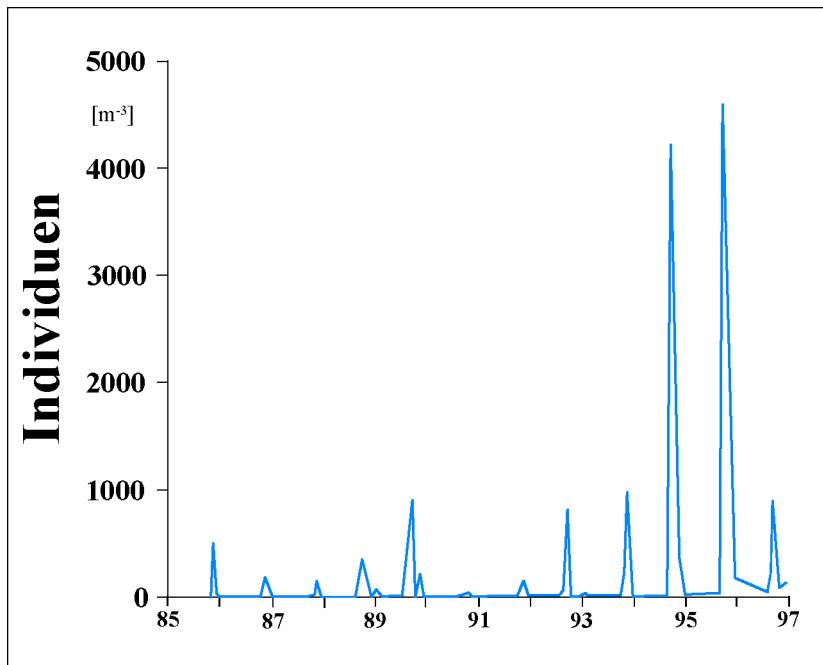


Abb. 16: Abundanzen von *Acartia tonsa* 1985 – 1996 an der Station Boknis Eck

104 Makrozoobenthos - Untersuchungen

Das Monitoring erfolgt nach den Richtlinien der Helsinki-Kommission. Im küstennahen Bereich werden jährlich im Frühjahr, Sommer und im Herbst Proben genommen. Küstenfern werden nur einmal pro Jahr (jeweils im Oktober/November) Proben genommen.

Kieler Bucht bis Gotlandtief

Bisher wurden insgesamt 220 Arten bzw. Taxa nachgewiesen, wobei je nach Substrat, Wassertiefe und Region deutliche Unterschiede sichtbar wurden. Bemerkenswert reich an Arten sind die sandigen, leicht schlickigen Stationen zwischen 15 und 20 m Wassertiefe bei Falshöft im Nordwesten der Kieler Bucht (F2, F3) und östlich Fehmarnsund (MB10). Hier werden in der Regel bei jeder Probenahme zwischen 40 und 60 Arten gefunden, oft mit einem Maximum im Herbst. Beide Bereiche liegen relativ offen und regelmäßiger Wasseraustausch verhindert weitgehend ein Stagnieren des Wasserkörpers. Da viele Arten hier die Ostgrenze ihres Verbreitungsgebietes

haben, ist ein Teil der Rekrutierung bei Falshöft und südöstlich Fehmarn auf den Eintrag salzliebender Larven aus dem Kattegat zurückzuführen.

Deutlich anders ist die Situation in den tiefen Schlickgebieten bei Falshöft (F1) und der Mecklenburger sowie der Lübecker Bucht unterhalb von 20 m Wassertiefe. Auf den aufgrund ihrer Nähe zu den Belten, welche die Hauptein- und ausstrombereiche der Ostsee darstellen, relativ gut belüfteten Schlickstationen der nordwestlichen Kieler (F1) und Mecklenburger Bucht (MB2 - 4) finden sich z.B. auf MB3 1996/97 etwa 25 Arten. Diese Anzahl ist deutlich mehr als im Zeitraum von 1987 bis 1993, als hier in der Regel weniger als 20 Arten gefunden wurden. Von 1993 bis 1997 scheint die Sukzession des Makrozoobenthos hier auch nicht durch Sauerstoffmangelsituationen gestört worden zu sein, wie der relativ glatte Verlauf der Kurve verdeutlicht.

Auf den in der austauscharmen inneren Lübecker Bucht gelegenen Stationen (MB5 - 8) sind die Auswirkungen des mehr oder weniger stark ausgeprägten spätsommerlichen Sauerstoffmangels deutlich zu erkennen. Jeweils im Herbst sinkt die Zahl der Arten auf nur wenige angepasste „Überlebenskünstler“, im Frühjahr und Sommer werden diese Gebiete durch Larvenfall und Einwanderung wieder neu besiedelt. Besonders deutlich wird das Besiedlungspotential auf der Station MB8 in der westlichen Neustädter Bucht. Das Substrat besteht hier in 16 m Tiefe aus lebensfreundlichen Sand mit etwas Schlick. Die Artenzahlen steigen vom Frühjahr zum Sommer auf über 30 Arten. Regelmäßig ist dann aber im Herbst ein starker Einbruch des Artenspektrums zu verzeichnen, vermutlich zurückzuführen auf Auftrieb sauerstofffreien Wassers aus der tiefen Neustädter Bucht nach Einsetzen der westlichen Herbststürme.

Eine positive Entwicklung des Zoobenthos an den tiefergelegenen Stationen in der westlichen und südlichen Ostsee wurde durch die Erneuerung des Tiefenwassers ab 1993 hervorgerufen. So erhöhte sich die Zahl der Makrozoobenthosarten in der Kieler Bucht durch Eintrag meroplanktischer Larven und Jungtiere im Jahre 1994 auf 37, und die Biomasse verdreifachte sich gegenüber den Vorjahren auf 4,0 g AFTM/ m² (ohne Bivalvia) (AFTM=aschefreie Trockenmasse). Aber bereits 1995 gingen Artenzahl und Biomasse wieder zurück.

In der Kieler Bucht (unter 17 m) fand sich 1995 weiterhin eine „*Abra alba*“ - Gemeinschaft mit vielen neuen Jungtieren. Der Priapulide *Halicryptus* war weiterhin auf allen Stationen präsent, neuerdings zusammen mit *Priapulus caudatus*. Außerdem setzte sich die Einwanderung von neuen Arten (vornehmlich Polychaeten) aus dem Kattegat fort. Die neue Art *Marenzellaria wireni* hat sich mittlerweile in den Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns und weiter östlich etabliert, war aber in der Kieler Bucht selbst nicht zu finden. Nur in der Schlei schien sie auch aufzutreten. Ab 1992 waren wieder viele Polychaeten der Art *Terebellides stroemi* zu beobachten, einer Art, die für ihr langfristiges Schwanken der Bestände bekannt ist. Die Fauna der Kieler Bucht hat offenbar unter dem kurzfristigen Sauerstoffmangel im Sep-

tember 1992 und denen der folgenden Jahre keinen Schaden genommen und war an allen Stationen wohl entwickelt. Anhand der extrem warmen Sommer 1992, 1994 und 1995 wäre u.U. etwas anderes zu erwarten gewesen.

In der Arkonasee hatten sich seit 1993 z. B. *Ampharete spec.*, *Nephtys hombergi*, *Pontoporeia femorata*, *Polydora quadrilobata* und *Pygospio elegans* neu angesiedelt. Die Biomasse der Baltischen Plattmuschel (*Macoma balthica*) hatte sich in den Jahren 1993 bis 1995 von 172 auf 2901 mg AFTM/m² erhöht. Auch in das Bornholmbecken wurden Arten neu eingetragen, z.B. *Harmothoe sarsi* und *Scoloplos armiger*. Der Effekt war aber offensichtlich nur von kurzer Dauer, denn spätestens 1995 sanken mit dem Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser auch die Artenzahlen und die Biomassen auf Station 213 (= K2) wieder auf Werte, wie sie vor 1993 anzutreffen waren. Im südlichen Teil des östlichen Gotlandbeckens (Stat. 259) stiegen die Biomassen bis 1995 sogar noch an.

Mecklenburg-vorpommersche Küstengewässer

Die Bodenfauna der flachen Küstenbereiche oberhalb der 20m-Zone ist durch die Vielfalt an Biotopstrukturen und durch das Fehlen episodischer Sauerstoffmangelereignisse artenreich und gut entwickelt. Eine besondere Bedeutung kommt in diesem Zusammenhang dem Tiefenbereich zwischen 15 und 20m zu. Diese Zone ist von Sauerstoffmangel bisher verschont und bietet auch marin Arten noch Salzgehaltsbedingungen, die in der 10m-Zone bereits nicht mehr gegeben sind. Dadurch hat dieser Tiefenbereich für die geschädigten und verarmten Bodenbereiche unterhalb der 20m-Zone eine wichtige Funktion als Wiederbesiedlungs- und Genpotential.

In den tieferen und schlickigen Bereichen der Lübecker und Mecklenburger Bucht unterhalb von 20 m Wassertiefe ist durch die episodisch auftretenden Sauerstoffmangelperioden eine deutliche Arten-, Individuen- und Biomasse-reduktion zu beobachten. Oft überleben nur ganz wenige Arten diese lebensfeindlichen Perioden.

Historische Untersuchungen liegen für den flachen Küstenbereich der **Lübecker** und **Mecklenburger Bucht** kaum vor. Die Untersuchungen von SCHULZ (1969) in der Mecklenburger Bucht und von LÖWE (1963) im Arkonabecken und in der östlichen Beltsee (Kühlungsborn bis Darßer Schwelle) befassen sich hauptsächlich mit den tieferen Bereichen.

Der Großteil der von SCHULZ (1969) für die Gebiete schlickiger Sande und Grobschlicke in der Mecklenburger Bucht gefundenen Arten sind auch heute noch dort zu finden. Allerdings kamen sie in den letzten Jahren selten und lokal begrenzt vor. Die Bestände an großen alten Islandmuscheln (*Arctica islandica*), die noch in den 60er Jahren in der Lübecker Bucht von SCHULZ (1969) gefunden wurden, sind inzwischen erloschen. GOSSELCK (1992) setzt das Absterben der Islandmuschel-Population für den Zeitraum zwischen 1960 bis 1970 an. Dieser Rückgang kann mit großer Wahrscheinlichkeit auf den regelmäßigen periodischen Sauerstoffmangel und auf die Verschlickung der Böden zurückgeführt werden. Neuere Untersuchungen zur Altersstruktur der Islandmuschel zeigen, daß diese Art in der Mecklenburger Bucht bei einer Schalenlänge von 50 mm ein Alter von ungefähr 30 Jahren hat. Die aktuellen Funde junger Islandmuscheln (wenige mm bis maximal 3cm) zeigen, dass das Wiederbesiedlungspotential der Muschel durch Larveneinstrom groß ist und verarmte Böden schnell wiederbesiedelt werden. Der periodische Sauerstoffmangel verhindert jedoch ein Anwachsen zu einer stabilen alten Population.

Untersuchungen aus der jüngeren Vergangenheit liegen für das Gebiet der Lübecker und Mecklenburger Bucht aus den 80er Jahren vor. Hieraus lassen sich folgende Ergebnisse verallgemeinern: Durch die Ausprägung einer stabilen Sprungsenschicht in der Lübecker und Mecklenburger Bucht und das Eintreten stagnierender Bedingungen unterhalb der Sprungsenschicht, kommt es unterhalb von 20m fast jährlich im Sommer bis in den Spätsommer und Herbst zu Sauerstoffmangel im Sediment und im darüber liegenden bodennahen Wasserkörper. Je nach Dauer und Intensität der Sauerstoffmangelperiode (An- oder Abwesenheit von Schwefelwasserstoff) überleben nur wenige Arten (>4-5 Wochen). Und noch weniger Arten zeigen sich resistent gegenüber

einer längeren Anwesenheit des hochgiftigen Schwefelwasserstoffs. Oft ist der Priapswurm *Halicryptus spinulosus* die einzige Art, die nachweislich eine Zeit lang im Schwefelwasserstoffmilieu überlebt.

Nach der Durchmischung des Wasserkörpers und der Normalisierung des Sauerstoffhaushalts im Herbst beginnt die Wiederbesiedlung der geschädigten oder toten Böden im Frühjahr und Frühsommer durch Larven und teilweise auch durch aktives Einschwimmen (z.B. *Diastylis rathkei*, *Harmothoe sarsi*) aus den benachbarten flacheren, ungeschädigten Gebieten. Der unbesiedelte, wieder sauerstoffhaltige Meeresboden bietet ein reiches Nahrungsangebot und wird nun von Arten besiedelt, welche die großen Nahrungsreserven schnell erschließen können. Diese sog. Opportunisten sind sehr anpassungsfähig und verschaffen sich durch schnelle Vermehrung einen kurzzeitigen Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Arten. Da sie jedoch eine geringe Konkurrenzfähigkeit besitzen, werden sie durch ein abnehmendes Nahrungsangebot und konkurrenzstarke Arten allmählich wieder zurückgedrängt. Diese Wiederbesiedlungsge meinschaft ist zwar in Abhängigkeit vom Larvenangebot unterschiedlich zusammengesetzt, weist aber tendenziell keine Veränderungen auf. Typische Organismen so einer „Pioniergemeinschaft“ sind der Priapswurm *Halicryptus spinulosus*, die Meeresringelwürmer *Capitella capitata*, *Polydora ciliata*, *Harmothoe sarsi*, der Krebs *Diastylis rathkei* und häufig die Muscheln *Arctica islandica* und *Abra alba*, wobei nicht alle dieser Arten zu den Organismen mit einer opportunistischen Anpassungsstrategie gehören.

Auch in den flacheren Zonen sind von 1980 bis heute deutliche Veränderungen in der Besiedlungsstruktur zu beobachten. Insbesondere der Wechsel von relativ konstanten zu instabilen Verhältnissen (Artzusammensetzung, Biomasse und Abundanz) war ab Mitte der 1980er Jahre auffällig. Der Wechsel von einer stabilen, durch langlebige Muscheln (und Echinodermen) geprägten, in eine biomasse reiche, starken Fluktuationen unterworfenen, von Muscheln und Kleinpolychaeten dominierte Gemeinschaft, gilt als Anzeichen einer Verschlechterung. Untersuchungen am Makrozoobenthos der **Pommerschen Bucht** Anfang der 1990er Jahre ergaben im Ver-

gleich zu Untersuchungen aus den 1950er und 1980er Jahren ebenfalls Veränderungen in der Gemeinschaftsstruktur der Benthoszönose. Das Vorkommen einiger Arten ist ganz erloschen, und die Biomasse der filtrierenden Muscheln stieg signifikant. KUBE (1996) führt diese Veränderungen letztlich auf Eutrophierungsphänomene und Veränderungen des hydrographischen und meteorologischen Regimes zurück. Die seit Mitte der 80er Jahre auch in der Pommerschen Bucht häufiger auftretenden Sauerstoffmangelereignisse sind Ausdruck dieser Veränderungen.

Seit 1994 führt das LAUN im Rahmen des biologischen Küstenmonitoring im flachen Küstenbereich Untersuchungen am Makrozoobenthos durch. Im Jahr 1994 wurde ausschließlich der Tiefenbereich 0-10 m beprobt, seit 1995 werden die Untersuchungen an den 6 Transekten Klein Klützhövd, Kaltenhof/Poel, Kühlungsborn, Zingst, Prorer Wiek und Zinnowitz auf den Tiefenstufen 5, 10, 15 und 20 m durchgeführt (Abb.17).

Bisher wurden über 100 wirbellose Tierarten nachgewiesen. Diese sind im wesentlichen den taxonomischen Gruppen der Meeresborstenwürmer und Wenigborster (31 Polychaeta und 7 Oligochaeta), den Muscheln und Schnecken (13 Bivalvia und 11 Gastropoda) und den Krebsen (20 Crustacea) zuzuordnen. Bezuglich der Individuendichte dominieren die Meeresborstenwürmer sowie die Muscheln und Schnecken; die Biomasse wird im Wesentlichen von den Muscheln bestimmt. Einige wenige Arten bestimmen mit hohen Individuenzahlen die Besiedlungsdichte und die Biomasse des Meeresbodens. Die überwiegende Anzahl der Arten werden in geringer Häufigkeit bzw. als Einzelindividuen ange troffen. Bezuglich der häufigen Arten gibt es von West nach Ost nur gerinfügige Unterschiede.

Sehr häufige Meeresborstenwürmer sind *Scoloplos armiger* und *Pygospio elegans*. Während *Bylgides sarsi*, *Polydora ciliata* und *Lagis koreni* vor allem in der Mecklenburger Bucht massenhaft auftreten, treten *Hediste diversicolor* und *Marenzelleria viridis* erst in der Prorer Wiek und Pommerschen Bucht in Erscheinung. Im gesamten Küstengebiet verbreitet und sehr häufig sind die Muscheln *Mytilus edulis*, *Macoma balthica*, *Mya arenaria*.

Astarte borealis und die Islandmuschel *Arctica islandica* kommen nur in der Mecklenburger Bucht häufig vor. Die Wattsschnecke *Hydrobia ulvae* ist als einzige Schnecke sehr häufig und überall verbreitet. Weitere häufige Arten sind der Kumazeenkrebs *Diastylis rathkei* und der Priapswurm *Halicryptus spumulosus*.

Die aktuellen Befunde bestätigen die Ergebnisse der früheren Untersuchungen. Demnach ist in den tieferen und verschlickten Bereichen der Lübecker und Mecklenburger Bucht durch die episodisch auftretenden Sauerstoffmangelperioden unterhalb von etwa 20 m Wassertiefe eine Arten-, Individuen- und Biomassereduktion zu beobachten. Nur ganz wenige Arten überleben diese Perioden. Durch das Phänomen der Brackwassersubmergenz, d.h., das Abwandern mariner Arten bei Brackwasserbedingungen in salzreichere Tiefen, werden hier insbesondere die Bestände großer, langlebiger Muschelarten langfristig geschädigt. Auffallend ist ein Akkumulationsphänomen im Bereich der 10- und 15 m-Zone der Lübecker und Mecklenburger Bucht. Während im 10 m-Bereich 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. 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.

Versucht man, die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung in die fünf definierten Stadien der Zoobenthosverschlechterung des ostseespezifischen Sukzessionsmodells von RUMOHR (1996a) einzuordnen, kommt man in den verschiedenen Tiefenzonen der Mecklenburger Bucht zu unterschiedlichen Befunden.

Die von episodischen Sauerstoffmangelereignissen heimgesuchten Böden unterhalb von 20 m können dem Stadium 3 zugeordnet werden (biomassarme Kleinpolychaeten-Gemeinschaft mit starken Schwankungen der Populationsparameter und gelegentlichen Auslöschen durch Sauerstoffmangel; die Grenzschicht zum sauerstoffreien Sediment,

(Redox-Diskontinuitätsschicht) liegt bereits dicht unter der Sedimentoberfläche.

Die Zone zwischen 10 und 20 m entspricht im wesentlichen den Merkmalen des Stadium 2

(Muschel- und langlebige Polychaeten-dominieren, starke Fluktuationen, erhöhte Biomasse u.a. als Folge der Eutrophierung)

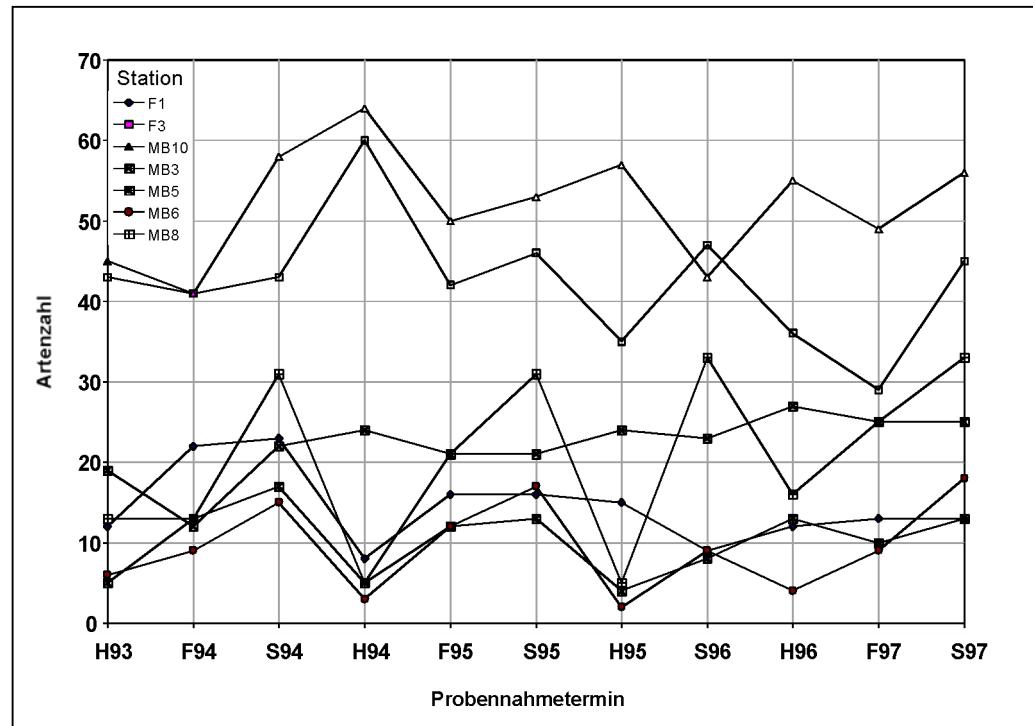


Abb. 17: Artenzahlen auf ausgewählten Stationen in der Ostsee vom Herbst (H) 1993 bis Sommer (S) 1997 (Frühjahr 1996 wegen Eisgangs keine Probenahme)

105 Makrophyten - Untersuchungen

Zahlreiche Untersuchungen aus den letzten Jahren belegen Veränderungen in der Vegetationsstruktur der Ostsee. Dominanzverschiebungen, Änderungen der Artzusammensetzung, vor allem aber ein Rückzug der Vegetation aus tieferen Bereichen (bedingt durch eine über Jahre hinweg abnehmende Durchdringungstiefe des Lichts) in die Flachwasserzonen sind als deutlich sichtbare Veränderungen beschrieben worden.

Da eine aktuelle systematische Untersuchung des Flachwassers der deutschen Ostseeküste nicht vorlag, wurde 1993 in Schleswig-Holstein vom damaligen Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten und 1995 in Mecklenburg-Vorpommern ein gemeinsames Forschungs- und Entwicklungsvorhaben des Landes und des Umweltbundesamtes initiiert.

Es wurden insgesamt 112 senkrecht zur Küste verlaufende Transekte im Tiefenbereich zwischen 2 und maximal 20 m untersucht. 14 dieser Transekte wurden als Dauertransekte ausgewiesen und zweimal jährlich beprobt. Die Dauertransekte wurden wie die Kartierungstransekte mit einem Unterwasservideosystem abgefahren und zusätzlich an den Tiefenstufen 2, 4, 6, 8 und 10 m mit Hilfe von Forschungstauchern beprobt. Vorrangige Ziele des Projektes waren:

- die Bestandsaufnahme der Makrophytengemeinschaften (Großalgen und Seegras) und der Miesmuschelvorkommen,
- die Auswahl von Dauertransekten an repräsentativen Küstenabschnitten für ein Langzeitmonitoring und

- die Weiterentwicklung und der Test von Methoden zur Entwicklung eines Makrophytenmonitoringprogramms.

Hinsichtlich der Makrophytenbesiedlung lassen sich verschiedene Küstenabschnitte voneinander unterscheiden:

Im Bereich der Flensburger Außenförde liegt die geschützte **Geltinger Bucht** zwischen der Kliffkante von Habernis im Westen und dem weit nach Norden auslaufenden Kalkgrund. Da dieser Küstenabschnitt nur wenig exponiert ist, und so Wellen und Wasserbewegung nur geringe Auswirkungen haben, konnten sich knapp unterhalb des Spülsaums *Zostera-Mytilus*-Gemeinschaften ausbilden, sogar das seltene Zwerpseegras (*Zostera nana*) kam in diesem Gebiet vor. Auf den vorherrschenden sandigen Sedimenten wuchsen bis in eine Wassertiefe von 6 m ausgedehnte Seegraswiesen. In größerer Wassertiefe siedelten auf den regelmäßig vorkommenden Geröllfeldern ein- und mehrjährige Algen (z.B. *Pilayella littoralis* und *Delesseria sanguinea*). Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) waren in größeren Dichten nur vor dem Naturschutzgebiet Geltinger Birk ab einer Tiefe von 8 m zu finden.

Da sich der **Kalkgrund** in einer exponierten Lage befindet, kommt es durch die hohe Dynamik bei West- und Ostwinden zu Sandumlagerungen. Eine Besiedlung der flacheren Abschnitte bis 4 m Wassertiefe ist deswegen nahezu unmöglich. Aus diesem Grund waren Algen und Seegras nur selten zu finden. In größerer Wassertiefe wuchsen auf den wenigen Steinen fädige Algen, auf der westlichen Seite des Kalkgrunds siedelten auch einige Miesmuscheln.

Auch der Bereich südlich des Kalkgrunds zwischen **Falshöft** und **Schleimünde** weist einen hohen Exponierungsgrad auf. Es existieren ausgeprägte Feinsandriffe, die einer starken Umlagerungsdynamik unterliegen. Nur in geschützten Rifftalern zwischen 2 und 4 m gab es einen schmalen Gürtel von *Zostera marina*. An wenigen flacheren Stellen war auch *Fucus* zu finden. Der Meeresboden fällt schnell ab und neben den sandigen Sedimenten im Flachwasser liegen in größerer Tiefe Steine, die dicht mit Rot- und Braunalgen bewachsen waren.

Der Bereich zwischen **Olpenitz und Boknis Eck** ist in weiten Abschnitten durch Steilküsten geprägt. Auch hier fällt der Meeresboden relativ schnell ab. Der hohe Exponierungsgrad bewirkt bei starken östlichen Winden immer wieder, dass Teile aus der Steilküste ausgebrochen werden und es unter Wasser zu starken Sedimentumlagerungen kommt. Seegras kam aus diesem Grund in diesem Küstenabschnitt nur in lückenhaften Beständen unterhalb der Feinsandriffe vor. Neben Geröllfeldern findet man hier auch immer wieder freie Mergelflächen, auf denen sich keine Vegetation halten kann. Auf dem Geröll wuchsen jedoch viele ein- und mehrjährige Rot- und Braunalgen. Im Sommer konnte es hier durch abgerissenes Algenmaterial zur Bildung von Driftalgenmatten kommen, die an der Küste angespült oder entlanggetrieben wurden.

Der nördliche Teil der **Eckernförder Bucht** zeichnete sich trotz des schnell abfallenden Meeresgrundes durch das Vorhandensein von dichten Seegraswiesen aus, die im Bereich Hemmelmark und Karlsminde bis in eine Tiefe von 10 m vordrangen. Das Sediment besteht aus Sand, nur im Strandbereich kommen vereinzelte, mit *Fucus* sp. und anderen Algen bewachsene Steine vor. Unterhalb der Seegraswiesen fanden sich Miesmuschelbänke und Miesmuschelklumpen. Am westlichen Ende der Eckernförder Bucht traten im Sommer große Mengen losgerissener Algen auf. Auf den im südlichen Bereich der Eckernförder Bucht vorkommenden Sandflächen bei Noer und westlich von Aschau gab es ausgedehnte Seegraswiesen, die immer wieder von einzelnen Findlingen durchsetzt sind. Vor den Steilufern im südöstlichen Bereich der Bucht existierte nur ein schmaler Streifen Seegras. Miesmuscheln fanden sich auf kleineren und größeren Steinen relativ häufig, wohingegen der Algenbewuchs nicht sehr ausgeprägt war.

Im weiteren Verlauf der **Steilküste zwischen Dänisch Nienhof und Leuchtturm Bülk** wuchs auf dem flach abfallendem Seegrund bis in größere Tiefen Seegras. Dieses Gebiet ist jedoch durch das Vorkommen von vielen verschiedenen Substratarten wie Kies, Steinen, Mergel und Torf charakterisiert und zeichnete sich durch eine hohe Biodiversität und einen oftmals dichten Bewuchs durch die verschiedensten Algenarten aus.

Im äußersten Teil der **Kieler Förde** konnten teilweise ausgedehnte Seegraswiesen, besonders in der Strander und der Wendtorfer Bucht bis in etwa 6 m Wassertiefe, gefunden werden. Daran schließen sich schlickige Untergründe an, auf denen Miesmuscheln siedelten. In der Kieler Innenförde sind viele Küstenbereiche überbaut und durch menschlichen Einfluss so nachhaltig verändert, dass natürliche Pflanzengemeinschaften nur noch selten zu finden sind. Jedoch kamen z.B. im Bereich Düsternbrook und Möltendorf noch Seegrasbestände vor.

Der in weiten Teilen mit Buhnen und im Hinterland mit einem Deich künstlich befestigte Bereich zwischen **Wendtorf und Stakendorf** ist lediglich bei nördlichen Winden einem starken Wellengang ausgesetzt. Durch küstenparallele Strömungen kommt es aber trotzdem immer wieder zu starken Sedimentumlagerungen, wodurch sich nur vereinzelte Seegrashorste ausbilden konnten, dichte Seegraswiesen fehlten. Natürliches Hartsubstrat findet sich auf dem flach abfallenden Meeresgrund nur sehr selten. Das Vorkommen von Algen war aus diesem Grund relativ gering.

Die **Hohwachter Bucht** wird landseitig wieder durch Steilküsten begrenzt. Auch hier brechen Teile des Kliffs bei starken nördlichen Winden regelmäßig ab. Die hierdurch entstehenden Geröllfelder dienten zahlreichen Algenarten, aber auch Miesmuscheln, als Siedlungsgrund. *Fucus vesiculosus* kam hier bis in 6 m Wassertiefe vor. Mehrjährige Arten (z.B. *Delesseria sanguinea*) konnten bei geeignetem Substrat auch noch in 15 m Wassertiefe angetroffen werden.

Die **Insel Fehmarn** kann durch die unterschiedlichen im Sublitoral vorkommenden Habitateigenschaften in zwei Gebiete aufgeteilt werden: Der westliche Teil des Fehmarnsund inklusive der Orther Bucht und dem Bereich Flügge bis Puttgarden ist durch weite Sandflächen gekennzeichnet, die relativ langsam in die Tiefe abfallen. Hier kamen teilweise dichte Seegraswiesen vor, in denen Algen nur auf den vereinzelt zwischen dem Seegras liegenden Steinen wuchsen. Der östliche Bereich Fehmarns besteht aus Steilküsten, der teilweise aus sehr großen Steinen mit ausgeprägten Rot- und Braunalgengemeinschaften

bestehende Meeresgrund fällt schnell ab. Besonderswert war hier das Vorkommen von *Laminaria saccharina* und *L. digitata* bis in eine Tiefe von 12 m.

Auf den Sandflächen des Küstenabschnitts zwischen **Großenbrode und Neustadt** war bis in eine Tiefe von 6 m regelmäßig Seegras zu finden. Die Dichte der Seegrasbestände verringerte sich jedoch kontinuierlich in Richtung Süden bis zum Schwarzen Grund. Kleine Steine bildeten in einigen der Seegraswiesen einen Siedlungsgrund für Algen. An den Rhizomen des Seegrases kamen häufig Miesmuscheln vor. Der Schwarze Grund bei Dahmeshöved erhielt seinen Namen durch die dort in großer Ausdehnung vorkommende Miesmuschelbank. Im Sommer wurden durch Wind und Strömung oftmals große Algenmatten zusammengetrieben.

Auf den fast reinen Sandgebieten, die sich **östlich von Neustadt** befinden, fand Seegras einen guten Siedlungsgrund, so dass sich hier ausgedehnte Seegraswiesen ausbilden konnten. Vereinzelte Miesmuschelklumpen, aber auch verschiedene Algen waren Bestandteil des Phytals.

Der Küstenabschnitt zwischen **Travemünde und Halbinsel Wustrow** in der Lübecker und Mecklenburger Bucht ist in weiten Bereichen durch geringe Wassertiefen, geringe Meeresbodenneigung und sandige Sedimente gekennzeichnet. Hartboden ist nur im Flachwasserbereich in Form von einigen Felsblöcken zu finden. Dementsprechend wurde die Besiedlung zwischen 3 und 6 m vor allem von Seegras (*Zostera marina*) dominiert. Die Dichte der Seegraswiesen nahm zur Insel Poel deutlich zu. Die Blöcke im Flachwasserbereich waren in der Regel dicht mit Rotalgen bewachsen. Nicht festsitzende, fädige Braun- und Rotalgen (z.B. *Pilayella littoralis* oder *Polysiphonia fucoides*), sog. Driftalgen, wurden in großen Mengen im unteren Sublitoral oder zwischen Seegräsern zusammengetrieben. Im Sommer kam es z.T. zu einem explosionsartigen Wachstum dieser fädigen, oftmals epiphytisch auf Seegras wachsenden Formen. Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) siedelten vor allem im Bereich der Seegraswiesen.

Der Küstenabschnitt zwischen **Meschendorf und Bukspitze** ist morphologisch ähnlich

strukturiert wie der vorherige. Trotz vorherrschender sandiger Sedimente mit wenigen Geröllfeldern und Blöcken siedelte hier kein Seegras. Auf den Geröllfeldern und Blöcken waren Rotalgen dominierend. Auch Driftalgen und - als prägendes Element - Miesmuschelbänke konnten häufig beobachtet werden.

Zwischen **Kühlungsborn und Diedrichshagen** wuchs wieder Seegras in einem sehr dünnen Streifen mit geringer Dichte. Miesmuscheln siedelten mit höherer Abundanz, Rotalgen waren wie an den vorherigen Abschnitten an Hartböden gebunden, und Driftalgen traten in relativ geringer Häufigkeit auf.

Im stark exponierten Küstenabschnitt zwischen **Markgrafenheide und Darßer Ort** kam trotz ausgedehnter sandiger Sedimente kein oder kaum Seegras vor. Der relativ hohe Expositiongrad bedingt einen Küstenrückgang zwischen 40 und 90 m, im Extremfall sogar bis zu 210 m in 100 Jahren. Vermutlich verhindern hier ständige Sedimentumlagerungen eine kontinuierliche Ansiedlung von Seegras. Miesmuscheln waren häufig zu finden, auch Driftalgen konnten - z.T. in großen Matten - auf dem Grund liegen.

Im Abschnitt **Prerow bis Vitte** liegen durch die geringe Neigung des Meeresbodens, die große Ausdehnung dieses Flachwassergebiets und das sandige Sediment ideale Bedingungen für die Ansiedlung von Seegras vor. Mehr oder minder dichte Seegraswiesen bildeten ein breites Band bis in eine Tiefe von 8 m. Miesmuscheln kamen in Vergesellschaftung mit dem Seegras vor, bilden aber keine Bänke. Driftalgen konnten hier so hohe Konzentrationen erreichen, dass das Seegras z.T. völlig überdeckt wurde. Rotalgen wuchsen nur vereinzelt auf kleineren Steinen.

Der Bereich zwischen **Hiddensee Nord und Arkona** ist einer der exponiertesten Küstenabschnitte Mecklenburg-Vorpommerns. Der Meeresboden fällt hier relativ steil ab, und die Sedimente sind entsprechend grob. Grobsand, Kies und Hartboden in Form von Steinen und Blöcken, z.T. auch Geschiebemergel, sind vorherrschend. Die Steine und Blöcke im Flachwasser waren mit *Fucus* (bis 8m), Rotalgen, Grünalgen und Miesmuscheln bewachsen.

Auf dem Abschnitt **Vitt bis Binz** wechseln Hart- und Sandböden einander ab. Zwischen Vitt und Glowe war die hohe Siedlungsdichte von Miesmuscheln und Rotalgen auffällig, die im gesamten Tiefenbereich annähernd 75 % der Fläche einnahmen. Im Tiefenbereich zwischen 12 bis 16 m wurde 1995 der Zuckertang *Laminaria saccharina* relativ häufig angetroffen. Ab Lohme waren die Blöcke im Flachwasserbereich dicht mit Grünalgen besiedelt, die in tieferen Bereichen durch Rotalgen verdrängt wurden. Auf den Sandböden der Tromper Wiek wurde kein Seegras gefunden. Nördlich Saßnitz wurden 1995 *Fucus*-Vorkommen bis in 10 m Tiefe angetroffen. Im Bereich zwischen Lohme und Saßnitz wurden ebenfalls *Fucus* bis in 10 m Tiefe sowie *Laminaria* bis in 14 m Tiefe gefunden. Im Gegensatz zu 1995 wurde *Laminaria saccharina* 1996 im Bereich nördlich Saßnitz nur noch in geringem Umfang und nur als juvenile Formen ausgemacht.

Im Gebiet der **Prorer Wiek** wurde der Hartboden wieder von Sandgrund abgelöst. Makroalgen wurden nicht registriert, auch Seegras siedelte trotz der guten Substratbedingungen nicht.

Im Abschnitt **Sellin bis Südperd** war wieder Hartboden vorherrschend. Dadurch konnten sich im flacheren Bereich Grünalgen ansiedeln. Rotalgen wurden bis in eine Tiefe von 10 m in hoher Dichte angetroffen. Auch Miesmuscheln waren dominant vertreten. Zwischen Lobber Ort und Südperd waren die Sandböden im Flachwasserbereich mit *Zostera*, Geröll und Steine in tieferen Bereichen mit Rotalgen bewachsen. Driftalgen traten wieder häufiger als an den nördlich gelegenen Transekten auf.

Im Bereich der **Usedomer Küste** wurde keine Besiedlung durch Makroalgen registriert, trotz vorherrschenden Sandgrunds auch kein Seegras. Selbst die Steine im Flachwasserbereich zwischen 2 und 3 m waren vollkommen unbewachsen.

Wesentliche für die Makrophyten besiedlungsbestimmende Umweltfaktoren sind der in der Ostsee in Richtung Osten hin abnehmende Salzgehalt sowie die Trübung der oberen Wasserschicht durch Plankton und

Schwebstoffe, welche die Eindringtiefe des Lichtes in den Wasserkörper bestimmt.

Ein weiterer wichtiger Besiedlungsfaktor ist der Grad der Exposition, der durch mechanische Beanspruchung, hervorgerufen durch hydrodynamische und destruktive Vorgänge wie Strömung, Wellenbewegung, Eisbildung/Eisgang, Sedimentdynamik und Substratvariabilität, eine direkte Wirkung auf die Besiedlung ausübt.

Einen starken Einfluss auf die im allgemeinen arktisch-borealen Arten können in warmen Sommern auch hohe Temperaturen haben.

Allgemein gilt für die Ostseevegetation, dass sie, vor allem durch den geringeren Salzgehalt, als Restbestand der ursprünglich vollmarinen Nordseeflora angesehen werden kann. Mit abnehmendem Salzgehalt reduziert sich durch den osmotischen Stress die Anzahl der marinen Makrophytenarten, während limnische Arten das Brackwasser zunehmend als Lebensraum erobern. Dies geschieht jedoch nicht kontinuierlich, sondern sprunghaft in bestimmten Übergangsgebieten. An der schleswig-holsteinischen Küste sind limnische Arten nur im Bereich der Orther Bucht und des Großenbroder Binnensees anzutreffen. An der mecklenburg-vorpommerschen Küste sind sie fast nur in den inneren Küstengewässern zu finden, wo sie jedoch sehr dominant werden und die marinen Pflanzen völlig verdrängen können.

Die Untersuchungen der Jahre 1993 bis 1996 zeigen bei abnehmendem Salzgehalt eine deutliche Artenreduktion in östlicher Richtung. SCHWENKE (1996) setzt die für die Vegetation ökologisch bedeutungsvolle Salzgehaltsgrenze nicht an der Darßer Schwelle, sondern erst etwa in Höhe Rügen an. Diese Beobachtung wird durch die Funde von marinen Braunalgen wie *Laminaria saccharina* und *Desmarestia viridis* im Rahmen dieser Untersuchungen gestützt.

Das Lichtklima in dem durch Makrophyten besiedelten flachen schmalen Küstensaum wird vor allem durch den Gehalt an Trübstoffen bestimmt. Dieser wird in hohem Maße durch den Grad der Eutrophierung, d.h. das pflanzenverfügbare Nährstoffpotential und die daraus resultierende Intensität der plankti-

schen Primärproduktion, bestimmt. Stark eutrophierte Küstenabschnitte, wie einige schleswig-holsteinische Fördern und die inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns oder die Pommersche Bucht, weisen generell einen höheren Trübungsgrad auf. Die Folge ist eine geringe Eindringtiefe des Lichtes. Hierdurch ist der vertikale Besiedlungsraum für Makrophyten in vielen Küstenabschnitten erheblich eingeschränkt.

Untersuchungen zu den Auswirkungen der Eutrophierung auf die Besiedlung mit Makrophyten gibt es an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns aus der jüngeren Vergangenheit für die Wismar-Bucht, die Darß-Zingster-Boddenkette und den Greifswalder Bodden.

Die im Rahmen der Bestandsaufnahme vor Usedom durchgeführten Untersuchungen zeigten für dieses Gebiet trotz geeigneter Substrate keine Besiedlung durch Makroalgen. Die langjährige mittlere Sichttiefe beträgt zwischen April und August vor Ahlbeck 1,70 bis 2 m und etwas weiter nördlich vor Zinnowitz ca. 2 bis 3 m. Vor Göhren werden schon wieder zwischen 3 und 4,50 m gemessen. Mit hoher Wahrscheinlichkeit ist die Lichtlimitation in der inneren Pommerschen Bucht ausschlaggebend für die fehlende Besiedlung in diesem Küstenabschnitt.

Die Substratverhältnisse als Siedlungsmöglichkeit für die benthische Vegetation sind weitgehend geologisch vorgegeben und infolge der eiszeitlichen Prägung sehr abwechslungsreich. SCHWENKE (1996) und Meyer (1997a) messen dem Substrat als besiedlungsbestimmendem Faktor eine größere Bedeutung zu als dem Salzgehalt. Natürliche Hartböden, wichtigstes Siedlungssubstrat für die meisten benthischen Makroalgen, sind an der Ostseeküste nur sporadisch in Form von Geröll- und Blockfeldern vor den Steilküsten vorzufinden. Dass die Strukturvielfalt des Substrates eine wesentliche Rolle spielt, zeigt die relativ artenreiche Besiedlung der Geröll- und Blockfelder im Vergleich zu den „sterilen“ Sandgründen, die nur für echt wurzelnde Arten wie das Seegras attraktiv sind. Das Seegras seinerseits bietet jedoch epiphytischen Formen, quasi als sekundäres Hartsubstrat, Ansiedlungsmöglichkeiten.

Ein weiterer Streßfaktor für die makrophytische Besiedlung ist der Grad der Exposition, d.h. die hydrodynamische Beanspruchung der einzelnen Küstenabschnitte. Diese kann anhand des mittleren jährlichen Eintrags an Seegangsgesnergie charakterisiert werden. WIEMER und GURWELL (1991) haben diese Seegangsgesnergie für die verschiedene Küstenabschnitte in Mecklenburg-Vorpommern modellhaft berechnet. Demnach sind die Küstenabschnitte Pötenitz-Boltenhagen-Insel Poel und nördlich der Halbinsel Zingst bis zum südlichen Hiddensee nur gering belastet. Eine mittlere Belastung liegt für die Küstenabschnitte Halbinsel Wustrow bis Darßer Ort, die südliche Ostküste Rügens und die Usedomer Küste vor. Am stärksten belastet sind die Küstenabschnitte von Nordhiddensee und Nordrügen mit Arkona, Lohme und der Stubbenkammer. Insbesondere auf leicht beweglichen Sandgründen wirkt sich vermutlich schon eine mittlere Exposition ungünstig auf die Besiedlung aus. Diese Gebiete unterliegen einer natürlichen hohen Küstendynamik, die mit Transport- und Umverteilungsprozessen von Sedimenten in größerem Umfang verbunden sind. Diese hohe Sedimentdynamik hat eine mechanische Beanspruchung bis hin zur völligen Übersandung und Vernichtung der Makrophytenbestände zur Folge. Sandumlagerungen verändern die Substratverhältnisse entscheidend, da Geröll- und Blockfelder teilweise großflächig verschüttet, aber auch wieder freigespült werden. Die Siedlungsmöglichkeiten für die Vegetation sind dadurch erheblichen Veränderungen unterworfen. So ist es vielleicht zu erklären, dass zwischen der Halbinsel Wustrow und Darßer Ort keine bzw. im Bereich zwischen Heiligenhafen und Warnemünde eine nur sehr spärliche Besied-

lung mit Seegras zu finden ist, dagegen die gering exponierten Lagen in der Lübecker Bucht, Wismar-Bucht und vor der Halbinsel Darß-Zingst deutlich dichtere Bestände an Seegras aufweisen.

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen lassen sich auch auf die Gebiete der schleswig-holsteinischen Ostseeküste übertragen.

Insbesondere für die sehr flachen Bereiche der Ostsee ist Eisgang, als stark destruktive Komponente, eine gewöhnliche Erscheinung. Der Eiswinter von 1995/1996 hatte einen erheblichen Einfluss auf die Besiedlung und die Artenzusammensetzung der Pflanzengemeinschaften an der Nord- und Ostküste Fehmarns und Rügens. Die starke Eisbildung hatte zur Folge, dass viele besiedelte Flächen bis in größere Tiefen nahezu vollständig von ihrem Bewuchs befreit wurden. Als Erstbesiedler nach dem Eisaufbruch wurden besonders viele Grünalgen gefunden.

In dem extrem warmen Sommer von 1995 kam es durch die hohen Wassertemperaturen zu einem Absterben der Laminarienbestände an der Ostseite Fehmarns und an der Ostseite Rügens. Lediglich in Gebieten wie dem Walkyriengrund in der Lübecker Bucht blieb die Population stabil. Dies liegt daran, dass dort ständig kaltes Tiefenwasser aufströmt und die hohen Wassertemperaturen nicht über einen längeren Zeitraum auf die Makroalgen einwirken können. In flachen Bereichen mit wenig Wasseraustausch kann es im Sommer auch zu einem Absterben der Seegraswiesen kommen, die sich jedoch im Gegensatz zu den Laminarien meistens im folgenden Jahr wieder regenerieren.

11 Belastung mit Spurenmetallen

111 Wasser - Untersuchungen

In **Schleswig-Holstein** wurden Spurenmetallbestimmungen im Berichtszeitraum an acht, davon eine küstenfern gelegen (Kieler Bucht), durchgeführt. Es wurden die Elemente Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink in der unfiltrierten, vor Ort angesäuerten Probe mittels Atomabsorptionspektrometrie (AAS) bestimmt.

Die Probenahmen aus 1 Meter Wassertiefe erfolgten fünfmal pro Jahr jeweils in den Monaten Januar, März, Mai, September und November. 1994 konnte die Maibeprobung nicht durchgeführt werden und 1996 konnten die Januar- und Märzprobungen wegen andauernder Vereisung der Küstengewässer nicht durchgeführt werden.

Bei der statistischen Behandlung der Analysedaten werden Ergebnisse kleiner Bestimmungsgrenze („<BG“) mit dem halben Zahlenwert der jeweiligen Bestimmungsgrenze berücksichtigt. Erhält man dabei einen Median, der unter der Bestimmungsgrenze lag, wird statt des Medians „<BG“ angegeben.

Im folgenden werden für die einzelnen Elemente für jede Station Minima, Mediane und Maxima aus allen Bestimmungen angegeben, eine gesonderte Betrachtung der Winterdaten erfolgt wegen der zu geringen Datenmenge nicht.

In **Mecklenburg-Vorpommern** wurde die Untersuchung von Spurenmetallen im Wasser von 1994 bis 1996 an folgenden 4 Messstellen durchgeführt: WB3 - Wismar-Bucht nördlich Insel Walfisch, UW4 - Unterwarnow Höhe Werftstandort, KHM - Kleines Haff Zentralbereich und OB4 - Pommersche Bucht nördlich Ahlbeck. Die Bestimmung des Gesamtgehaltes der 8 Elemente Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium, Quecksilber, Blei, und Arsen erfolgte aus der unfiltrierten Wasserprobe.

Alle vier untersuchten Messstellen repräsentieren durch anthropogene Einträge aus Flüssen, Kläranlagen und Industrieanlagen

(Werften) stark bis sehr stark belastete Regionen der mecklenburg-vorpommerschen Küste.

An insgesamt 30 Stationen in der **westlichen und zentralen Ostsee** erfolgt durch das Institut für Ostseeforschung Warnemünde die Probenahme in den von der HELCOM vorgegebenen Wassertiefen, seit 1995 jeweils einmal pro Jahr im Februar. Während bei den Metallen Cd, Pb, Cu, Zn durch Filtration (0,45µm Polycarbonat Filter) zwischen der gelösten und der partikulären Phase differenziert wird, wird Hg (gesamt) in der unfiltrierten Probe gemessen.

Die höchsten Spurenmetallgehalte im Wasser der deutschen Ostseeküste fanden sich 1994 - 1996 an den vier Stationen in Mecklenburg-Vorpommern. Lediglich die Bleigehalte lagen in diesem Zeitraum auch an einigen schleswig-holsteinischen Stationen auf ähnlichem Konzentrationsniveau. Die vier mecklenburg-vorpommerschen Messstellen repräsentieren Küstenregionen, welche durch anthropogene Einträge aus Flüssen, Kläranlagen und Industrieanlagen, z.B. Werften, stark bis sehr stark belastet sind.

Bezüglich der Schwermetallgehalte der schleswig-holsteinischen Küstengewässer lässt sich für den Zeitraum 1994 bis 1996 feststellen, dass es mit Ausnahme der Schlei keine regionalen Belastungsschwerpunkte gab. In der Schlei (Station „Lindholm“) wurden die höchsten Gehalte für die Elemente Arsen, Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink gemessen. Die höchsten Quecksilbergehalte wurden in der Flensburger Förde (Station „Geltinger / Sonderburg Bucht“) gemessen und die höchsten Blei- und Chromgehalte.

Im Vergleich mit „Background“-Werten aus dem Hohe See-Bereich der eigentlichen Ostsee (HELCOM, 1993) lagen die für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns vorliegenden Konzentrationen außer für Nickel um Größenordnungen höher, wobei folgende Faktorenbereiche ermittelt wurden (Elemente

mit nicht ausreichender Datengrundlage in Klammern): Kupfer 4-5, Zink 4-11, Blei 12-16, (Cadmium 4-5), (Quecksilber 20-25). Die Konzentrationsunterschiede der acht untersuchten Spurenmetalle waren zwischen den vier MV-Stationen im Mittel betrachtet sehr gering sind. Nur für Zink scheint sich ein Belastungsschwerpunkt in der Wismar Bucht zu befinden. Hier liegt die mittlere Konzentration im Vergleich zu den anderen Stationen um den Faktor 2-3 höher.

Das Jahr 1996 wies keine drastischen Besonderheiten bezüglich der Schwermetallverteilung im Ostseewasser auf. Tendenzen, die in den vorangegangenen Jahren zum Teil nur vermutet werden konnten, wurden teilweise bestätigt. Dazu gehören die geringen, aber stetigen Konzentrationszunahmen der Elemente Kupfer und Zink in der gelösten Phase im Oberflächen- und Tiefenwasser des östlichen Gotlandbeckens seit 1994. Durch das Vorhandensein von Schwefelwasserstoff und die Bildung schwerlöslicher Sulfide wird hier zukünftig wieder eine Abnahme der Konzentrationen im Tiefenwasser erwartet. Ebenfalls sollten die, auch in den Vorjahren aufgetretenen, erhöhten Bleigehalte an Stationen der westlichen Ostsee erwähnt werden, die in den Wintermonaten primär auf atmosphärische Einträge von Land zurückzuführen sind.

Bestätigung findet auch die Dynamik des Cadmiums zwischen der gelösten und der partikulären Phase unter reduzierenden Bedingungen, die während der Februarbeprobung 1996 im Bornholm- und im Danziger Becken sehr gut im bodennahen Wasserkörper nachgewiesen werden konnte. Im Gotlandbecken waren lediglich erste Anzeichen zu erkennen. Der Anstieg von Mangan in der gelösten Phase des bodennahen Wasserkörpers ist ein weiterer Hinweis darauf, dass in den Oberflächensedimenten des Gotlandtiefs bereits anoxische Verhältnisse überwiegen, die eine Reduktion des Mn(IV) zu löslichem Mn(II) zur Folge haben.

Arsen (As)

Die Arsengehalte variierten im Oberflächenwasser an den schleswig-holsteinischen Stationen 1994 - 1996 ganzjährig zwischen <0,2 und maximal 1,5 µg/l (Maximum an der Station Lindholm/Schlei, September 1994). Die

Konzentrationsunterschiede zwischen küstennahen und -fernen Stationen waren nur gering ausgeprägt.

Die Arsengehalte variierten an den mecklenburg-vorpommerschen Stationen 1994 - 1996 zwischen <0,10 und 4,95 µg/l (Maximum in der Pommerschen Bucht (nahe Ahlbeck) im Jahr 1996).

Blei (Pb)

Die Bleigehalte variierten im Oberflächenwasser an den schleswig-holsteinischen Stationen 1994 - 1996 ganzjährig zwischen <0,2 und maximal 2,1 bzw. 2,6 µg/l (Maximalwerte bei Lindholm/Schlei im März 1994 und nordöstlich von Schleimünde, Januar 1996). Fast 80% aller Daten lagen unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/l. Im HELCOM-Bericht Nr. 54 (First Assessment of the State of the Coastal Waters of the Baltic Sea, 1993) wird für deutsche Küstengewässer ein Bleigehalte von <0,2 µg/l angegeben.

Die Bleigehalte lagen an den mecklenburg-vorpommerschen Stationen 1994 - 1996 zwischen <0,10 und 2,63 µg/l (Maximum in der Pommerschen Bucht (nahe Ahlbeck) im Jahr 1996). Sowohl die innerjährige, als auch die zwischenjährige Variabilität sind für die Elemente Kupfer, Zink und Blei im Kleinen Haff und in der Pommerschen Bucht stärker ausgeprägt als in der Wismar-Bucht und der Unterwarnow. Diese hohe Variabilität steht im Zusammenhang mit dem sehr hohen Flusswassereintrag über die Oder.

Im Februar 1996 fielen, wie auch in den Vorjahren, erhöhte Konzentrationen an gelöstem Blei in der westlichen Ostsee auf. Im Oberflächenwasser des Arkonabeckens und in der Oderbucht, östlich von Saßnitz lagen sie um 90 ng/l und waren somit überdurchschnittlich hoch. Zum Vergleich: in der offenen Ostsee wurden 1996 und in den Vorjahren relativ konstante Konzentrationen gelösten Bleis von etwa 25 ng/l gefunden. Während im Arkona-becken vor allem atmosphärische Einträge zum Tragen kommen, sind die erhöhten Werte in der Orderbucht möglicherweise auf ein größeres Einstromereignis zurückzuführen.

Der Anteil des partikulär gebundenen Bleis am gesamten Bleigehalt in der Wassersäule

variierte im Februar 1996, ebenso wie in den vorangegangenen Jahren, zwischen 30 und 60 %. Die Bleianreicherung in den Schwebstoffen ist abhängig von der mineralogischen Zusammensetzung sowie von der Partikelkonzentration in der Wassersäule. Regional wurden, wie in den Vorjahren an den Stationen in der Mecklenburger Bucht und im Danziger Becken, erhöhte Bleianreicherungen mit maximalen Gehalten bis zu 300 µg/g Schwebstoff im Oberflächenwasser angetroffen. Es ist zu vermuten, dass erhöhte, atmosphärische Einträge von Land die Ursache für diese Ergebnisse sind.

Cadmium (Cd)

Die Cadmiumgehalte variierten im Oberflächenwasser an den schleswig-holsteinischen Stationen 1994 - 1996 ganzjährig zwischen <0,02 und maximal 0,07 µg/l (Schlei, Lindholm, Juli 1994), 69% aller Daten lagen unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,02 µg/l. Im HELCOM-Bericht wird für deutsche Küstengewässer ein Cadmiumgehalte von 0,02 µg/l angegeben.

Für die mecklenburg-vorpommerschen Küstengewässer liegen verwertbare Cadmium-Messergebnisse erst seit 1996 vor. Die Cadmiumgehalte lagen an den mecklenburg-vorpommerschen Stationen 1996 zwischen 0,086 und 0,240 µg/l (Maximum in der Pommerschen Bucht, nahe Ahlbeck).

An den Stationen in der westlichen und zentralen Ostsee liegen die gelösten Cadmiumkonzentrationen im Oberflächenwasser um 15 ng/l. Niedrigere Werte zwischen 7-10 ng/L wurden im sauerstoffarmen Tiefenwasser des Landsort Tiefs registriert, welches sich durch hohe Anteile an partikulärem Mangan auszeichnet. Cadmium wird von diesen Mn-hydroxokomplexen adsorbiert. Auch im anoxischen Bodenwasser des Bornholmbeckens wurden niedrigere Werte registriert, dieses wird auf die Ausfällung des Cd als schwerlösliches Sulfid zurückgeführt. Gleichzeitig steigen hier die Anteile des Cd in der partikulären Phase auf 10 – 30 % an, während an den übrigen Stationen um diese Jahreszeit der partikuläre Cd Anteil nur < 10% ausmacht, und 90% des Cd in der gelösten Phase angetroffen werden.

Chrom (Cr)

Die Chromgehalte variierten im Oberflächenwasser an den schleswig-holsteinischen Stationen 1994 - 1996 ganzjährig zwischen <0,2 und maximal 0,8 bzw. 0,9 µg/l (Station Kieler Bucht im Januar 1996 und nordöstlich von Schleimünde, Nov. 1995). Knapp 66% aller Daten lagen unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/l lagen. Im HELCOM-Bericht wird für deutsche Küstengewässer ein Chromgehalte von 0,2 µg/l angegeben.

Bei den Untersuchungen in Mecklenburg-Vorpommern konnten trotz einer Verbesserung der Bestimmungsgrenze von 0,5 auf 0,2 µg/l im Jahr 1996 für das Element Chrom fast keine verwertbaren Messergebnisse ermittelt werden. Sie lagen 1994 - 1996 zwischen <0,5 bzw. <0,2 und 1,4 µg/l (Maximum im Zentralbereich des Kleinen Haffs im Jahr 1994).

Kupfer (Cd)

Die Kupfergehalte variierten im Oberflächenwasser an den schleswig-holsteinischen Stationen 1994 - 1996 ganzjährig zwischen <0,5 und maximal 2,9 µg/l (Maximum an der Station Lindholm/Schlei, März 1994), 38% aller Daten lagen unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/l. Der Gesamt-Median für Kupfer lag bei 0,6 µg/l. Im HELCOM-Bericht werden für deutsche Küstengewässer Kupfergehalte zwischen 1,0 und 1,5 µg/l angegeben.

Die Kupfergehalte lagen an den mecklenburg-vorpommerschen Stationen 1994 - 1996 zwischen <0,2 und 11,80 µg/l (Maximum in der Pommerschen Bucht (nahe Ahlbeck) im Jahr 1996). Sowohl die innerjährige, als auch die zwischenjährige Variabilität sind für die Elemente Kupfer, Zink und Blei im Kleinen Haff und in der Pommerschen Bucht stärker ausgeprägt als in der Wismar-Bucht und der Unterwarnow. Diese hohe Variabilität steht im Zusammenhang mit dem sehr hohen Flusswassereintrag über die Oder.

Die gelösten Kupferkonzentrationen variierten in der westlichen und zentralen Ostsee zwischen 400 und 600 ng/L, der partikuläre Anteil trägt nur mit ca. <5% zur gesamt Cu-Konzentration bei.

Nickel (Ni)

Die Nickelgehalte variierten im Oberflächenwasser an den schleswig-holsteinischen Stationen 1994 - 1996 ganzjährig zwischen <0,5 und maximal 2,0 µg/l (Station Schlei, Lindholm, März 1994), 18% aller Daten lagen unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/l. Der Gesamt-Median für Nickel lag bei 0,7 µg/l. Im HELCOM-Bericht werden für deutsche Küstengewässer Nickelgehalte zwischen 0,6 und 0,8 µg/l angegeben.

Die Nickelgehalte lagen an den mecklenburg-vorpommerschen Stationen 1994 - 1996 zwischen <0,2 bzw. <0,5 und 5,5 µg/l (Maximum im Zentralbereich des Kleinen Haffs im Jahr 1996).

Quecksilber (Hg)

Die Quecksilbergehalte variierten im Oberflächenwasser an den schleswig-holsteinischen Stationen 1994 - 1996 ganzjährig zwischen 0,001 und maximal 0,04 µg/l (Station Geltlinger Bucht, Mai 1996). Der Gesamt-Median für Quecksilber lag bei 0,005 µg/l. Im HELCOM-Bericht wird für deutsche Küstengewässer ein Quecksilbergehalt <0,005 µg/l angegeben.

Im Bereich der Darßer Schwelle wurden im Februar 1995 in 5 m Wassertiefe Quecksilberkonzentrationen von 0,015 µg/l gemessen, im Februar 1996 von 0,032 µg/l. Bei den Untersuchungen an den vier stark belasteten Küstenstationen Mecklenburg-Vorpommerns lagen die Quecksilberkonzentrationen 1994 - 1996 vielfach unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,040 µg/l. Die gemessenen

Gehalte bewegten sich zwischen <0,040 und 0,230 µg/l (Maximum am Werftstandort Unterwarnow im Jahr 1996).

Zink (Zn)

Die Zinkgehalte variierten im Oberflächenwasser an den schleswig-holsteinischen Stationen 1994 - 1996 ganzjährig zwischen <1 und maximal 7 µg/l (Maxima nordöstlich von Schleimünde im September 1994 und bei Lindholm/Schlei im März 1994). 50% aller Daten lagen unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 1 µg/l. Im HELCOM-Bericht werden für deutsche Küstengewässer Zinkgehalte zwischen 2 und 3 µg/l angegeben.

Die Zinkgehalte lagen an den mecklenburg-vorpommerschen Stationen 1994 - 1996 zwischen 0,5 und 26,6 µg/l (Maximum in der Pommerschen Bucht (nahe Ahlbeck) im Jahr 1996). Für Zink scheint sich 1994 - 1996 ein Belastungsschwerpunkt in der Wismar Bucht befunden zu haben. Hier lag die mittlere Konzentration im Vergleich zu den anderen Stationen um das Zwei- bis Dreifache höher. So wohl die innerjährige, als auch die zwischenjährige Variabilität sind für die Elemente Kupfer, Zink und Blei im Kleinen Haff und in der Pommerschen Bucht stärker ausgeprägt als in der Wismar-Bucht und der Unterwarnow. Diese hohe Variabilität steht im Zusammenhang mit dem sehr hohen Flusswassereintrag über die Oder.

An den Stationen in der westlichen und zentralen Ostsee lagen die gelösten Zink-Konzentrationen zwischen 800 und 1500 ng/l, das sind ca. 90% am gesamten Zn-Gehalt.

112 Sediment - Untersuchungen

Schwermetalle sind ungleichmäßig auf die einzelnen Korngrößenfraktionen des Sedimentes verteilt. Feinkörnige Sedimente (Schlick) binden sehr viel mehr Schwermetalle als sandige Proben, zum einen bedingt durch die größere „innere Oberfläche“, zum anderen aber auch durch die chemische und mineralogische Zusammensetzung sowie den Anteil an organischem Material. Aufgrund dieser starken Konzentrationsunterschiede in

den verschiedenen Kornfraktionen tritt der sogenannte Korngrößeneffekt auf, der zu falschen Bewertungen der Schwermetallbelastung führt.

Es besteht eine enge positive Korrelation zwischen „Feinkörnigkeit“, Tonmineralanteil (Al, Li als Stellvertreter), organischem Kohlenstoff-Gehalt und Spurenelement-Konzentration. Spurenmetalle sind überwie-

gend an Tonminerale, organische Substanzen und Fe- und Mn-Oxydpartikel gebunden, und diese alle zusammen sind eben in der Feinfaktion angereichert. Um eine Vergleichbarkeit der gewonnenen Daten zu erreichen, werden verschiedene Verfahren der Normierung angewendet, die den Bezug zu feinen Kornfraktionen ($<20\mu\text{m}$, $<63\mu\text{m}$) oder Leitelementen (Li, Al, Fe u.a.) herstellen. Bei der vorliegenden Auswertung wird die Feinkornfraktion $< 20\mu\text{m}$ von der homogenisierten Gesamtprobe ($<2\text{mm}$) durch Nasssiebung abgetrennt und die Konzentrationen der Schwermetalle in dieser Fraktion bestimmt.

In Schleswig-Holstein wurde mit der Untersuchung von Ostsee-Sedimenten auf Spurenmetalle im Jahr 1989 begonnen. Weitere Untersuchungen erfolgten in den Jahren 1993 bis 1996. An insgesamt 10 Stationen (Tab.1), davon eine küstenfern gelegen (Mecklenburger Bucht /Sagasbank Ost), wurden einmal im Jahr in der Regel im September Proben mit einem 40 kg Backengreifer entnommen.

Bei der nachfolgenden Auswertung werden nur die einzelnen Messwerte der Jahre 1994 - 1996 berücksichtigt.

Der Beitrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde für das Bund-Länder-Messprogramm besteht seit Oktober 1994 im Erfassen der Belastungssituation der Sedimente in zwei für die Ostseeküste typischen Abschnitten (Tab.2):

- dem Mündungsbereich der Warnow als Beispiel für einen offenen Küstenabschnitt,
- dem Greifswalder Bodden als inneres Küstengewässer.

Insgesamt an 11 Messstationen werden dabei zweimal pro Jahr Sedimente entnommen und chemisch untersucht. Da zur Einschätzung der Belastungssituation in diesen Gebieten bisher nur vereinzelt vollständige Datensätze vorliegen, sieht die Untersuchungsstrategie zunächst eine hohe Probenahmfrequenz (zweimal pro Jahr vor). In dem zu betrachtenden Zeitraum 94-96, der die Anfangsphase im BLMP-Programm der BfG-Außenstelle darstellt, konnten einzelne Stationen aus logistischen Gründen nicht kontinuierlich beprobt werden. Daher liegen nicht immer vollständige Datensätze (zweimal jährlich an 11 Stationen) vor. Für die nachfolgende Auswertung lagen nur

die gemittelten Messwerte der Jahre 1994 - 1996 zugrunde.

Die Beschreibung zeitlicher Trends ist aufgrund der geringen Datenmenge an den einzelnen Stationen derzeit nicht möglich und sinnvoll.

Zur Bewertung der Schwermetallkontamination werden - sofern bekannt - geogene Hintergrundwerte verwendet. Damit sind diejenigen Konzentrationen gemeint, die vor Beginn der Massenindustrialisierung, die im Ostseeraum etwa um 1870 einsetzte, im Sediment vorhanden waren. In verschiedenen Arbeiten wurden derartige Werte aus datierten Sedimentkernen für einige Seeabschnitte hergeleitet. Sie werden im folgenden zum Vergleich mit der aktuellen Belastungssituation herangezogen. Es darf dabei aber nicht vergessen werden, dass die anthropogene Schwermetalleinträge mehrere Jahrhunderte früher einsetzten, z.B. durch den mittelalterlichen Blei/Zink-, Silber- und Kupfer-Bergbau einschließlich Verhüttung.

In **Schleswig-Holstein** zeigten 1994 - 1996 die Feinkornfraktionen der Oberflächensedimente aus der Flensburger Innenförde (Glücksburg) die stärksten Metallbelastungen. Ihre Arsen-, Blei-, Cadmium-, Kupfer-, Quecksilber- und Zinkwerte gehörten zu den höchsten in Schleswig-Holstein. Die Bleiwerte betragen etwa das Vier-, die Kupfer- und Zinkkonzentrationen ungefähr das Fünffache der geogenen Grundbelastung der westlichen Ostsee. Hohe Bleibelastungen von etwa dem Dreifachen des Hintergrundwerts zeigten sich 1994 - 1996 auch im Walkyriengrund (Lübecker Bucht) und in der Neustädter Bucht. Starke Cadmiumbelastungen vom Drei- bis Vierfachen des Hintergrundwerts wiesen die beiden Innenfördern, die äußere Schlei und die Neustädter Bucht auf.

Im Vergleich mit den anderen Innenfördern waren die Oberflächensedimente aus den beiden Stationen in der Schlei vergleichsweise wenig mit Schwermetallen belastet - mit Ausnahme des Cadmiums. Auch Zink lag in der Schlei - wie an den meisten anderen schleswig-holsteinischen Stationen - um etwa das Doppelte über der Grundbelastung.

Im Bereich der geschätzten, geogenen Grundbelastung lagen im Berichtszeitraum die Cad-

mium- und Kupfergehalte in Sedimenten der Sagasbank sowie die Kupfergehalte in der inneren Schlei (Große Breite).

Unterwarnow und Breitling waren durch Schwermetalle und Arsen erwartungsgemäß höher belastet als die Küste vor Warnemünde. Eine große Ausnahme bildete die küstenfernste Station in der Mecklenburger Bucht. Hier wurden für Arsen, Nickel, Chrom und Blei die höchsten, gemittelten Konzentrationen für den Berichtszeitraum gefunden. Auch die gemittelten Belastungen mit Kupfer, Cadmium, Quecksilber und Zink waren eher mit denen des Warnowästuars vergleichbar als mit den beiden anderen Küstenstationen. Bei den erhöhten Konzentrationen von Schwermetallen in der Mecklenburger Bucht handelt es sich um Auswirkungen der Einbringung von hochschwermetallhaltigen Industrieabfällen, die in den 60er Jahren in diesem Gebiet stattfand.

Die gemittelten Gehalte an Kupfer und Blei der beiden Küstenstationen nördlich vor Warnemünde waren mit den beschriebenen geogenen Grundbelastungen vergleichbar.

Rund um den **Greifswalder Bodden** waren an allen Stationen die gemittelten Nickel- und Chromgehalte in der Feinkornfraktion der Oberflächensedimente ähnlich. Bei den Bleiwerten fielen nur die Ergebnisse aus dem zentralen, Greifswalder Bodden niedriger aus als an den anderen Stationen dieser Küstenregion.

Zu den höchsten, gemittelten Gehalten gehörten die Ergebnisse der Sedimente im Oderästuar vor Peenemünde für Arsen, Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink. Ähnliche Konzentrationswerte für Sedimente des Peenestroms ergab 1995 auch eine weitere Untersuchungsreihe (Müller et al., 1995). Auch in Sedimenten des Landtiefs fanden sich vergleichbar hohe, gemittelte Konzentrationen von Cadmium, Quecksilber und Zink. Es wird vermutet, dass die Belastung auf einen erhöhten Schadstoffeintrag aus der Oder über das Stettiner Haff und den Peenestrom zurückgeführt werden kann. In Sedimenten aus der Dänischen Wieck bei Greifswald waren die gemittelten Cadmium- und Quecksilbergehalte ähnlich hoch wie in Proben von der Peene-Mündung und aus dem Landtief. Ansonsten

kann die Beeinflussung über den Zufluss des Ryck im Raum Greifswald als von untergeordneter Bedeutung angesehen werden.

Im Verhältnis zur geogenen Grundbelastung lagen die gemittelten Kupfergehalte in den schluffigen Sedimenten des Strelasunds, des zentralen Greifswalder Boddens und der Wieck bei Greifswald in deren Konzentrationsbereichen bzw. leicht darüber. Im zentralen Greifswalder Bodden befand sich zudem der gemittelte Bleigehalt im Rahmen der geogenen Hintergrundwerte.

Arsen (As)

An den schleswig-holsteinischen Stationen variierten die Arsenkonzentrationen im Berichtszeitraum an zwischen 4 und 25 mg/kg TM (Maximum im September 1995 im Walkyriengrund in der Lübecker Bucht, Feinkornanteil (<20um) 40,5 %).

An den mecklenburg-vorpommerschen Stationen bewegten sich die gemittelten Arsengehalte für den Berichtszeitraum zwischen 8 und 16 mg/kg TM (Abb.18).

Blei (Pb)

Als natürliche Blei-Hintergrundwerte werden für die westliche Ostsee 50 mg/kg TM und für das Arkonabecken 30 mg/kg TM angenommen.

An den schleswig-holsteinischen Stationen variierten die Bleikonzentrationen der Oberflächensedimente 1994 - 1996 zwischen 50 und 200 mg/kg TM. Durchgängig hohe Werte des doppelten bis vierfachen Hintergrundwerts fanden sich in der Flensburger Innenförde (Glücksburg) sowie in der Lübecker und Neustädter Bucht.

An den mecklenburg-vorpommerschen Stationen bewegten sich die für 1994 - 1996 gemittelten Bleigehalte für den Berichtszeitraum zwischen 35 und 67 mg/kg TM (Abb.20) und lagen damit im Bereich der geogenen Hintergrundbelastung bzw. etwas darüber. Nur an der äußersten, küstenfernen Station in der Mecklenburger Bucht wurde ein deutlich erhöhter gemittelter Bleigehalt von 121 mg/kg TM ermittelt.

Cadmium (Cd)

Der natürliche Cadmium-Hintergrundwert ist schwierig zu bestimmen und starken Schwankungen unterworfen. Als natürlicher Hintergrundwert wird für die westliche Ostsee 0,4 mg/kg TM angenommen und für das Arkonabecken 0,3 mg/kg TM.

An den schleswig-holsteinischen Stationen variierten die Cadmiumkonzentrationen 1994 - 1996 zwischen 0,4 und 1,9 mg/kg TM. Dabei lagen die Cadmiumgehalte an der Sagasbank in allen drei Jahren im Bereich der geschätzten geogenen Grundbelastung. Demgegenüber fanden sich im Berichtszeitraum hohe Werte von 1,7 - 1,9 in den Flensburger und Kieler Innenfördern, in der Schlei (Lindholm) und der Neustädter Bucht.

An den mecklenburg-vorpommerschen Stationen fanden sich die höchsten, gemittelten Cadmiumgehalte für den Berichtszeitraum in der Wieck bei Greifswald, vor Peenemünde und im Landstief, hier betrugen die gemittelten Gehalte für den Berichtszeitraum 1,5 - 1,7 mg/kg TM (Abb.19).

Chrom (Cr)

An den schleswig-holsteinischen Stationen variierten die Chromkonzentrationen im Berichtszeitraum zwischen 52 und 94 mg/kg TM (Maximum am Leuchtturm Kiel im Mai 1996, Feinkornanteil (<20um) 5,2%).

An den mecklenburg-vorpommerschen Stationen bewegten sich die gemittelten Chromgehalte für den Berichtszeitraum zwischen 36 und 46 mg/kg TM. Nur an der äußersten, küstenfernen Station in der Mecklenburger Bucht wurde mit 62 mg/kg TM ein höherer, gemittelter Chromgehalt ermittelt (Abb. 1c).

Kupfer (Cu)

Als natürlicher Hintergrundwert der Kupfergehalte in Sedimenten wird für die westliche Ostsee 25 mg/kg TM angenommen und für das Arkonabecken 20 mg/kg TM.

In Schleswig-Holstein befand sich 1994 - 1996 die stärkste Kupferbelastung im Sediment der Flensburger Innenförde (Glücksburg) mit 145, 130 und 120 mg/kg TM (Fein-

kornanteile (<20um) 7,1 / 8,9 / 15,9%). Ansonsten lagen die Kupferkonzentrationen an den schleswig-holsteinischen Stationen im Berichtszeitraum zwischen 26 und 73 bzw. 75 mg/kg TM (Maxima in der Kieler Innenförde 1994 und 1996, Feinkornanteile (<20um) 13,0 bzw. 37,2%). Die Kupfergehalte in der inneren Schlei (Große Breite) und an der Sagasbank befanden sich ungefähr im Bereich der natürlichen Hintergrundkonzentration.

Im Konzentrationsbereich der geogenen Grundbelastung lagen die Kupfergehalte in Sedimenten der beiden Küstenstationen nördlich von Warnemünde sowie in den schluffigen Sedimenten des Strelasunds, des zentralen Greifswalder Boddens und der Wieck bei Greifswald. Die gemittelten Kupfergehalte betrugen hier 24 - 29 mg/kg TM. Etwas höher, bei 37 - 45 mg/kg TM lagen die gemittelten Kupferkonzentrationen im Warnow-Ästuar und der äußersten, küstenfernen Station in der Mecklenburger Bucht sowie im Landtief und bei Peenemünde. Im Breitling, in Nähe der Werft, wurde mit 66 mg/kg TM der höchste, gemittelte Kupfergehalt des Berichtszeitraums gemessen (Abb.20).

Nickel (Ni)

An den schleswig-holsteinischen Stationen variierten die Nickelkonzentrationen in den Sedimenten im Berichtszeitraum zwischen 22 und 89 mg/kg TM (Maximum in der Flensburger Außenförde (Falshöft) im September 1994, Feinkornanteil (<20um) 54,0%).

An den mecklenburg-vorpommerschen Stationen bewegten sich die gemittelten Nickelgehalte für den Berichtszeitraum zwischen 18 und 42 mg/kg TM (Abb.18). Der höchste, gemittelte Gehalt befand sich auch für Nickel an der äußersten, küstenfernen Station in der Mecklenburger Bucht.

Quecksilber (Hg)

Der höchste Quecksilbergehalt in Schleswig-Holstein wurde mit 3,1 mg/kg TM im Mai 1996 in Sedimenten aus der Kieler Innenförde gemessen (bei einem Feinkornanteil <20um von 37,2%). An dieser Station und in der Flensburger Innenförde (Glücksburg) ergaben auch die weiteren Untersuchungen im Berichtszeitraum hohe Quecksilberkonzentrationen.

nen von 1,2 - 1,9 mg/kg TM. An den übrigen schleswig-holsteinischen Stationen zeigten sich niedrigere Gehalte zwischen 0,16 und 0,88 mg/kg TM.

An den mecklenburg-vorpommerschen Stationen wurden die niedrigsten, gemittelten Quecksilbergehalte mit 0,09 - 0,12 mg/kg TM an den beiden Küstenstationen nördlich von Warnemünde und im zentralen Greifswalder Bodden gefunden. Etwas höhere Werte um 0,2 - 0,4 mg/kg TM zeigten sich im Strelasund, in der Wieck bei Greifswald, im Landtief und vor Peenemünde. Die höchsten Konzentrationen wurden im Warnow-Ästuar und an der äußersten, küstenfernen Station in der Mecklenburger Bucht festgestellt, hier lagen die gemittelten Gehalte bei 0,48 - 0,57 mg/kg TM (Abb.19).

Zink (Zn)

Als natürlicher Hintergrundwert der Zinkgehalte in Sedimenten werden für die westliche Ostsee 85 mg/kg TM angenommen und für das Arkonabecken 70 mg/kg TM .

An den schleswig-holsteinischen Stationen variierten die Zinkkonzentrationen im Sediment 1994 - 1996 zwischen 129 und 490 mg/kg TM. Die durchgängig geringste Zinkbelastung wurde an der Sagasbank gefunden, mit 164, 130 und 150 mg/kg TM (Feinkornanteile <20 µm 25,5 / 21,7 / 48,8 %). Damit lag aber auch sie um fast das Doppelte über dem natürlichen Hintergrundwert.

An den mecklenburg-vorpommerschen Stationen lagen alle gemittelten Zinkgehalte für den Berichtszeitraum über dem geogenen Hintergrundwert für Oberflächensedimente. Gemittelte Zinkgehalte zwischen 117 und 176 mg/kg TM wurden gefunden an den beiden Küstenstationen nördlich von Warnemünde sowie in den schluffigen Sedimenten des Strelasunds, des zentralen Greifswalder Boddens und der Wieck bei Greifswald. Mit Werten zwischen 263 und 522 mg/kg TM waren die gemittelten Zinkkonzentrationen höher im Warnow-Ästuar, an der äußeren, küstenfernen Station in der Mecklenburger Bucht sowie im Landtief und bei Peenemünde (Abb.21).

Tabelle 1: LANU SH- Sedimentstationen

Stat.-Nr.	Bezeichnung der Messstation	Tiefe (m)	Sediment-typ	Grad N	Grad E
225001	Flensburger Förde, Höhe Glücksburg	14	Schlick	54° 50,80'	9° 30,50'
225026	Falshöft	25	Schlick	54° 47,55'	9° 59,75'
225022	Schlei, Lindholm	3,4	Schlick	54° 34,10'	9° 47,30'
225021	Schlei, Große Breite	3,3	Schlick	54° 31,10'	9° 40,30'
225008	Eckernförder Bucht	24	Schlick	54° 29,10'	9° 57,00'
225027	Kieler Innenförde	14	Schlick	54° 22,05'	10° 10,45'
225059	Leuchtturm Kiel	20	Schlick	54° 27,55	10° 14,70'
225029	Mecklenburger Bucht, Sargasbank Ost	20	Schlick	54° 16,50'	11° 22,32'
225014	Lübecker Bucht, Walkyriengrund	22	Schlick	54° 06,90'	11° 04,10'
225030	Neustädter Bucht	21	Schlick	54° 02,55'	10° 54,40'

Tabelle 2: BfG Berlin - Sedimentstationen

Warnemünde	Bezeichnung	Grad N	Grad E
WAM 1	Nördlich Warnemünde I, Höhe Seekanal km 10	54° 13, 90‘	12° 04,00‘
WAM 2	nördl. Warnemünde II, Höhe Mo- lenkopf	54° 11,14‘	12° 05,16‘
WAM 3	ebenfalls nördlich Warnemünde, äußerste, küstenferne Stationen Mecklenburger Bucht	54° 21,50‘	12° 07,40‘
WAM 4	Breitling, Höhe Werft	54° 09,56‘	12° 05,51‘
WAM 5	Breitling, östlicher Bereich	54° 10,30‘	12° 08,30‘
WAM 6	Unterwarnow, oberhalb Stadtha- fen	54° 05,68‘	12° 09,09‘

Greifswalder Bodden	Bezeichnung	Grad N	Grad E
GWB 1	Strelasund Höhe Stahlbrode	54° 14,30‘	13° 18,50‘
GWB 2	Zentralbereich, Tn Ariadne	54° 12,40‘	13° 34,00‘
GWB 3	Dänische Wieck, Ryck-Mündung	54° 07,00‘	13° 28,00‘
GWB 4	Landtief	54° 14,50‘	13° 42,50‘
GWB 5	Mündungsbereich Peenestrom	54° 08,10‘	13° 45,40‘

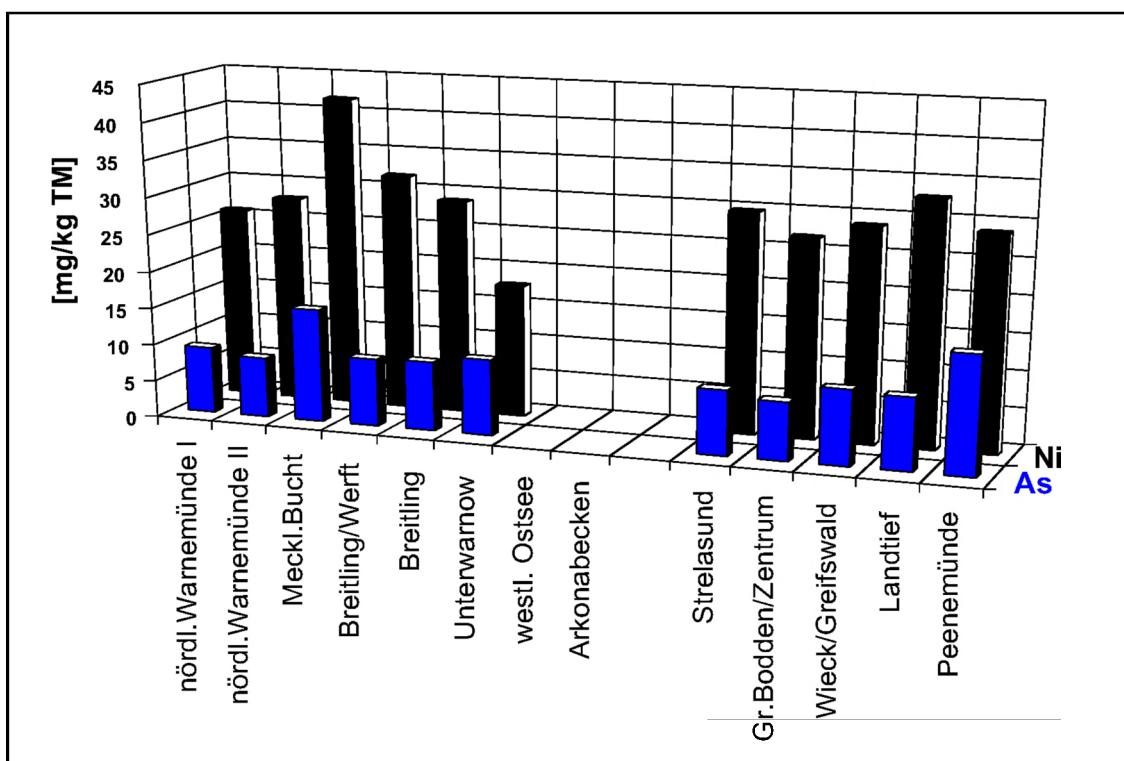


Abb. 18: Gehalte von Nickel (Ni) und Arsen (As) in Sedimenten aus der Warnow-Mündung und dem Greifswalder Bodden.

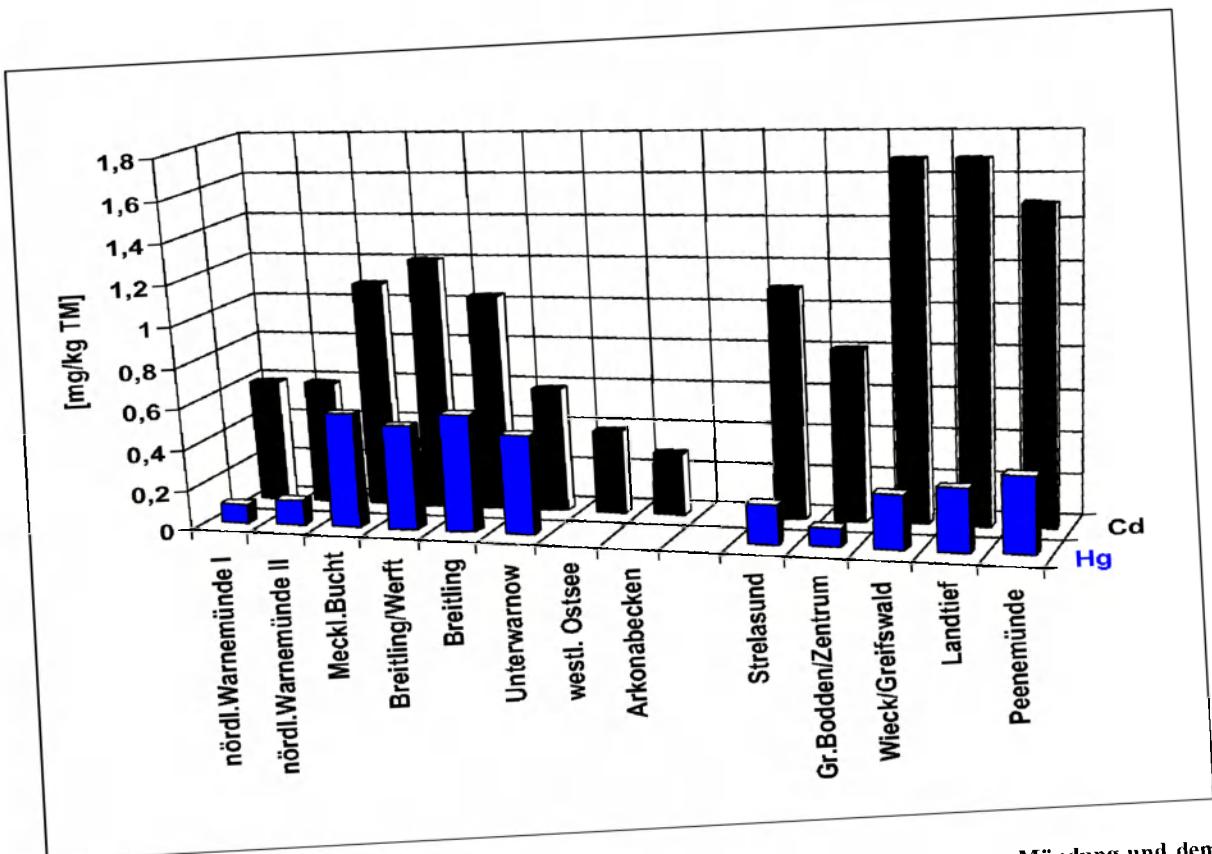


Abb. 19: Gehalte von Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg) in Sedimenten aus der Warnow-Mündung und dem Greifswalder Bodden.

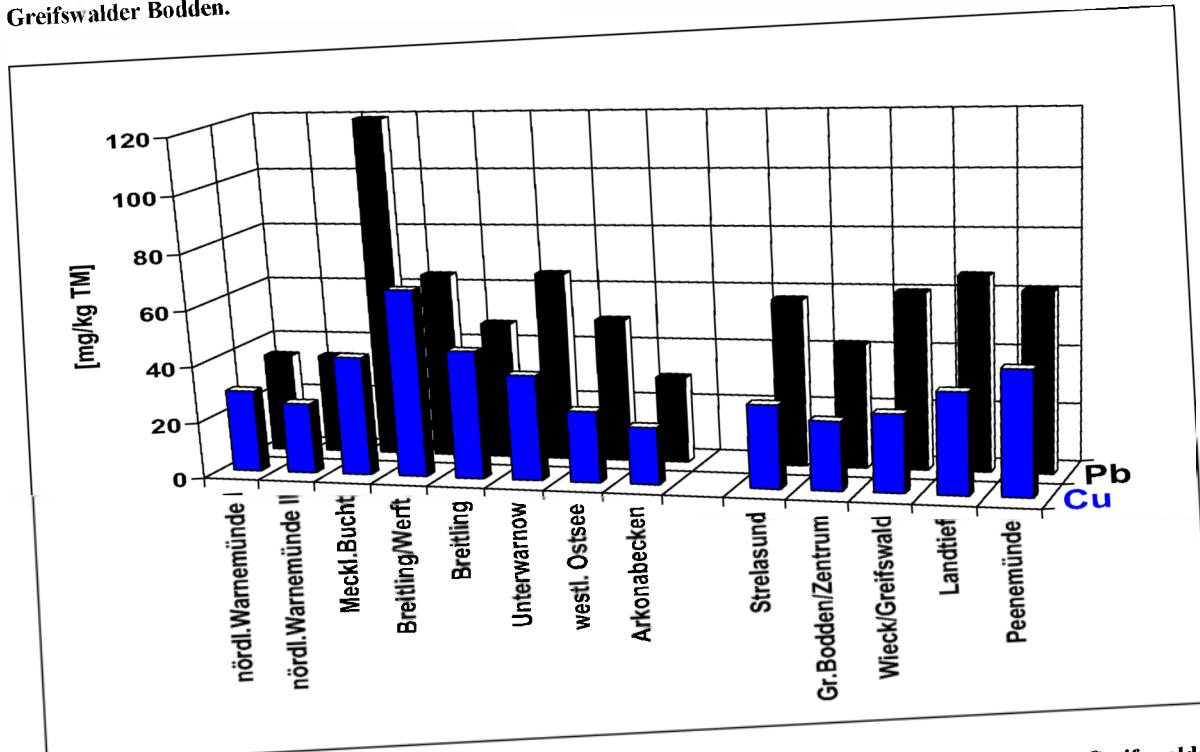


Abb. 20: Gehalte von Blei (Pb) und Kupfer (Cu) in Sedimenten aus der Warnow-Mündung und dem Greifswalder Bodden.

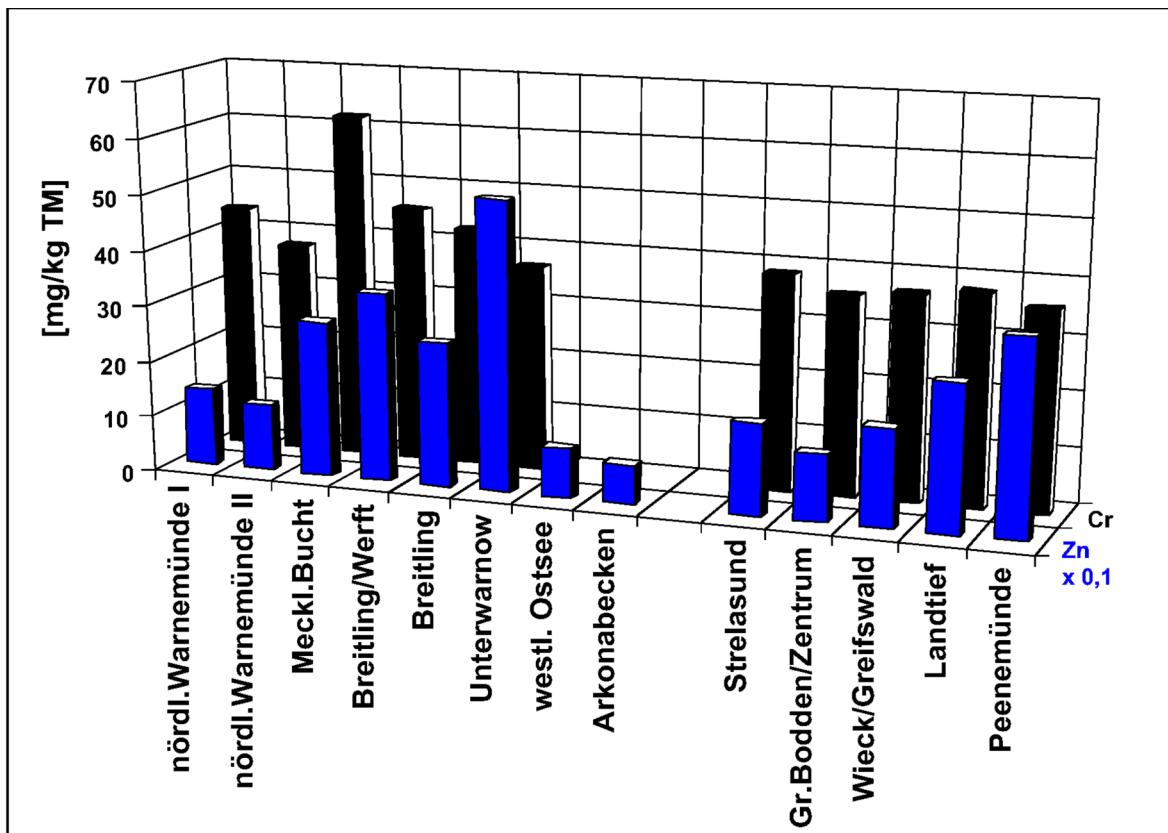


Abb. 21: Gehalte von Chrom (Cr) und Zink (Zn) in Sedimenten aus der Warnow-Mündung und dem Greifswalder Bodden.

113 Organismen - Untersuchungen

Miesmuscheln (*Mytilus edulis*)

Für den Untersuchungszeitraum 1994 - 1996 wird nur über Ergebnisse von der mecklenburg-vorpommerschen Küste berichtet. Seit 1994 werden dort einmal jährlich im Herbst Miesmuscheln von 6 Probennahmeverieren in den Küstengewässern auf den Gehalt an Spurenmetallen untersucht. Die Probennahmestandorte befinden sich in der inneren Wismar-Bucht (Hafen), nördlich Insel Poel, in der Unterwarnow (Werftstandort/Warnemünde), nördlich Warnemünde, nördlich Zingst und nördlich Usedom. Die im folgenden dargestellten Ergebnisse sind die mittleren Gehalte aller Miesmuscheln, die während einer Probenahme an je einer Station entnommen wurden.

Von der Umweltprobenbank werden seit 1992 Miesmuscheln am Darßer Ort gesammelt und ihre Jahreshomogenate untersucht. Es liegen derzeit Ergebnisse bis zum Jahr 1994 vor. Aufgrund ungünstiger Witterung konnte 1994 die Probenahme nur einmal im November durchgeführt werden. Bezuglich des Gewichts von Miesmuscheln konnte 1992 - 1994 keine Veränderung festgestellt werden. Die Länge der Muscheln betrug 1994 1,5 - 3 cm und war damit geringer als die der Muscheln aus den Wattenmeer-Untersuchungen der Umweltprobenbank.

Aufgrund der unterschiedlichen Probennahmestrategien können die Ergebnisse der beiden vorliegenden Untersuchungsreihen nicht direkt miteinander verglichen werden. Die Spurenmetallgehalte werden im folgenden in [mg/kg Trockengewicht] angegeben.

Ein Vergleich der mittleren Spurenmetallgehalte in Miesmuscheln von 1994 - 1996 lässt erkennen, dass sich in diesem Zeitraum keine signifikanten Änderungen in der Belastung der Muscheln vollzogen haben. Generell ist auch eine räumlich relativ homogene Belastungssituation festzustellen.

Es zeigt sich aber im Untersuchungszeitraum für fast alle untersuchten Spurenmetalle einheitlich die Tendenz einer etwas höheren Belastung der Muscheln in der Außenreviere. Die Muscheln aus der inneren Wismar-Bucht

wiesen für die Elemente Arsen, Chrom, Blei, Kupfer und Nickel die geringste Spurenmetallbelastung auf. Die höchsten Gehalte für Arsen, Blei, Cadmium, Kupfer und Quecksilber wurden an der Außenküste in den Muscheln nördlich der Insel Poel nachgewiesen.

Die Miesmuscheln aus dem Gebiet nördlich von Poel und in der inneren Wismar-Bucht zeigten um das Zwei- bis Vierfache höhere Gehalte an Arsen, Blei, Cadmium und Chrom. Vor allem für Cadmium (Faktor 4) ist dieser Gradient besonders auffällig. Zwischen den beiden Revieren Unterwarnow Werftstandort/Warnemünde und nördlich Warnemünde zeigte sich dieses Verteilungsmuster, bis auf Cadmium (Faktor 2), nicht.

Die Zinkgehalte in Miesmuscheln von der mecklenburg-vorpommerschen Küste betrugen bis zum Zwei- bis Vierfachen jener Gehalte, die bei Vergleichsmessungen an Miesmuscheln aus dem Wattenmeer ermittelt wurden (siehe Nordsee-Kapitel).

Bei einer Gegenüberstellung mit anderen Untersuchungen an der südlichen Ostseeküste wiesen die vorliegenden Befunde im Wesentlichen eine Übereinstimmung in der Größenordnung der Belastung auf. Insgesamt ist die Belastung der Miesmuscheln mit Spurenmetallen als gering einzuschätzen.

Arsen (As)

In den sechs Probennahmegebieten der mecklenburg-vorpommerschen Küste lagen die gemittelten, jährlichen Arsenkonzentrationen 1994 - 1996 zwischen 2,5 und 7,8 mg/kg TG. Die geringsten Gehalt wurden in diesem Zeitraum in der inneren Wismar-Bucht gefunden.

Die Miesmuschel - Jahreshomogenate vom Darßer Ort wiesen 1992 - 1994 wechselnde Arsengehalte zwischen 6 und 7 mg/kg TG auf. Der maximale Wert lag im Jahr 1993.

Blei (Pb)

In den sechs Probennahmegebieten der mecklenburg-vorpommerschen Küste lagen die

gemittelten, jährlichen Bleigehalte 1994 - 1996 zwischen 0,53 und 3,8 mg/kg TG. Die niedrigsten Bleigehalte wurden in Muscheln aus der Wismar-Bucht, die höchsten nördlich von Poel und nördlich von Zingst gefunden.

Die Miesmuschel - Jahreshomogenate vom Darßer Ort wiesen 1992 - 1994 wechselnde Bleigehalte zwischen 3 - 4 mg/kg TG auf. Der maximale Wert lag im Jahr 1993.

Cadmium (Cd)

In den sechs Probennahmegebieten der mecklenburg-vorpommerschen Küste bewegten sich die gemittelten, jährlichen Cadmiumgehalte 1994 - 1996 zwischen 0,89 und 5,5 mg/kg TG. Die geringsten Cadmiumgehalte wurden in Muscheln aus der Wismar-Bucht und der Unterwarnow nachgewiesen. Die höchsten Cadmiumgehalte traten nördlich Poel und nördlich Zingst auf.

In Miesmuschel - Jahreshomogenate vom Darßer Ort stiegen die Cadmiumgehalte 1992 - 1994 leicht an von etwa 2,5 auf 3 mg/kg TG.

Chrom (Cr)

In den sechs Probennahmegebieten der mecklenburg-vorpommerschen Küste bewegten sich die gemittelten, jährlichen Chromgehalte 1994 - 1996 zwischen 0,54 und 1,7 mg/kg TG. Die höchsten Chrombelastungen fanden sich nördlich der Insel Poel und von Warnemünde.

Nickel (Ni)

In den sechs Probennahmegebieten der mecklenburg-vorpommerschen Küste bewegten sich die gemittelten, jährlichen Nickelgehalte 1994 - 1996 zwischen <2 und 6,3 mg/kg TG.

Die Miesmuschel - Jahreshomogenate vom Darßer Ort wiesen 1992 - 1994 wechselnde Nickelgehalte zwischen 3 und 5 mg/kg TG auf. Der maximale Wert lag im Jahr 1993.

Quecksilber (Hg)

In den sechs Probennahmegebieten der mecklenburg-vorpommerschen Küste bewegten

sich die gemittelten, jährlichen Quecksilbergehalte 1994 - 1996 zwischen 0,04 und 0,31 mg/kg TG. Die niedrigsten Quecksilbergehalte wurden in den Muscheln nördlich Warnemünde, die höchsten nördlich von Poel gemessen.

Die Miesmuschel - Jahreshomogenate vom Darßer Ort wiesen 1992 - 1994 wechselnde Quecksilbergehalte zwischen 0,06 und 0,10 mg/kg TG auf. Der maximale Wert lag im Jahr 1993. Der Methylquecksilberanteil in den Miesmuscheln lag bei ca. 30% des Gesamtquecksilbers.

Zink (Zn)

Die Zinkgehalte in Miesmuscheln von der mecklenburg-vorpommerschen Küste betrugen bis zum Zwei- bis Vierfachen jener Gehalte, die bei Vergleichsmessungen an Miesmuscheln aus dem Wattenmeer ermittelt wurden (siehe Nordsee-Kapitel).

In den sechs Probennahmegebieten der mecklenburg-vorpommerschen Küste bewegten sich die gemittelten, jährlichen Zinkgehalte 1994 - 1996 zwischen 145 und 323 mg/kg TG. Die höchste Zinkbelastung fand sich mit 230 - 323 mg/kg TG in Miesmuscheln vom Werftstandort Warnemünde.

Die Miesmuschel - Jahreshomogenate vom Darßer Ort wiesen im Jahr 1994 einen Zinkgehalt von annähernd 200 mg/kg TG auf.

Ostseefische

Von der Bundesforschungsanstalt für Fischerei werden Untersuchungen über zeitliche Veränderungen der Spurenmetallgehalte von Fischen seit 1995 in der südlichen zentralen Ostsee (Arkonasee) als Beitrag zum *Baltic Monitoring Programme (BMP)* und zugleich zum Bund-Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt der Ostsee durchgeführt. Grundlage für das Arbeitsprogramm ist das *Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM* (HELCOM, 1997).

Tabelle 3 gibt eine Übersicht über Art und Inhalt der Untersuchungen.

Tabelle 3: Übersicht über Probenart, -herkunft und Variablen, die im Rahmen des HELCOM BMP untersucht werden.

Species (Anzahl)	Alter (Jahre)	Länge (cm)	Geschlecht	Gebiet	Probennahme (Frequenz)	Matrix	Element
Hering, <i>Clupea harengus</i> (12-15)	1+, 2+	n. s.	weiblich	Arkona See	Aug.-Sept. (einm. jährl.)	Leber Muskel	Cd Pb Cu Zn Hg
Dorsch, <i>Gadus morhua</i> (12-15)	n. s.	24-35	weiblich	Arkona See	Aug.-Sept. (einm. jährl.)	Leber Muskel	Cd Pb Cu Zn Hg

Als wichtige Nutzfischarten der **offenen Ostsee** werden Hering (*Clupea harengus*) und Dorsch (*Gadus morhua*) in der Arkonasee auf Schwermetallgehalte in der Leber untersucht (Quecksilber nur in der Muskulatur).

Die Metallgehalte werden auf [kg Frischsubstanz] bezogen.

Untersuchungsergebnisse von in den Jahren 1995 bis 1997 in der offenen Ostsee gesammelten Proben sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Tabelle 4: Spurenmetalle in Heringen (*Clupea harengus*)- und Dorschen (*Gadus morhua*) der südlichen zentralen Ostsee (Arkonasee). Elementgehalte jeweils als geometrische Mittelwerte und bezogen auf Frischsubstanz. Quelle: Bundesanstalt für Fischerei

Clupea harengus

Jahr	Cd (µg/kg)	Pb (µg/kg)	Hg (µg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)
1995	646	35,9	26,5	3,15	26,9
1996	491	23,7	32,0	3,66	25,6
1997	771	36,1	27,5	2,77	28,0

Gadus morhua

Jahr	Cd (µg/kg)	Pb (µg/kg)	Hg (µg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)
1995	19,7	18,6	42,4	5,11	16,7
1996	17,6	10,8	49,3	4,30	16,0
1997	39,1	38,9	37,9	4,61	19,2

Die in Heringsleberproben der Arkonasee gemessenen Cadmiumgehalte (Tabelle 4, schattiert) sind auffallend hoch. Ähnlich hohe Cadmiumgehalte wurden in der zentralen Ostsee (Stationen Utlängan und Landsort) und im Bothnischen Meerbusen (Station Ängskärsklubb) von Schweden während der dritten Phase des BMP ermittelt. Unter Berücksichtigung älterer, bis auf das Jahr 1981 zurückgehender Untersuchungen ergaben sich in den genannten schwedischen Gebieten ferner signifikante Zunahmen der Cadmiumgehalte um 5 bis 8 % pro Jahr. Diese sehr augenfälligen Trends konnten noch nicht befriedigend erklärt werden.

Die bisher vorliegenden eigenen Untersuchungsergebnisse aus der Arkonasee reichen wegen der Kürze des Untersuchungszeitraums (nur drei Jahre) nicht aus, um mögliche zeitliche Veränderungen der Cadmiumgehalte gegenüber der hohen natürlichen Dynamik abgrenzen zu können. Deshalb sind Trendaussagen, wie sie für die schwedischen Arbeitsgebiete gemacht wurden, noch nicht möglich.

Das Institut für Fischerei der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei in Mecklenburg-Vorpommern (LFA/MV) führte im Jahre 1994 an der mecklenburg-

vorpommerschen Küste erste, orientierende Untersuchungen durch zum Schadstoffgehalt an Flussbarschen (*Perca fluviatilis*). Der Flussbarsch ist einer der wichtigsten Nutzfischarten der Region. Aus technischen Gründen fand dabei noch keine vollständige Erfassung im Rahmen des späteren Messnetzes statt. Die hier dargestellten Untersuchungen beginnen deshalb mit dem Jahr 1995. Es wurden Flussbarsche von drei Küstenabschnitten untersucht: Wismar-Bucht, Greifswalder Bod-

den und Stettiner Haff. Die Metallgehalte werden auf [kg verzehrbares Fischanteils (Muskulatur)] bezogen.

Die Ergebnisse der Spurenmetalluntersuchungen in Flussbarschen ausgewählter Küstenabschnitte Mecklenburg-Vorpommerns von 1995 - 1997 sind in den Tabellen 5 bis 7 dargestellt. Durch den Stichprobencharakter der Fischproben sind diese nur unter einem gewissen Vorbehalt zu betrachten.

Tabelle 5: Spurenmetalle in Flussbarschen aus dem Stettiner Haff (Angaben der Elementgehalte in mg/kg verzehrbares Fischanteil (Muskulatur) in Median bzw. Mittelwert)

Element	1995	1996	1997	Richtwert/ Höchstmenge*
Pb	<0,016	0,017	<0,016	0,50
Cd	<0,0013	<0,0013	<0,0013	0,10
Hg	0,076	0,073	0,066	1,0

Tabelle 6: Spurenmetalle in Flussbarschen aus dem Greifswalder Bodden (Angaben der Elementgehalte in mg/kg verzehrbares Fischanteil (Muskulatur) in Median bzw. Mittelwert)

Element	1995	1996	1997	Richtwert/ Höchstmenge*
Pb	0,017	0,023	0,016	0,50
Cd	<0,0013	<0,0013	<0,0013	0,10
Hg	0,078	0,092	0,097	1,0

Tabelle 7: Spurenmetalle in Flussbarschen aus der Wismar-Bucht (Angaben der Elementgehalte in mg/kg verzehrbares Fischanteil (Muskulatur) in Median bzw. Mittelwert)

Element	1995	1996	1997	Richtwert/ Höchstmenge*
Pb	-	0,019	0,019	0,50
Cd	-	<0,0013	<0,0013	0,10
Hg	-	0,480	0,205	1,0

*für Hg: Verordnungswert lt. Schadstoff-Höchstmengenverordnung vom 23. 03. 1988 (BGBI. I, S. 422), geändert durch Verordnung vom 03.03. 1997 (BGBI. I, S. 430);

*für Pb und Cd: Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln, Bundesgesundheitsblatt 5, 182-184 (1997)

Bei den Elementen Blei und Cadmium gibt es danach keinen Unterschied zwischen den einzelnen Küstenregionen. Die jährlichen, mittleren Cadmiumgehalte in der Muskulatur von Flussbarschen aus dem Greifswalder Bodden, dem Stettiner Haff (1995 - 1996) sowie aus der Wismarbucht (1996) lagen alle unter der Bestimmungsgrenze von 0,0013 mg/kg verzehrbarem Fischanteil. Diese Bestimmungs-

grenze beträgt 1 % des gesetzlichen Richtwerts von 0,1 mg/kg. Die jährlichen, mittleren Bleigehalte in der Muskulatur von Flussbarschen aus dem Greifswalder Bodden, dem Stettiner Haff (1995 - 1996) sowie aus der Wismarbucht (1996) lagen bei höchstens 5 % des gesetzlichen Richtwerts von 0,50 mg/kg.

Hinsichtlich des Quecksilbergehaltes ist ein deutlich höherer Wert in den Barschen der Wismar-Bucht beobachtet worden, der jedoch noch weit unter dem Richtwert bzw. der vorgegebenen Höchstmenge nach Schadstoff-Höchstmengenverordnung liegt. Ob es sich um einen generellen Trend handelt, werden erst die Untersuchungen der nächsten Jahre ergeben.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass Flussbarsche aus der Wismar-Bucht im Vergleich mit jenen aus dem Greifswalder Bodden und dem Stettiner Haff deutlich höhere Quecksilbergehalte aufweisen. Diese liegen aber noch um die Hälfte unter dem gesetzlichen Richtwert. Auffallend hohe Cadmiumgehalte enthielten 1995 und 1996 die Lebern von Heringen aus der Arkonasee. Aufgrund der Kürze des bisherigen Beobachtungszeitraums sind weitergehende Interpretationen der vorliegenden Daten nicht möglich.

Vogeleier

Für die Bundesrepublik fehlen neuere Untersuchungen zur Schwermetallkontamination von Vögeln der Ostseeküste bis auf wenige Ausnahmen, obwohl gerade Küstenvögel als Top-Prädatoren empfindlich auf die Belastung des marinen Ökosystems mit Umweltchemikalien reagieren. Als Bestandteil der routinemäßigen Untersuchung der Eier von Vögeln der Nordseeküste wurden 1995 und 1996 auch einige Stichproben von an der Ostsee gesammelten Flusseeschwalbeneiern (*Sterna hirundo*) untersucht. Dabei beschränkten sich die Analysen auf Quecksilber als quantitativ wichtigstem Schwermetall-Kontaminanten in Küstenvogeleiern.

Gegenstand der Analysen waren Flusseeschwalbeneier aus Kolonien auf Kirr im Nationalpark „Vorpommersche Boddenlandschaft“ und des ostvorpommerschen Naturschutzgebietes „Inseln Böhmke und Werder“.

Die Eier wurden in den Jahren 1995 und 1996 zufällig aus je zehn Gelegen gesammelt und entsprechend Richtlinien behandelt.

Dargestellt werden im folgenden mittlere Gesamtquecksilbergehalte je Stichprobe in ng/g Frischgewicht des Eiinhaltes. Die statistischen Analysen erfolgen wie in Abschnitt 2.9 auf graphischem Wege (angegeben werden 95%-Konfidenzintervalle) bzw. mittels Varianzanalysen und multipler Vergleiche nach SCHEFFÉ.

Unterstützt wurde das Messprogramm durch die Niedersächsische Wattenmeerstiftung.

Ähnlich den chlororganischen Industriechemikalien waren die Quecksilberrückstände in Flusseeschwalbeneiern der Ostseeküste vergleichsweise gering (Abb.22). Die für die Jahre 1995 und 1996 ermittelten Konzentrationen waren deutlich niedriger als an jedem der an der Nordsee im Jahre 1996 untersuchten Standorte. Dieser Befund entspricht den Untersuchungen an Mollusken und Fischen, die jeweils in der Ostsee geringer mit Quecksilber belastet waren als in der Nordsee.

Im Gegensatz zu Σ DDT und Σ HCH wurden im Falle des Quecksilbers keine regional schwankenden Belastungswerte festgestellt (Abb.22). Anders als beispielsweise die Elbe scheint die Oder kein ausgesprochener „hot spot“ für Einträge quecksilberhaltiger Verbindungen aus Landwirtschaft und Industrie darzustellen. Hingewiesen werden muss jedoch darauf, dass beispielsweise im Ostseewasser und in Muscheln im Bereich der Flussmündungen durchaus auch erhöhte Schwermetallkonzentrationen gefunden wurden. Möglicherweise sind die vorliegenden Ergebnisse der Kontamination der Flusseeschwalbeneier bereits Ausdruck saniertener und optimierter Kläranlagen im Bereich des Oder-Einzugsgebietes (vgl. HELCOM 1996).

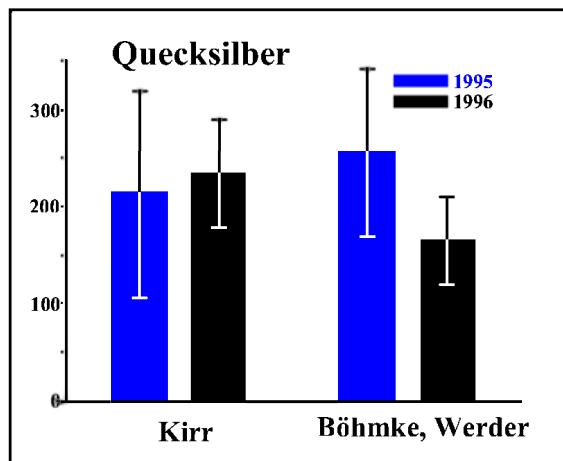


Abb. 22: Räumliche und zeitliche Variation der Kontamination von Flusseeschwalbeneiern mit Quecksilber in den Jahren 1995 und 1996. Angegeben sind jeweils mittlere Konzentrationen (ng/g Frischgewicht des Eiinhaltes) und 95%-Konfidenzintervalle. Je Brutgebiet und Art wurden 10 Eier untersucht.

In keinem der beiden Untersuchungsjahre und an keiner der untersuchten Kolonien wurde die z.B. von SCHEUHAMMER (1987) auf 0,5 ppm bezifferte höchste tolerierbare Quecksilberkonzentration in Eiern überschritten. Ande-

re Autoren geben weitaus höhere Schwellenwerte an. Es kann somit vermutet werden, dass die gefundenen Quecksilbergehalte in den Eiern keinen bruterfolgsmindernden Einfluss hatten.

12 Belastung mit organischen Schadstoffen

12.1 Wasser - Untersuchungen

"Gesamtkohlenwasserstoff" - Konzentrationen

Der Gehalt an „Gesamtkohlenwasserstoff“ ist ein Maß für die Belastung eines Wasserkörpers durch aromatische Erdölkohlenwasserstoffe. Die Verteilung der relativen "Gesamtkohlenwasserstoff-Konzentrationen" in der Oberflächenschicht der westlichen und zentralen Ostsee ist überwiegend homogen. Die meisten Werte lagen 1994 - 1996 zwischen 0,5 µg/l und 1 µg/l, mit einem Median um 0,6 µg/l (relative Summenparameter bezogen auf getopftes Ekofisk-Rohöl). Damit lagen sie im gleichen Bereich wie während der vorangegangenen Jahre. Im unmittelbaren Küstenbereich, wie in den inneren Fördern und der Oder-Mündung, fanden sich mit 1 - 3 µg/l höhere Werte als an den küstenfernen Stationen.

Aliphatische Kohlenwasserstoffe Alkane

Der Konzentrationsbereich der Summe der Aliphaten lag 1994 bis 1996 in der westlichen und zentralen Ostsee zwischen 14 ng/l und 285 ng/l (Mittelwert: 74 ng/l).

n-Alkane, eine Untergruppe der Aliphaten, bilden die Hauptbestandteile im Erdöl, können aber auch in der Natur neu gebildet werden. Die Konzentrationsmittelwerte einzelner n-Alkane (C_{19} bis C_{30}) lagen 1994 bis 1996 in der westlichen und zentralen Ostsee zwischen 2 und 5 ng/l, vereinzelt traten in Einzelproben Spitzenwerte bis zu 28 ng/l auf.

Eine Aussage, woher die in einer Umweltproben bestimmten n-Alkane stammen, ist nur anhand der verschiedenen Verteilungsmuster möglich. Die alternierende Konzentrationsverteilung mit Bevorzugung ungeradzahliger Kettenlängen (Maximum meist bei C_{29}) deutet auf Landpflanzen als Ursprung hin. In der westlichen und zentralen Ostsee bewegte sich der "Carbon Preference Index" CPI 1994 – 1996 im Bereich von 1,1 bis 4,5. Im Mittel lag

er bei 2,2 und wies damit auf einen mittleren Anteil petrogener Alkane hin.

Aufgrund der hohen Variabilität der Werte sind keine zeitlichen Trends zu beobachten.

Polyzyklische, aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Der Konzentrationsbereich der Summe der PAK-Verbindungen lag 1994 – 1996 an den Ostseestationen des BSH zwischen 1 ng/l und 21,6 ng/l, mit einem Mittelwert von 4,8 ng/l. Damit übereinstimmend betrugen die PAK-Konzentrationen (Summe aus 15 Einzelverbindungen im Oberflächenwasser der Ostsee an den IOW-Stationen 1994-1996 zwischen 1,6 und 24,6 ng/l. 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.

Im allgemeinen waren Gebiete der westlichen Ostsee, wie die Beltsee und die Arkonasee, stärker mit PAKs belastet als die zentrale Ostsee. In Küstennähe traten zumeist höhere Konzentrationen auf als in der offenen Ostsee. So fanden sich erhöhte PAK-Konzentrationen vor allem in Gebieten wie der Mecklenburger Bucht, der Oderbucht und vor Warnemünde (Abb.23).

Die Konzentrationen der einzelnen PAK-Verbindungen lagen in der westlichen und zentralen Ostsee - je nach Substanz und Ort - im Bereich von 6 ng/l bis unter 2 pg/l. Während 2- bis 4-Ring-Aromaten (Naphthalin, Fluoren, Phenanthren, Fluoranthren, Pyren) in der offenen See mit Mittelwerten im Bereich von 0,02 bis 1 ng/l vorlagen, wiesen dort 5- und 6-Ring-Aromaten nur noch mittlere Konzentrationen von < 0,005 ng/l bis 0,1 ng/l auf.

Eine saisonale Variation der Konzentrationen mit erhöhten Werten im Februar im Vergleich zum August 1996 wird für die einzelnen poly-

zyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen festgestellt. Für die einzelnen PAK war dieses Ergebnis vorwiegend für die niedermolekularen, leichter abbaubaren Komponenten signifikant. Aber auch bei den höhermolekularen PAK waren die sommerlichen Konzentrationen am niedrigsten.

Da bisher keine ausreichend langen Zeitreihen der PAK-Gehalte in der Ostsee vorliegen, kann keine Aussage über Langzeitveränderungen getroffen werden.

Hexachlorcyclohexan-Isomere

Im Gegensatz zur Belastungssituation in der Deutschen Bucht lagen 1994 - 1996 in der Ostsee die α -HCH-Gehalte über jenen des Lindans (γ -HCH). In den Jahren 1994 - 1996 wurden im Ostseewasser α - und γ -HCH Konzentrationen zwischen 0,07 und 3,6 ng/l gemessen.

Die höchsten Gehalte an γ -HCH, dem Lindan, fanden sich in den schleswig-holsteinischen Küstengewässern. Hier lag der Median der Lindankonzentrationen aller Stationen, die 1994 - 1996 oberhalb der Bestimmungsgrenze von 2 ng/l lagen, bei 2,3 ng/l. Der höchste Wert aller schleswig-holsteinischen Untersuchungen im Berichtszeitraum wurde im September 1995 mit 3,6 ng/l an der Station NO Schleimünde gemessen.

Bei den Untersuchungen des IOW, die von den mecklenburg-vorpommerschen Küstengewässern bis in die zentralen Ostsee, ins Gotlandtief, führten, wurden 1994 - 1996 α - und γ -HCH-Konzentrationen zwischen 0,07 und 1,8 ng/l gemessen. Dabei traten sowohl für α -HCH als auch für γ -HCH nur geringe regionale Unterschiede auf (vergleiche die BSH-Ergebnisse).

Das BSH hat im Berichtszeitraum α - HCH und Lindan-Konzentrationen im April 1994 und im August 1996 bestimmt. Das Untersuchungsgebiet in der Ostsee reichte vom nördlichen Kattegat über die deutschen und dänischen Gebiete in der westlichen Ostsee bis hinauf in die nördliche, zentrale Ostsee.

Die Konzentrationen von α -HCH lagen 1994 zwischen 0,52 ng/l (im nördlichen Kattegat)

und 1,8 ng/l (in der nördlichen, zentralen Ostsee) (Abb.24). Damit war eine deutliche Abnahme der α -HCH-Gehalte von der zentralen Ostsee im Osten des Untersuchungsgebiets bis zum Ausgang zur Nordsee an den westlichen Stationen zu beobachten. Die Abnahme ist durch Vermischung von relativ unbelastetem Nordsee-Wasser über das Kattegatt mit der Altlast in der Ostsee zu erklären, die durch den langsamen Wasseraustausch in der Ostsee noch vorhanden ist. Die Abnahme des α -HCH in westlicher Richtung ist auch auf den deutschen Ostseestationen des BLMP feststellbar. Allerdings ist der Unterschied dort aufgrund des kleineren Gebietes geringer und dadurch sehr viel schwerer zu erkennen. Die α -HCH-Gehalte in der Ostsee waren 1994 etwa anderthalb- bis siebenmal so hoch wie 1994 - 1996 in der Deutschen Bucht (vergleiche Nordseekapitel).

Im Jahr 1996, in dem das gleiche Gebiet erneut beprobt wurde, hatten die Konzentrationen des α -HCH fast überall abgenommen. Sie lagen 1996 zwischen 0,52 ng/l (im nördlichen Kattegat) und 1,51 ng/l (in der nördlichen, zentralen Ostsee). Die Abnahmen gegenüber den Werten von 1994 waren im Osten in der Regel größer als im Westen. Der beobachtete Konzentrationsunterschied zwischen den östlichen und den westlichen Probenahmestationen war somit geringer als zwei Jahre zuvor. Der Einfluss der unterschiedlichen Beprobungsmonate 1994 und 1996 auf die gemessenen α -HCH-Konzentrationen ist als gering anzusehen. Bei Untersuchungen in der Nordsee zeigte α -HCH deutlich geringere saisonale Unterschiede als das Lindan. Die zwischen April 1994 und August 1996 beobachteten Abnahmen der α -HCH-Gehalte können also auf das erwartete, weitere Auswaschen der α -HCH-Altlast der Ostsee über das Kattegat zurückgeführt werden. Die α -HCH-Gehalte in der Ostsee waren 1996 etwa anderthalb- bis sechsmal so hoch wie 1994 - 1996 in der Deutschen Bucht (vergleiche Nordseekapitel).

Beim Lindan, dem γ -HCH, war innerhalb des BSH-Untersuchungsgebiets 1994 und 1996 kein Konzentrationsgefälle von Westen nach Osten erkennbar, entsprechend den Ergebnissen des IOW (s.o.). Die Konzentrationen lagen 1994 an den vom BSH beprobenen Stationen zwischen 0,86 und 1,9 ng/l. Mit 0,86 ng/l

war nur im nördlichen Kattegat eine deutliche Abnahme zu beobachten, hier ist die Vermischung mit dem geringer mit Lindan belasteten Nordseewasser am stärksten. Etwas höhere Konzentrationen fanden sich in der südlichen Ostsee in Küstennähe, in der Pommerschen Bucht lagen sie bis 1,90 ng/l. Bei der darauf folgenden Untersuchung des BSH im Jahr 1996 waren die Werte im Mittel praktisch gleich wie 1994. Auf einigen Stationen waren leicht höhere, auf anderen etwas niedrigere Werte zu beobachten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Proben 1994 im April genommen wurden, im Jahr 1996 aber in der Zeit von Juli bis August. Aus Untersuchungen in der Nordsee ist bekannt, dass Lindankonzentrationen im Frühsommer meist ansteigen. Die Lindankonzentrationen der Jahre 1994 und 1996 können somit nicht direkt miteinander verglichen werden.

Langzeitentwicklung

Für die HCH liegen seit 1975 verlässliche Messwerte aus der Ostsee vor, so dass die zeitliche Entwicklung der Konzentrationen sehr gut verfolgt werden kann. Seit Mitte der achtziger Jahre zeigt 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.25 ist der zeitliche Verlauf der beiden HCH-Isomere im Arkonabecken (Station K4) wiedergegeben. Seit Ende 1992 waren bei beiden HCH-Isomeren auf dieser Station keine Veränderungen festzustellen, die gemessenen

Werte für beide Substanzen lagen unter 2 ng/l. Das nach dem Rückgang der vorhergehenden Jahre erreichte Niveau hatte sich stabilisiert.

Polyzyklische lipophile chlorierte Kohlenwasserstoffe (HCB, PCB, DDT-Gruppe)

In den vom LANU untersuchten Küstengewässern Schleswig-Holsteins waren Gehalte an HCB und PCB-Kongeneren 1994 - 1996 entweder nicht nachweisbar oder unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenzen (LANU: <500 bis <1000 pg/l).

Bei den Ostsee-Untersuchungen des BSH 1994 - 1996 lagen die Konzentrationen der sehr lipophilen chlorierten Kohlenwasserstoffe HCB, der DDT-Verbindungen und der PCB-Kongenere ebenfalls meist unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze (BSH: <10 bis <30 pg/l). Zeitliche Trends konnten aufgrund der niedrigen Messwerte und des Fehlens längerer Zeitreihen nicht beobachtet werden.

Bei der analytischen Bestimmung der PCB-Kongenere und DDT-Verbindungen durch das IOW wurden Überlagerungen unbekannter Verbindungen in einem großen Retentionszeitbereich beobachtet. Über die Herkunft und zur Identifizierung dieser Verbindungen konnten keine Aussagen gemacht werden. Die Konzentrationen der PCB-Kongenere und DDT-Verbindungen lagen bei den IOW-Untersuchungen zwischen 10 und 100 pg/l und teilweise unterhalb der Nachweisgrenze von 5 pg/l.

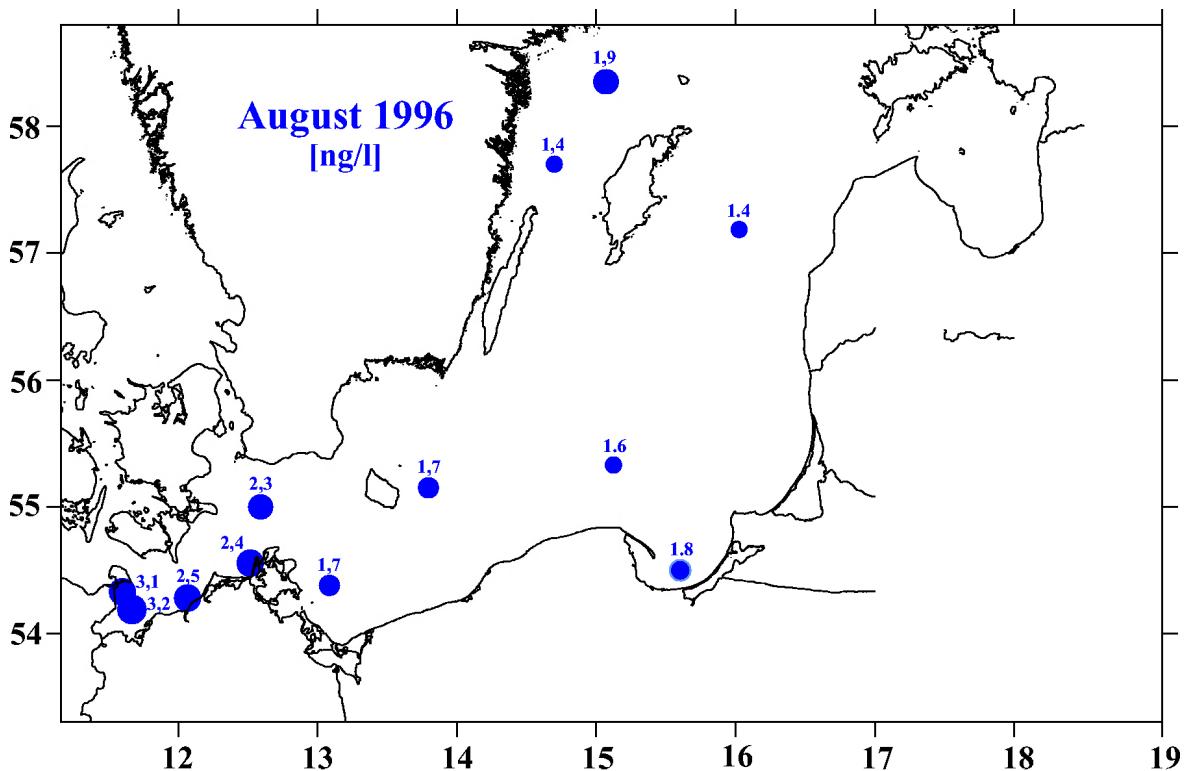
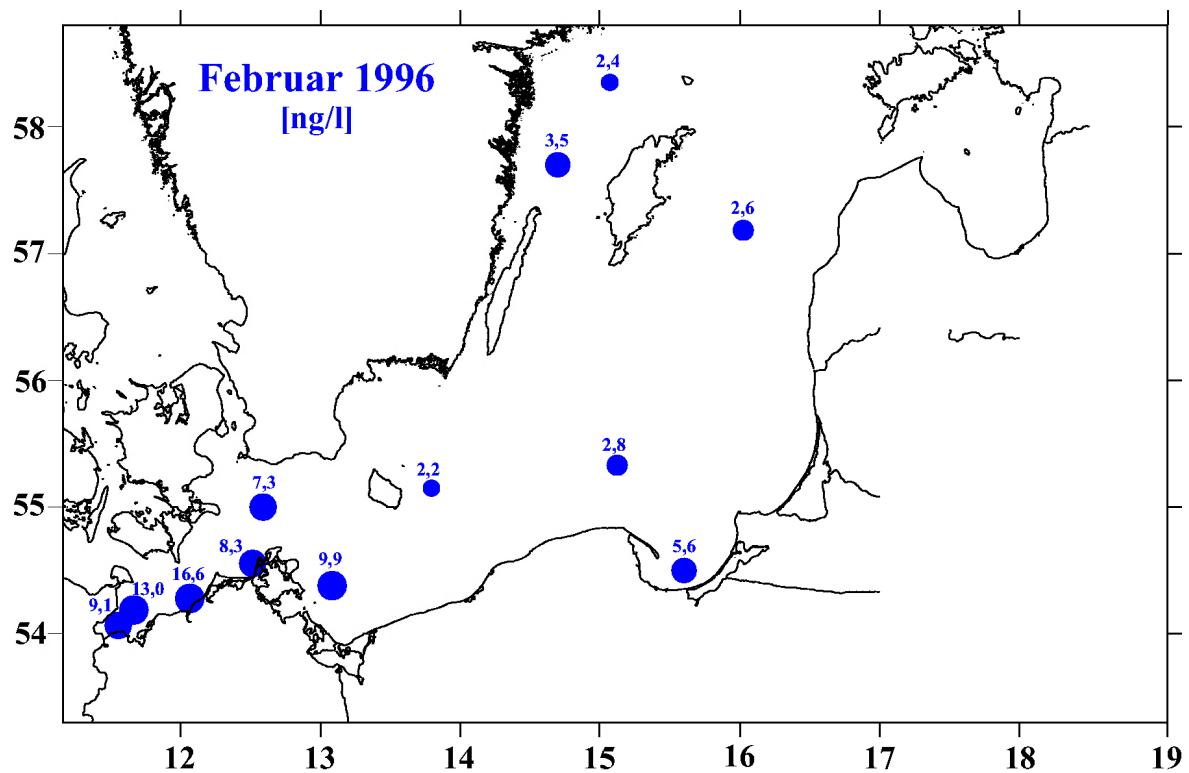


Abb. 23: Gesamtgehalt PAK (15 Verbindungen) im Ostseewasser im Februar und August 1996
(Angaben in ng/l) (IOW)

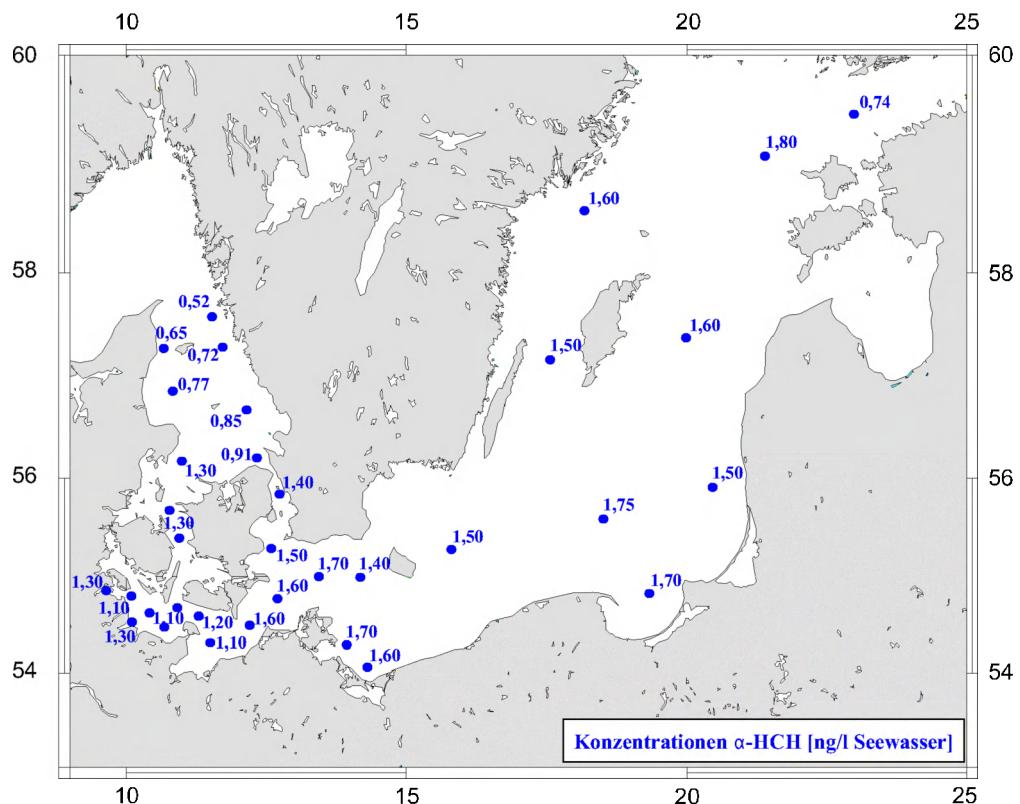


Abb. 24: Räumliche Verteilung der Konzentrationen von α -HCH in 5m Wassertiefe der Ostsee (April 1994)

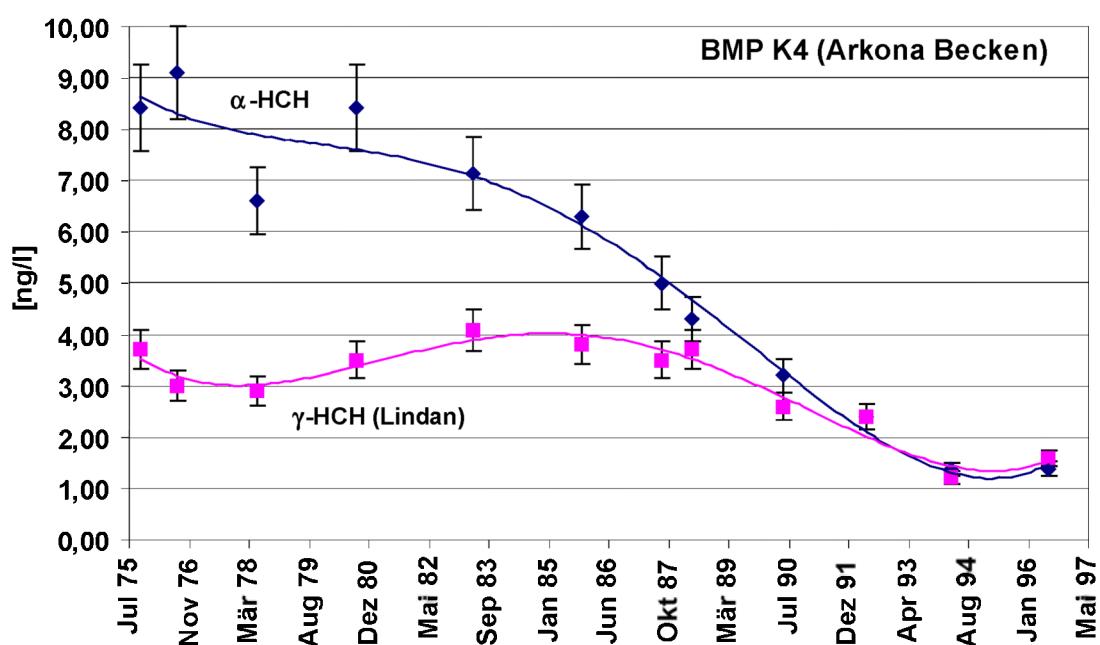


Abb. 25: Zeitlicher Verlauf der α - und γ -HCH Konzentrationen in 5 m Wassertiefe im Arkonabecken (Station K4), 1975 - 1996. Einzelwerte mit $\pm 10\%$ Schwankungsbreite angegeben.

122 Sediment - Untersuchungen

Das Vorkommen organischer Schadstoffe im Sediment steht in engem Zusammenhang mit dem Vorkommen von organischem Kohlenstoff generell. Ihr Nachweis ist deshalb in der Regel in schlammigen Sedimenten zu erwarten. Die besondere Umweltrelevanz ergibt sich aus ihrer Persistenz, ihrer guten Geo- und Bioakkumulierbarkeit, ihrer ubiquitären Verbreitung und ihrer öko- und humantoxikologischen Wirkung.

Für die vorgestellten Ergebnisse wurden die Gesamtfraktionen (<2 mm) der Oberflächen-sediment-Proben untersucht. Die Schadstoffkonzentrationen werden je Kilogramm Sediment-Trockenmasse [kg TM⁻¹] ausgedrückt.

Organischer Kohlenstoff

Zur Bewertung der Belastungssituation der Sedimente durch organische Schadstoffe werden die Gehalte an organisch gebundenem Kohlenstoff (TOC) hinzugezogen. Eine allgemein akzeptierte Normierung, wie sie bei den Schwermetallen vorliegt, gibt es noch nicht.

In Schleswig-Holstein wurden 1993 bis 1995 TOC-Gehalte ermittelt, die zwischen Mittelwerten um 3% in der Eckernförder Bucht und knapp 10 % bei Lindholm/Schlei liegen.

Die mittleren TOC-Gehalte 1994 - 1996 reichten im Gebiet der Warnowmündung und der angrenzenden Mecklenburger Bucht von 0,1 % an den Stationen vor der Küste über 2-3 % im Breitling bis zu einem Maximum von 11 % oberhalb des Stadthafens.

Auch an den Stationen des Greifswalder Bodens wurde im Zeitraum 1994-1996 Sediment unterschiedlicher Zusammensetzung angetroffen. Für die Stationen GWB 1 bis 3 sind schlickige Sedimente mit mittleren TOC- Gehalten zwischen 2,6 und 4 % charakteristisch. Demgegenüber waren an den Stationen GWB 4 und GWB 5 sandige Sedimente vorhanden, deren mittlere Gehalte an organischem Kohlenstoff zwischen 0,1 und 0,5 % lagen.

Polyzyklische, aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die Sedimentbelastung mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) wurde in Schleswig-Holstein vom Landesamt für Natur und Umwelt bisher einmal im September 1993 untersucht. Bestimmt wurden die Summengehalte der sechs PAK nach der Trinkwasserverordnung (TVO): Fluoranthen, Benzo-(b)-Fluoranthen, Benzo-(k)-Fluoranthen, Benzo-(a)-Pyren, Benzo-(ghi)-Perylen, Indeno-(1,2,3-cd)-Pyren. Als Leit-PAK ist in allen Sedimentproben Fluoranthen nachweisbar. Die PAK-Summengehalte der sechs PAKs gemäß TVO variierten zwischen 0,5 mg/kg TM PAK (6 lt. TVO) an der Station Eckernförder Bucht und maximal 5,7 mg/kg TM PAK(6 lt. TVO) in der Kieler Innenförde. Gehalte über 1 mg/kg TM PAK (6 lt. TVO) wurden ebenfalls an den Stationen Flensburger Förde (4,0) Neustädter Bucht (1,9), Sargasbank/Ost (1,2) und Schlei/Lindholm (1,1) festgestellt. Der Median für die Summe der sechs PAK-Verbindungen lag bei 0,98 mg/kg TM PAK (6 lt. TVO). Die Fluoranthengehalte variierten zwischen 0,1 mg/kg TM (Sargasbank/Ost) und maximal 1,9 mg/kg TM in der Kieler Innenförde, ihr Median lag bei 0,19 mg/kg TM.

Als Anhaltspunkt für die Beurteilung der Sedimentqualität kann der Baggergut-Richtwert herangezogen werden. Beim Einbringen von Baggergut in die Küstengewässer darf in Schleswig-Holstein die Summe der PAK-Gehalte 5 mg/kg TM nicht überschreiten (PAK-Summe lt. TVO, aber abzuglich der Fluoranthengehalte). Dies war 1993 - 1995 auch in der Kieler Innenförde nicht der Fall (3,6 mg/kg TM).

Die Gehalte an den 16 in der EPA-Liste aufgeführten, polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) wurden 1994 - 1996 von der BfG Berlin in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns untersucht. Sie variierten in diesem Zeitraum je nach Station

und in Abhängigkeit von der jeweils vorgefundenen Sedimentstruktur. Erwartungsgemäß traten an den Stationen mit hohen TOC-Gehalten auch erhöhte PAK-Konzentrationen auf (Abb.26).

Die höchsten PAK- Konzentrationen wies bei den BfG-Untersuchungen 1994 - 1996 die Station im Breitling auf, die in unmittelbarer Nähe zur Kvaernerwerft gelegen ist. Im Mittel lag der Gehalt für die Summe der 16 untersuchten Verbindungen an dieser Station bei 2,5 mg/kg TM. Die Stationen, die in der Mecklenburger Bucht vor der Küste liegen, wiesen demgegenüber mit 0,3 mg/kg TM PAK (16 lt. EPA) deutlich geringere mittlere Gehalte auf.

Im Greifswalder Bodden lagen die mittleren PAK-Gehalte der Stationen mit höheren TOC-Gehalten um 1 mg/kg TM PAK (16 lt. EPA), während im sandigen Sediment nur Konzentrationen um 0,3 mg/kg TM PAK (16 lt. EPA) auftraten. Die höchsten PAK-Gehalte im Greifswalder Bodden wies die Station im Strelasund mit 1,2 mg/kg TM PAK (16 lt. EPA) auf.

HCH-Isomere (α, γ -HCH)

In Schleswig-Holstein lagen von den HCH-Isomeren α - und β -HCH bei den Untersuchungen 1989, 1993 und 1995 häufig im Bereich der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/kg TM oder konnten gar nicht nachgewiesen werden. Häufig war hingegen Lindan (γ -HCH) nachzuweisen. Die höchsten Werte fanden sich in der Schlei bei Lindholm : 6,7 µg/kg TM in 1989, 11 µg/kg TM in 1993 und 2 µg/kg TM in 1995. In der Flensburger Förde lagen die Lindan-Gehalte in den Jahren 1989 und 1993 knapp unter 2 µg/kg TM , 1995 um 0,5 µg/kg TM . In der Lübecker und Neustädter Bucht lagen die Lindan-Gehalte 1989 und 1993 zwischen 2 und 4 µg/kg TM und 1995 bei 1 µg/kg TM.

Die Belastung der Sedimente mit Lindan und α -HCH (als Summe aus beiden Isomeren) war im Bereich der Warnowmündung und des Greifswalder Boddens 1994 - 1996 in Sedimenten mit hohem TOC-Gehalt deutlich höher als an Stationen mit geringeren TOC-Anteilen. Im Bereich der Küstenstationen in der Meck-

lenburger Bucht fanden sich 1994 - 1996 mittlere Gehalte von Lindan und α -HCH um 1 µg/kg. Im Breitling lagen sie bei etwa 2 µg/kg und waren mit 6 µg/kg oberhalb des Stadthafens am höchsten. Im Untersuchungsgebiet des Greifswalder Boddens lagen die mittleren Gehalte im Dreijahreszeitraum um 1 µg/kg TM (Summe α - und γ -HCH).

Polyzyklische lipophile chlorierte Kohlenwasserstoffe (HCB, PCB, DDT-Gruppe)

Die lipophilen, chlorierten Kohlenwasserstoffe reichern sich bevorzugt im Schwebstoff und im Sediment an.

Das IOW untersuchte 1993/94 die Verteilungen von PCB-Kongeneren und Organochlorpestiziden in Oberflächensedimenten der Beltsee, Arkonasee und Pommerschen Bucht, der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (Wismar Bucht, Unterwarnow, Darß-Zingster Boddenkette, Rügenscher Bodden, Greifswalder Bodden, Peene und Oderhaff). In Abhängigkeit von der Struktur und Zusammensetzung der einzelnen Sedimente und den physikalisch-chemischen Eigenschaften der chlorierten Kohlenwasserstoffe konnten Unterschiede für die einzelnen Gebiete aufgezeigt werden. Die höchsten Konzentrationen wurden in den inneren Küstengewässern gemessen. Eine Vergleich der Ergebnisse mit Konzentrationen von chlorierten Kohlenwasserstoffen in Nordseesedimenten zeigt etwa zehnfach höhere Werte in der westlichen Ostsee.

HCB

Hexachlorbenzol (HCB) lag in den Sedimentproben Schleswig-Holsteins 1993 und 1995 zwischen der Bestimmungsgrenze von 0,13 µg/kg TM und 0,2 µg/kg TM. Die höchsten Werte wurden 1993 an den beiden Stationen in der Schlei gemessen, sie betrugen 0,32 µg/kg TM (Große Breite) und 0,57 µg/kg TM (Lindholm). Auf gleichem Niveau lagen die HCB-Gehalte 1994 - 1996 an den Küstenstationen vor der Warnowmündung und im Greifswalder Bodden, sie betrugen dort 0,2 - 0,6 µg/kg TM. Deutlich höhere HCB-Konzentrationen enthielten die Oberflächensedimente der Unterwarnow und des Breit-

lings: Die höchsten Einzelwerte fanden sich während des Berichtszeitraums mit 4,2 µg/kg TM oberhalb des Stadthafens und mit 7 µg/kg TM in Nähe der Werft.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Die PCB-Summengehalte, die von den drei untersuchenden Institutionen gemessen wurden, können nicht direkt miteinander verglichen werden. Das LANU SH hat zehn PCB-Kongenere bestimmt, die BfG Berlin sieben und das IOW 23 PCB-Kongenere.

Das PCB-Verteilungsmuster der zehn Kongenere (Nr. 28, 31, 52, 101, 105, 118, 138, 153, 156 und 180) zeigte 1989, 1993 und 1995 in allen Sedimentproben Schleswig-Holsteins höhere Konzentrationen bei den höherchlorierten Kongeneren (Nr. 138, 153 und 180). Die Gehalte der niedrlichlorierten PCB lagen hingegen überwiegend unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/kg TM.

Die gemittelten PCB-Summenkonzentrationen aus den Ergebnissen der Jahre 1989, 1993 und 1995 lagen für die Flensburger Förde bei Glücksburg bei 35 µg/kg TM (ohne 1989), für die Kieler Innenförde bei 30 µg/kg TM, für die Schlei und die Eckernförder Bucht bei 14 - 17 µg/kg TM, für Kieler Außenförde, Lübecker und Neustädter Bucht bei 3 - 9 µg/kg TM und an der küstenfernen Station „Sagabank Ost“ in der Mecklenburger Bucht fanden sich Einzelwerte von 1 - 6 µg/kg TM.

Vom IOW wurde die höchsten PCB-Summenkonzentrationen (23 Kongenere) 1993/94 in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns gemessen: In der Unterwarnow mit bis 214 µg/kg TM PCB. Höhere Werte traten auch in der Wismar Bucht (4,8 - 113 µg/kg TM PCB), im Oderhaff (6,3 - 8,3 µg/kg TM PCB) sowie in den Akkumulationsgebieten der Lübecker Bucht (2,6 - 11,4 µg/kg TM PCB) und des Arkonabekens (2,2 - 8,5 µg/kg TM PCB) auf.

Bei den Untersuchungen der BfG Koblenz in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns fanden sich erhöhte PCB-Konzentrationen wie erwartet in Sedimenten mit höheren Gehalten an organischer Substanz. Der Maximalkonzentration von 214 µg/kg TM PCB, die das IOW als Summe von

23 PCB-Kongeneren 1993/94 in der Unterwarnow ermittelte, stehen die Gehalte aus 10 PCB-Verbindungen gegenüber, die die BfG Berlin bestimmt hat. Im Bereich der Unterwarnow und des Breitlings lagen diese 1994 - 1996 zwischen 28 und 50 µg/kg TM. In den vorgelagerten Küstensedimenten, mit ihren geringeren TOC-Gehalten, überschritten sie in diesem Zeitraum 14 µg/kg TM nicht (siehe Abb.27). In Sedimenten des Greifswalder Bodden lagen die PCB-Summengehalte aus 10 Verbindungen auch in den Sedimenten mit vergleichbaren TOC-Anteilen deutlich unter denen der Unterwarnow.

DDT-Gruppe

Die Tatsache, dass sich erhöhte Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten mit erhöhten Gehalten organischer Substanz finden, zeigte sich auch beim DDT und seinen Metaboliten. Die höchsten Konzentrationen an DDT-Verbindungen fand das IOW 1993/94 in den inneren Küstengewässern, in der Unterwarnow zum Beispiel bis 85 µg/kg TM DDT (Summe von p, p'-DDT, o, p'-DDT, p, p'-DDE und p, p'-DDD). Die DDT-Summengehalte der BfG Berlin aus dieser Region waren für den Zeitraum 1994 - 1996 geringer. Obgleich dabei die Summe aus sechs DDT-Verbindungen bestimmt wurden (zusätzlich o, p'-DDE und -DDD), lagen sie in Unterwarnow und Breitling nur zwischen 24 und 64 µg/kg TM. Die Stationen vor der Küste lagen mit 2- 6 µg/kg TM deutlich darunter.

Die Gehalte im Greifswalder Bodden lagen im Mittel dieser drei Jahre zwischen 2 und 12 µg/kg TM DDT-Verbindungen, der höchste Einzelwert wurde mit 27 µg/kg TM im Strelasund gefunden. An der Station, die im Mündungsbereich des Peenestroms liegt (GWB5), lagen die DDT-Gehalte mit 6 - 10 µg/kg TM höher, als aufgrund des dortigen, vorwiegend sandigen Sediments zu erwarten wäre. Eine mögliche Erklärung wäre der Einfluss der Oder über das Kleine Haff. Ähnliche Ergebnisse ergaben auch andere Untersuchungen der BfG in dieser Region.

Polychlorierte Dibenzodioxine, -furane (PCDD und PCDF)

Im Bereich der schleswig-holsteinischen Ostseeküste wurde im September 1993 im Rahmen einer Sonderuntersuchung die Sedimentbelastung mit PCDD und PCDF untersucht. Bestimmt wurden die Gehalte des sog. Seveso-Gifts (2,3,7,8-TCDD) und verschiedener niedriger und höher chlorierter Kongenere. Ferner wurden die Summengehalte an chlorierten Dioxinen und Furanen sowie die Toxizitätsäquivalente nach BGA und NATO/CCMS berechnet. Die Gehalte an 2,3,7,8-TCDD variierten 1993 zwischen <0,2 ng/kg TS in der Schlei (Große Breite und Lindholm) und am Kieler Leuchtturm und maximal 0,63 ng/kg TS in der Neustädter Bucht. Der Median von zehn Sedimentproben lag bei 0,33 ng/kg TS und somit nur wenig über den analytischen Bestimmungsgrenze.

Die Summengehalte für polychlorierte Dibenzodioxine (Summe PCDD) variierten 1993 zwischen 0,09 µg/kg TS (Station Leuchtturm Kiel) und maximal 0,56 µg/kg TS in der Neustädter Bucht und in der Flensburger Förde. Der Median lag bei 0,33 µg/kg TS. Je höher

die Einzelverbindungen chloriert waren, desto größer war ihr Anteil an der Gesamtsumme der PCDD. Von den Einzelkomponenten dominierte das Octachlordibenzodioxin (OCDD).

Die berechneten Toxizitätsäquivalente (TE nach BGA bzw. I-TE nach NATO/CCMS) variierten zwischen 2,4 (2,9) ng/kg TS (Station Leuchtturm Kiel) und maximal 15,8 (17,3) in der Neustädter Bucht. Toxizitätsäquivalente >10 ng/kg TS wurden auch in der Flensburger Förde/Höhe Glücksburg und in der Lübecker Bucht/Walkyriengrund festgestellt.

Die Summengehalte für die polychlorierten Dibenzofurane (Summe PCDF) variierten 1993 zwischen 0,19 µg/kg TS (Station Flensburger Außenförde/Falshöft) und maximal 1,8 µg/kg TS in der Neustädter Bucht. Der Median lag bei 0,24 µg/kg TS. Je höher die Einzelverbindungen chloriert waren, desto größer war ihr Anteil an der Gesamtsumme der PCDF. Von den Einzelkomponenten dominierte das Octachlordibenzofuran (OCDF).

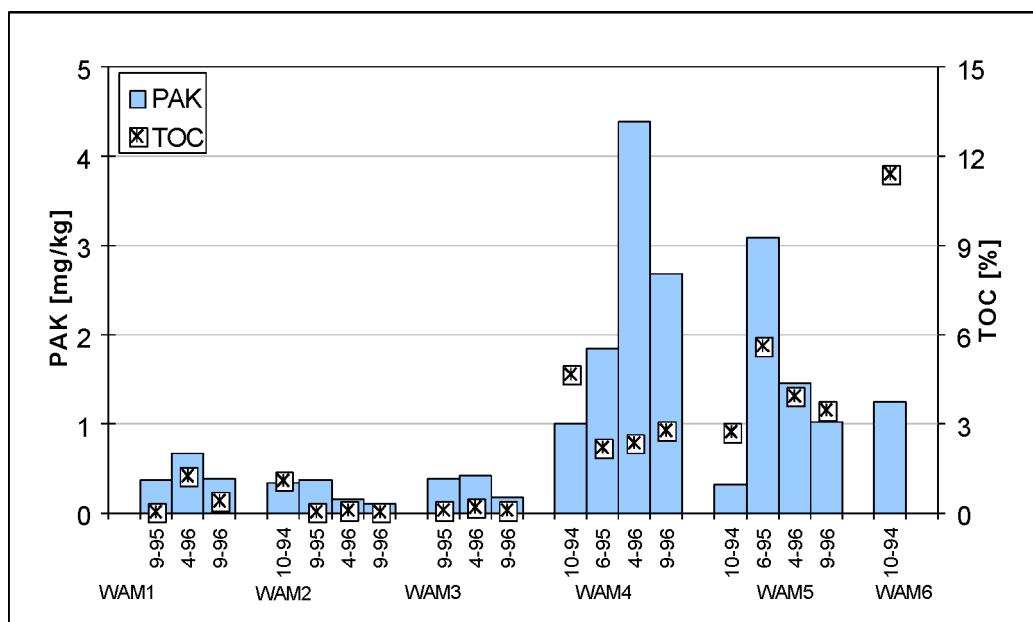


Abb. 26: PAK-Gehalte in Oberflächensedimenten an 6 Stationen der Warnow-Mündung 1994 - 1996 (PAK = Summe aus 16 Verbindungen gemäß EPA-Liste).

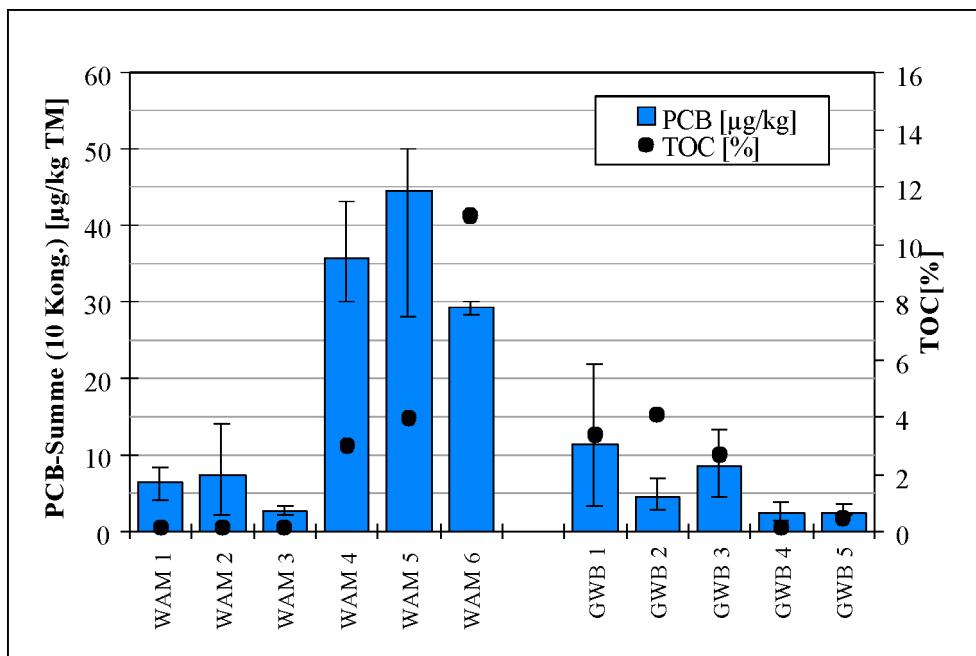


Abb. 27: Mittlere PCB-Gehalte (mit Maximal- und Minimalwerten) in Oberflächensedimenten an sechs Stationen in der Warnow-Mündung und an fünf Stationen im Greifswalder Bodden, sowie mittlere TOC-Gehalte, 1994 - 1996. (PCB = Summe von 23 Kongeneren). Quelle: BfG Berlin

123 Organismen - Untersuchungen

Miesmuscheln (*Mytilus edulis*)

An der mecklenburg-vorpommerschen Küste werden seit 1995 einmal jährlich im Herbst Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) von 6 Probenahmereviereien auf den Gehalt an organischen Spurenstoffen untersucht. Die Probenahmorte befinden sich in der inneren Wismar-Bucht (Hafen), nördlich Insel Poel, in der Unterwarnow (Werftstandort/Warnemünde), nördlich Warnemünde, nördlich Zingst und nördlich Usedom. Die Schadstoffgehalte werden in Muschelfleisch gemessen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ TG Muschelfleisch].

Generell war 1995 und 1996 festzustellen, dass im Vergleich der sechs mecklenburg-vorpommerschen Probenahmereviere die Muscheln vom Werftstandort/Warnemünde und aus der inneren Wismar-Bucht eine deutlich höhere Belastung mit DDT und PCB aufwiesen. Die Belastung der Muscheln mit Lindan war in diesem Zeitraum relativ gleich verteilt.

Im Vergleich mit den Belastungswerten anderer Untersuchungen im Nord- und Ostseeraum ist die Belastung von Muscheln der mecklenburg-vorpommerschen Küste, bis auf die beiden Belastungsschwerpunkte Wismar-Bucht und Unterwarnow, als mäßig bis gering einzuschätzen.

HCH-Isomere (α,γ -HCH)

Die in den Jahren 1995 und 1996 vorgefundenen mittleren Lindan-Gehalte lagen zwischen 1,5 und 5,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TG. Die höchsten Gehalte wurden in Muscheln aus der Wismar-Bucht, nördlich Poel und nördlich Warnemünde beobachtet, die geringsten im Seengebiet nördlich Zingst. Die Gehalte der Isomere α -, δ -HCH bewegten sich durchweg unterhalb bzw. für β -HCH im Bereich der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TG.

Polyzyklische lipophile chlorierte Kohlenwasserstoffe (HCB, PCB, DDT-Gruppe)

HCB

In den Muscheln an der mecklenburg-vorpommerschen Küste wurde kein HCB in messbaren Konzentrationen nachgewiesen (die Bestimmungsgrenzen betrugen 0,5 bzw. 1 µg/kg TG).

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Die im Zeitraum 1995 - 1996 ermittelten mittleren PCB-Summengehalte (lt. OSPAR/HELCOM) variierten zwischen 9,6 und 159,1 µg/kg TG. Die mit Abstand höchsten Gehalte wurden 1995 und 1996 in der Unterwarnow am Werftstandort/Warnemünde (79,3 und 159,1 µg/kg TG) und in der inneren Wismar-Bucht gemessen (43,0 und 85,4 µg/kg TG). Eine vergleichsweise geringe Belastung fand sich generell in allen Außenrevieren, nur am Standort nördlich Warnemünde lagen etwas höhere PCB-Werte vor (13,3 und 29,8 µg/kg TG). Die PCB-Gehalte der Muscheln aus den inneren Küstenabschnitten lagen bis zum Sechsachen über den Gehalten der äußeren Reviere.

DDT-Gruppe

Die 1995 und 1996 vorgefundenen mittleren DDT-Summengehalte (o,p'- und p,p'-DDE, o,p'- und p,p'-DDD, o,p'- und p,p'-DDT) variierten zwischen 11,4 und 114,3 µg/kg TG. Die mit Abstand höchsten DDT-Summengehalte wurden in Muscheln aus der Unterwarnow am Werftstandort/Warnemünde und in der inneren Wismar-Bucht vorgefunden. Die DDT-Gehalte der Muscheln aus den inneren Revieren lagen um den Faktor 4 bis 5 über den Gehalten der äußeren Reviere. Die geringsten DDT-Gehalte wurden in den Proben der Reviere nördlich Poel und nördlich Usedom analysiert.

Ostseefische

Im Jahre 1994 führte die Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei in Mecklenburg-Vorpommern erste, orientierende Untersuchungen zum Schadstoffgehalt an

Flussbarschen (*Perca fluviatilis*) durch, einem der wichtigsten Nutzfischarten der Region. Dabei fand aus technischen Gründen noch keine vollständige Erfassung im Rahmen des späteren Messnetzes statt. Dargestellt werden Ergebnisse von Untersuchungen auf organische Schadstoffgehalte in der Muskulatur, die seit 1995 regelmäßig im Greifswalder Bodden und dem Stettiner Haff sowie in der Wismar-Bucht (1996) durchgeführt werden. Die Schadstoffgehalte werden auf [kg verzehrbarer Fischanteils] bezogen.

Als wichtige Nutzfischarten der offenen Ostsee werden im Rahmen des BLMP seit 1995 Hering (*Clupea harengus*) und Dorsch (*Gadus morrhua*) - bevorzugt aus der Arkonasee (zwischen Rügen und Bornholm) - durch die Bundesforschungsanstalt für Fischerei auf organische Schadstoffe untersucht. Die Schadstoffgehalte von Heringsfilet und Dorschleber werden auf [kg Frischsubstanz] bezogen. Zum jetzigen Zeitpunkt liegen für 1995 und 1996 nur Ergebnisse der Untersuchungen an Dorschlebern vor.

Es liegen derzeit zu wenige Daten bzw. keine durchgängigen Zeitreihen aus dem Untersuchungsgebiet vor, um Aussagen über die zeitliche Entwicklung oder gar Trends hinsichtlich der organischen Schadstoffbelastung von Ostseefischen zu treffen.

Für den Dorsch zeigen Vergleiche mit vorangegangenen, schwedischen Untersuchungen, dass sich die vorliegenden Ergebnisse für Dorschlebern aus der Arkonasee in die abnehmende Tendenz der PCB- und DDT-Belastungen einfügen, die aus schwedischen Untersuchungen in der zentralen Ostsee bekannt sind.

Beim Flussbarsch aus den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns betrugen 1995 und 1996 die Jahresmediane der PCB- und DDT-Summengehalte im verzehrbbaren Fischanteil nur einen Bruchteil der gesetzlich vorgeschriebenen Höchstmengen.

HCH-Isomere (α,γ -HCH)

Die jährlichen Mittelwerte der α -HCH-Gehalte in Dorschlebern der offenen Ostsee betrugen 12 (1995) bzw. 16 µg/kg Frischge-

wicht (1996). Im gleichen Zeitraum fanden sich Lindangehalte von 10 und 14 µg/kg. Schwankungen dieser Größenordnung waren in den schwedischen Vergleichsdaten ebenfalls zu sehen. Das Konzentrationsniveau lag auch bei diesen Stoffen niedriger als in den Jahren 1988 - 1993.

Polyzyklische lipophile chlorierte Kohlenwasserstoffe (HCB, PCB, DDT-Gruppe)

HCB

In Dorschlebern der offenen Ostsee betrug der Jahresmittelwert der HCB-Gehalte 1996 mit 31 µg/kg Frischgewicht das Vierfache des mittleren HCB-Gehalts des Vorjahres (7,4 µg/kg).

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Die PCB 138, 153 und 180 waren im Jahr 1995 in der Muskulatur von Flussbarschen aus dem Greifswalder Bodden und dem Stettiner Haff nicht nachweisbar (keine Untersuchung in der Wismar-Bucht). 1996 fanden sich nachweisbare Gehalte von 1 - 3 µg/kg verzehrbarem Fischanteil (Jahresmediane) in Barschen aus dem Greifswalder Bodden und der Wismar-Bucht. Damit lagen sie bei höchstens 1 % der gesetzlichen Höchstwerte von 200 bzw. 300 µg/kg (Rückstandsmengenverordnung 1994/1997).

In Dorschlebern der Arkonasee wurde die Summe von sieben PCB-Kongeneren (lt. OSPAR und HELCOM) untersucht. Es fanden sich 1995 und 1996 jährliche Mittelwerten der PCB-Summengehalte von 277 und 305 µg/kg Frischgewicht. Wie bei den DDT-Gehalten fügen sich diese Ergebnisse gut in die abnehmende Tendenz entsprechender schwedischer Daten aus der zentralen Ostsee der Jahre 1991-1993 ein.

DDT-Gruppe

Die jährlichen, mittleren Summengehalte an Verbindungen der DDT-Gruppe in der Muskulatur von Flussbarschen aus dem Greifswalder Bodden, dem Stettiner Haff (1995 - 1996) sowie aus der Wismarbucht (1996) bewegten sich zwischen <3 und 6 µg/kg verzehrbarem Fischanteil (Jahresmediane). Damit lagen sie bei höchstens 1 % des gesetzlichen Höchstwerts von 500 µg/kg (Rückstandsmengenverordnung 1994/1997).

In Dorschlebern der Arkonasee wurde die Summe von drei Verbindungen der DDT-Gruppe bestimmt (pp-DDT und seine Abbauprodukte pp-DDD und pp-DDE). Es fanden sich 1995 und 1996 jährliche Mittelwerte der DDT-Summengehalte von 406 und 384 µg/kg Frischgewicht. Wie bei den PCB-Verbindungen fügen sich diese Ergebnisse gut in die abnehmende Tendenz entsprechender schwedischer Daten aus der zentralen Ostsee der Jahre 1980 - 1993 ein (Abb. 28; HELCOM, 1996).

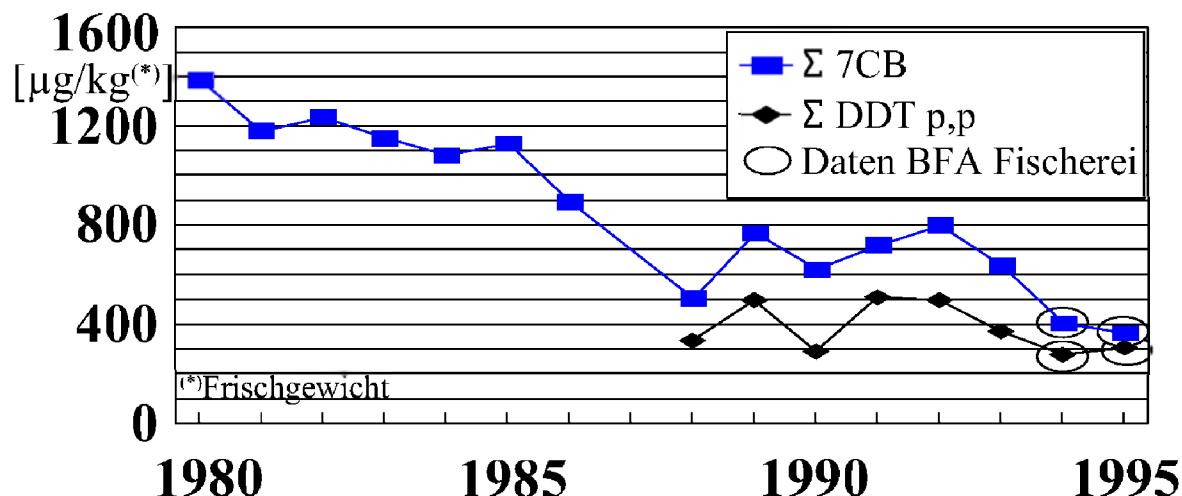


Abb. 28: Zeitlicher Verlauf der Summenkonzentrationen von 7 PCB (HELCOM-Liste) und von pp-DDT, -DDD und -DDE in Dorschleber aus der zentralen Ostsee bzw. der Arkonasee. Fortführung schwedischer Daten. (BFAF = Bundesanstalt für Fischerei)

Vogelei

Nach Untersuchungen an verschiedenen Matrices in verschiedenen Gebieten der Ostsee und seiner Zuflüsse muss von einer relativ hohen Kontamination auch der Brutvögel der deutschen Ostseeküste ausgegangen werden. Werte zur Einschätzung der aktuellen Belastungssituation der Vögel dieser Region liegen jedoch in nur sehr geringem Umfang vor und bedürfen dringend einer aktuellen Erweiterung, zu der die vorliegende Darstellung beitragen soll. Die nachfolgend aufgeführten Ergebnisse gehen auf Analysen aus dem Jahre 1995 zurück, die innerhalb des vom Institut für Vogelforschung (IfV), Wilhelmshaven, in Kooperation mit dem Institut für Technisch-Wissenschaftliche Innovation (ITI), Wilhelmshaven, durchgeföhrten langjährigen Projektes des Schadstoffmonitorings mit Küstenvögeln der Nordsee auch an Eiern von Flusseeschwalben (*Sterna hirundo*) der Ostseeküste vorgenommen wurden.

Die nachfolgend aufgeführten Werte der Belastung von Flusseeschwalbeneiern mit Organohalogenen basieren auf jeweils zehn Eiern aus Kolonien auf Kirr im Nationalpark „Vorpommersche Boddenlandschaft“ und des ostvorpommerschen Naturschutzgebietes „Inseln Böhmke und Werder“ (Abb.29). Die Eier wurden in der Brutsaison 1995 zufällig aus zehn Gelegen gesammelt und entsprechend den Richtlinien behandelt. Zur Analyse kamen Isomere und Metaboliten von DDT, HCH, HCB sowie 62 PCB-Kongenere.

Dargestellt werden im folgenden Konzentrationen der Gesamtgemische (Σ DDT, Σ HCH, Σ PCB) als Mittelwerte in ng/g Frischgewicht des Eiinhaltes. Die statistischen Analysen erfolgen wie im entsprechenden Abschnitt zur Nordsee auf graphischem Wege (angegeben werden 95%-Konfidenzintervalle) bzw. mittels Varianzanalysen und multipler Vergleiche nach SCHEFFÉ.

Unterstützt wurde das Messprogramm durch die Niedersächsische Wattenmeerstiftung, Hannover.

Wie an der Nordsee spielten im Jahre 1995 an der Ostsee wiederum die PCB die bedeutendste Rolle bei der Kontamination der Flusseeschwalbeneier (Abb.30, Tab. 8). Verglichen mit den an der Nordsee untersuchten Brutgebieten war aber die Σ PCB- und HCB-Belastung der Eier relativ niedrig. Sowohl auf Kirr als auch in Böhmke und Werder wurden demgegenüber Σ DDT- und Σ HCH-Rückstände gefunden, die deutlich über den entsprechenden Werten der Nordseeküste lagen und vielmehr den an der Elbe im Jahre 1996 ermittelten hohen Konzentrationen glichen. Diese Ergebnisse reflektieren anschaulich die frühere und offensichtlich bis in die Gegenwart andauernde Bedeutung der Agrarchemikalien DDT und Lindan im Bereich der ehemaligen DDR und Polens. Die beiden untersuchten Flusseeschwalbenkolonien liegen im Einflussbereich der zum Großteil ackerbaulich genutzten mecklenburgischen Küste bzw. im Mündungsgebiet der Oder, deren Einzugsgebiet sich hauptsächlich auf landwirtschaftlich relativ intensiv genutztes polnisches Gebiet erstreckt. In der ehemaligen DDR wurde DDT bis Ende der 1980er Jahre, in Polen bis Ende der 70er Jahre angewandt und produziert. Dauer und Intensität der DDT-Anwendung übertrafen die der westeuropäischen Staaten. Zur Lindan-Produktion und – Applikation wurden in Polen, insbesondere aber in der DDR bis 1982 beträchtliche Mengen an HCH-Verbindungen synthetisiert.

Trotz der relativ räumlichen Nähe wurden zwischen den beiden untersuchten Seeschwalbenkolonien schwankende Σ DDT- und Σ HCH-Konzentrationen in den Eiern gefunden. Im Falle des DDT und seiner Metaboliten zeigt sich deutlich der offenbar bis heute andauernde Einfluss der Oder und deren Schadstofffracht auf die Belastung der Bodden und der Ostsee im Bereich der Odermündung. Bemerkenswert ist dabei der in den Eiern gefundene relativ hohe Anteil nicht katabolisierten DDTs (p,p'-DDE 93-94 %), der eine über den Zeitpunkt des offiziellen Verbotes hinausgehende Anwendung (Verbot 1976) oder Produktion (Verbot 1980) in Polen nahelegt. Eine im Vergleich zum DDT umgekehrte räumliche Variation wurde bei der insgesamt geringen Belastung der untersuchten

Eier mit Σ HCH gefunden. Dieser Befund sowie der vergleichsweise hohe Anteil von 32,9 % des Lindans am HCH-Isomerengemisch in den auf Kirr gesammelten Eiern dürfte Ausdruck der in Deutschland und Polen unterschiedlich gehandhabten Zulassung des Insektiziden Lindans in der Landwirtschaft sein. Dessen Anwendung wurde in Polen bereits 1985 eingeschränkt und 1991 offiziell eingestellt, während Lindan in der Bundesrepublik bis heute angewendet werden darf. Möglicherweise wird das Insektizid mit der Intensivierung der Landwirtschaft nach der Privatisierung der Betriebe in den neuen Bundesländern derzeit sogar in größerem Umfang eingesetzt als vor der Wiedervereinigung.

Nach den vorliegenden Ergebnissen kann die von v. WESTERNHAGEN & BIGNERT (1996) im Vergleich zur Nordsee für manche Ostseeregionen genannte, bis zu annähernd hundertfach höhere Kontamination der Eier nicht bestätigt werden. Trotz der relativ hohen Belastung der Flusseeschwalbeneier mit Agrarchemikalien kann nach den von verschiedenen Autoren angegebenen Schwellenwerten mit aller gebotenen Vorsicht vermutet werden, dass im Jahre 1995 kein negativer Einfluss von den untersuchten Umweltchemikalien auf die Reproduktivität der Flusseeschwalben ausging.

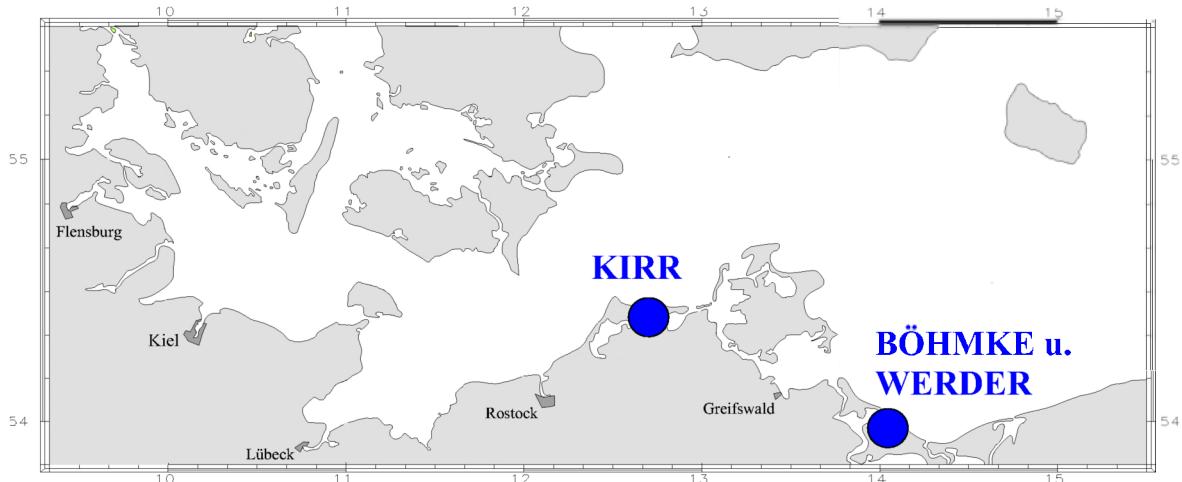


Abb. 29: Karte der deutschen Ostseeküste und Lage der beprobten Brutgebiete der Flusseeschwalbe.

Tab. 8: Relative Anteile (%) einzelner Komponenten der 1995 in Flusseeschwalbeneiern der Ostseeküste analysierten Isomeren- und Metabolitengemische von DDT und HCH. Wert 0 = Konzentration unterhalb der Nachweigrenze von 0,3 bis 0,9 ng/g.

Substanz	Kirr	Böhmke u. Werder
o,p'-DDT	0,0	0,0
p,p'-DDT	0,0	2,9
o,p'-DDD	0,0	0,0
p,p'-DDD	6,4	4,5
o,p'-DDE	0,0	0,0
p,p'-DDE	93,6	92,5
α -HCH	6,2	6,0
β -HCH	60,9	85,9
γ -HCH	32,9	8,2

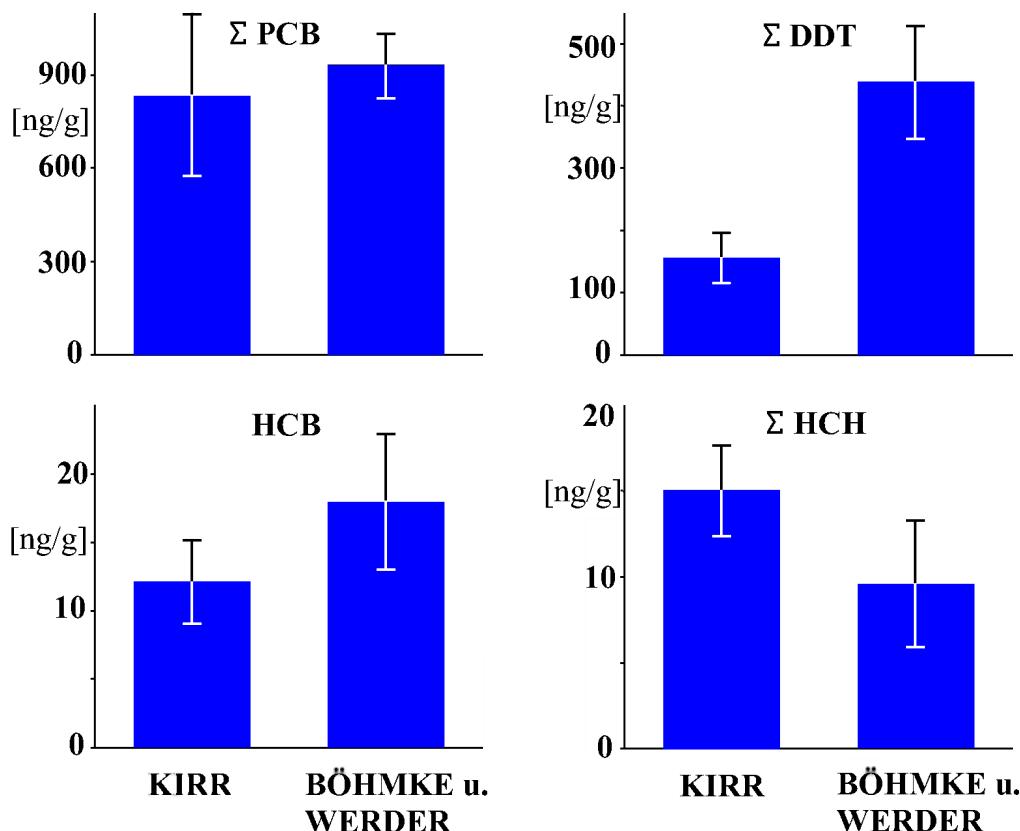


Abb. 30: Räumliche Variation der Kontamination von Flusseeschwalbeneiern mit chlororganischen Verbindungen im Jahre 1995. Angegeben sind jeweils mittlere Konzentrationen (ng/g Frischgewicht des Eiinhaltes) und 95%-Konfidenzintervalle. Je Brutgebiet wurden 10 Eier untersucht.

13 Fischkrankheiten

Seit 1982 werden regelmäßig Krankheiten von Fischen der Ostsee untersucht. Die wichtigsten Fischarten sind: Dorsch (*Gadus morrhua*), Flunder (*Platichthys flesus*) und Kliesche (*Limanda limanda*).

Das gehäufte Auftreten von Fischkrankheiten muss in erster Linie als Resultat einer Beeinträchtigung des Immunsystems angesehen werden. Für eine solche Beeinträchtigung können eine Vielzahl von Faktoren und deren Kombinationen verantwortlich sein, und zwar nicht nur Schadstoffe, sondern auch natürliche Faktoren wie Salzgehalt, Temperatur, Nahrungsbedingungen, Populationsdichte und andere. Wenn einer oder mehrere dieser Faktoren für die Fische nicht optimal sind, resultiert dies in einer Suppression der Immunkompetenz mit der Konsequenz des Ausbruchs von Krankheiten. Das Auftreten er-

höhter Prozentsätze befallener Fische in bestimmten Regionen deutet immer auf eine Störung hin.

In selteneren Fällen entstehen Krankheiten auch durch direkte Einwirkungen auf bestimmte Zielorgane betroffener Fische. Als ein Beispiel hierfür wird die Entstehung von Leberatumoren angesehen, als deren Hauptursache die chronische Belastung mit krebserregenden Umweltschadstoffen vermutet wird.

Äußerlich sichtbare Krankheiten des Dorsches (*Gadus morrhua*)

Die häufigsten Krankheiten des Dorsches während des Untersuchungszeitraumes waren Ulcerationen und Skelettdeformationen. Ulcerationen werden in fünf verschiedenen Stadien angetroffen. Beim akuten Stadium, das beson-

ders auffallend ist, handelt es sich um rote, runde bis ovale offene Wunden auf der Körperoberfläche, die die Haut und die darunterliegende Muskulatur in Mitleidenschaft ziehen können. Frühstadien sind gekennzeichnet durch Blutunterlaufungen (hämorrhagisches Stadium), durch partielle Schwellungen der Haut (papillöses Stadium) und durch teilweise großflächige, zunächst nur oberflächliche Erosionen der Haut in Verbindung mit punktförmigen Blutungen. Diese Stadien können sich dann zu akuten Stadien weiterentwickeln. 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 Ulcerationen handelt es sich um eine Infektionskrankheit, die von fakultativen und obligaten pathogenen Bakterien (z.B. *Aeromonas sp.*, *Vivrio 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. Die Untersuchungen wurden im Dezember durchgeführt, die Lage der Untersuchungsgebiet ist in Abbildung 31 dargestellt. Die Häufigkeit von Ulcerationen unterliegt saisonalen Fluktuationen mit höheren Prävalenzen bei erhöhten Wassertemperaturen, d.h. zum Zeitpunkt der Untersuchung kann davon ausgegangen werden, dass niedrigere Befallsraten überwogen.

In Abbildungen 32a bis e sind für einige Regionen der westlichen Ostsee Befallsraten des Dorsches mit akuten Stadien von Ulcerationen für den Zeitraum zwischen 1982 und 1997 wiedergegeben. In der Kieler Bucht (Gebiet 1) war während der gesamten Untersuchungszeit der Befall niedriger als in den übrigen Gebieten. Akute Stadien traten in sehr geringen Befallsraten während des Zeitraumes von 1985 bis 1991 auf. Sowohl die Höhe des Befalls als auch die zeitlichen Fluktuationen in Gebieten vor Rügen (Gebiet 7) und vor der

polnischen Küste (Gebiete 11 und 12) waren ähnlich mit höheren Befallsraten im Zeitraum zwischen 1983 und 1987 und niedrigeren Befallsraten in der Zeit ab 1991. Deutlich höher war der Befall während des Untersuchungszeitraumes vor Swinemünde (Gebiet 8).

In der Literatur werden Ulcerationen häufig in Verbindung gebracht mit schädlichen Auswirkungen anthropogener Schadstoffe. 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. Befallen sind Fische des Jahrganges 1.

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 lateral Abrasionen ihrer schützenden Hautoberfläche erfahren haben können und an diesen Stellen das Eindringen von Bakterien erleichtert wird.

Leberanomalien bei Plattfischen

Untersuchungen zu Leberanomalien werden in erster Linie bei Flundern durchgeführt, da diese im gesamten Untersuchungsgebiet anzutreffen sind. In der westlichen Ostsee wird zusätzlich die Kliesche untersucht. Auffällig ist, dass im Gegensatz zur Nordsee Leberanomalien, und dabei speziell Lebertumoren, nur sehr selten vorkommen. Sowohl bei Flundern als auch bei Klieschen der Größenklasse ≥ 25 cm Totallänge liegen die durchschnittlichen Befallsraten in der Regel bei < 1 %. Diese Befunde sind überraschend, da bekannt ist, dass bestimmte krebserregende Schadstoffe (z.B. polychlorierte Biphenyle und polzyklistische Kohlenwasserstoffe) in der Ostsee in teilweise höheren Konzentrationen vorkommen als in der Nordsee, wo Lebertumoren sowohl bei der Kliesche als auch der Flunder häufiger auftreten.

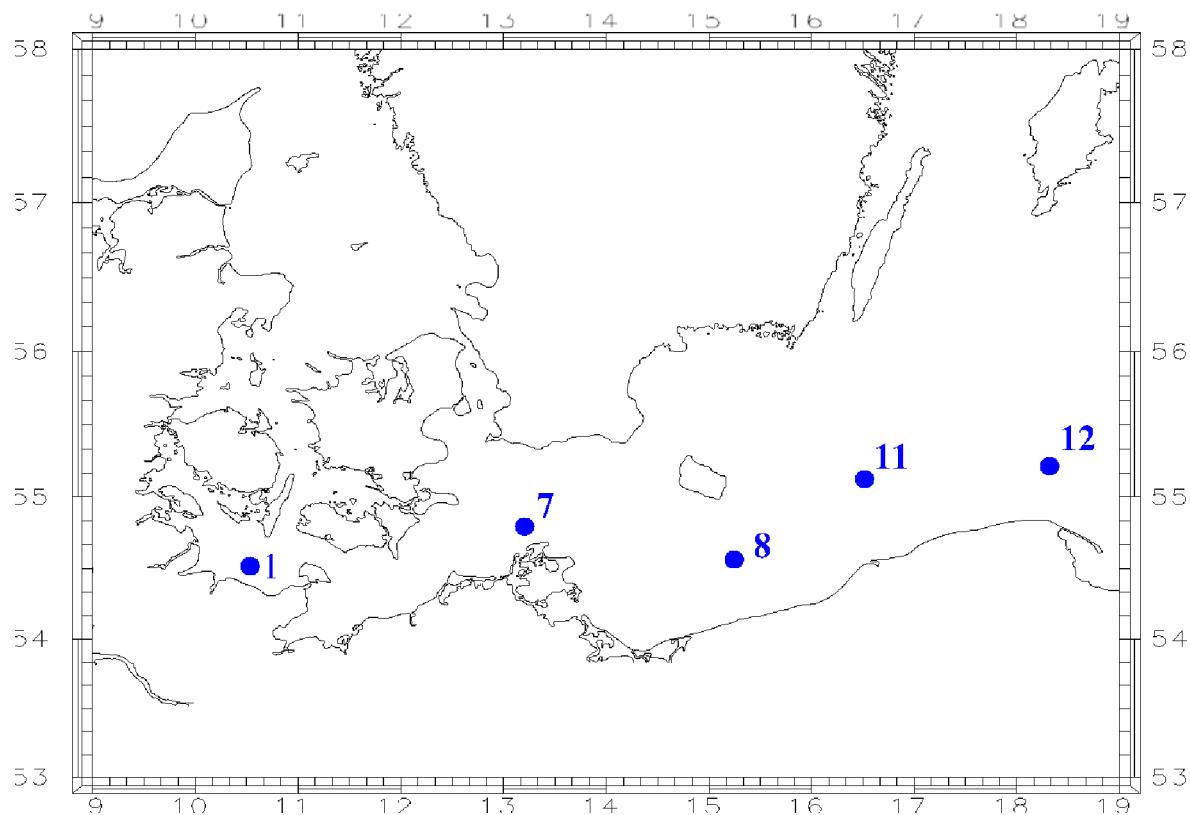


Abb. 31: Lage der Untersuchungsgebiete.

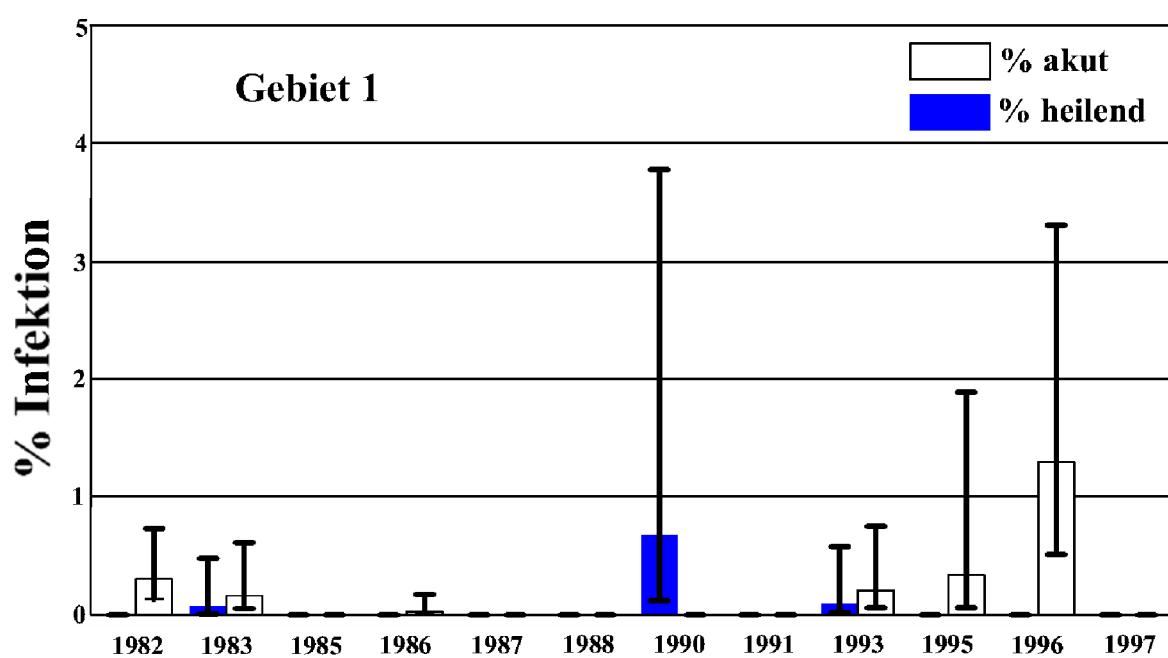


Abb. 32a: Dorsch (*Gadus morhua*). Befallsraten des Dorsches mit akuten Stadien von Ulcerationen, 1982 bis 1997, Gebiet 1.

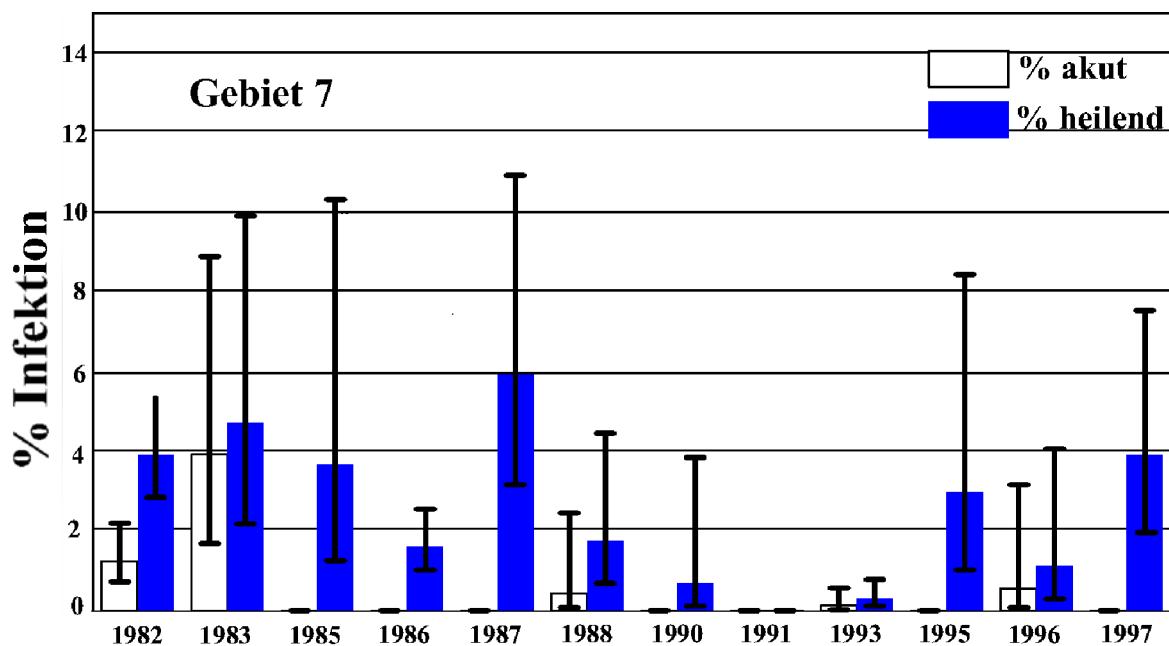


Abb. 32b: Dorsch (*Gadus morhua*). Befallsraten des Dorsches mit akuten Stadien von Ulcerationen, 1982 bis 1997, Gebiet 7.

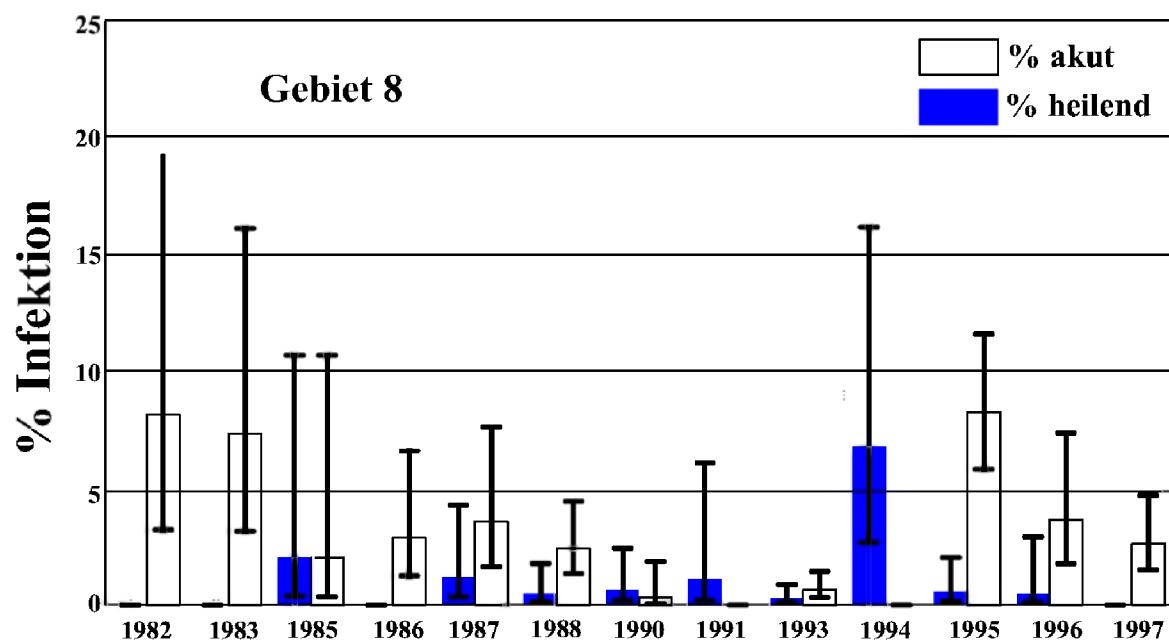


Abb. 32c: Dorsch (*Gadus morhua*). Befallsraten des Dorsches mit akuten Stadien von Ulcerationen, 1982 bis 1997, Gebiet 8.

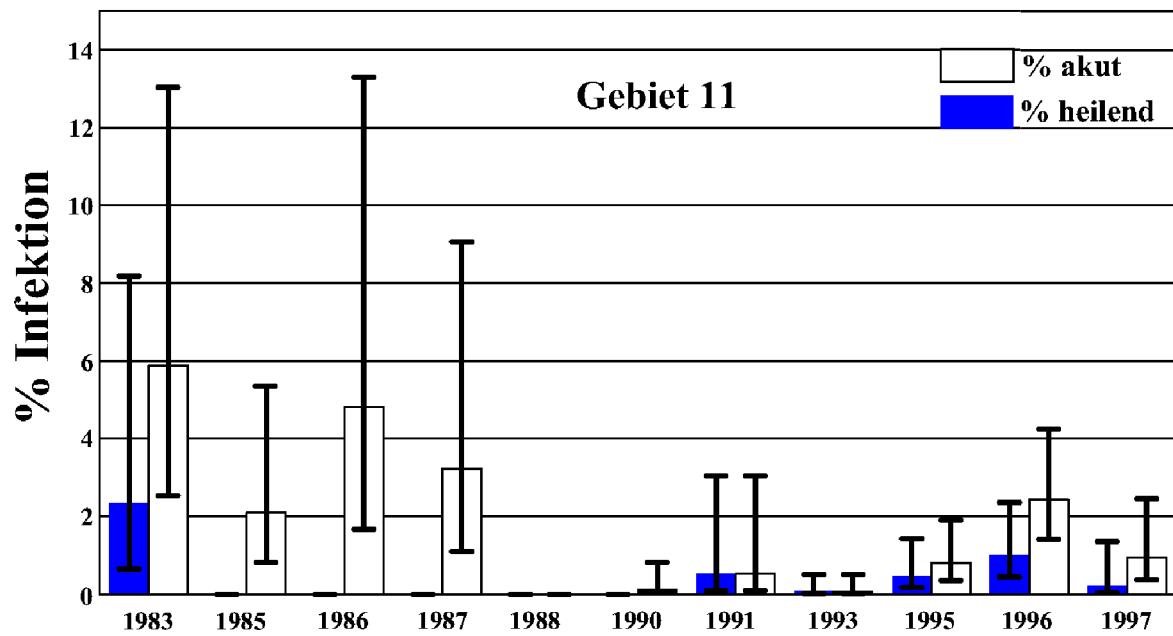


Abb. 32d: Dorsch (*Gadus morhua*). Befallsraten des Dorsches mit akuten Stadien von Ulcerationen, 1982 bis 1997, Gebiet 11.

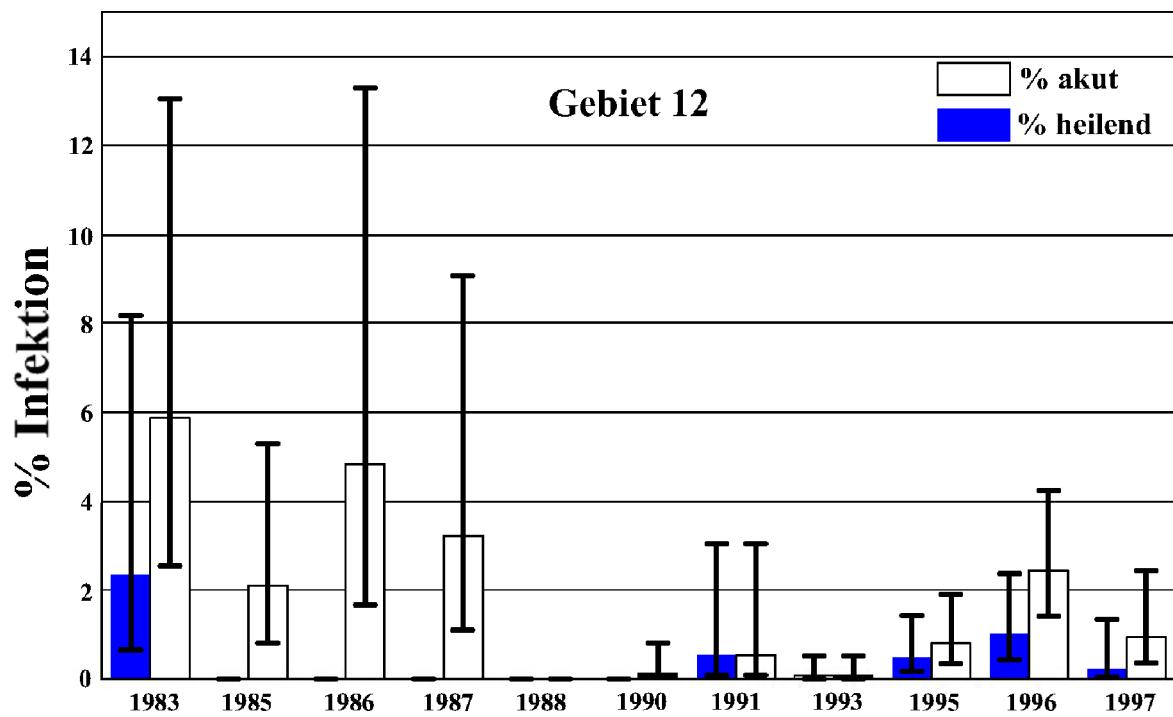


Abb. 32e: Dorsch (*Gadus morhua*). Befallsraten des Dorsches mit akuten Stadien von Ulcerationen, 1982 bis 1997, Gebiet 12.

14 Bestandsuntersuchungen

14.1 Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) der mecklenburg-vorpommerschen Küste

Von den mehr als 100 im Fischkataster des Landes Mecklenburg-Vorpommern registrierten Seefisch-, Süßwasser- und Wanderfischarten sind nur wenige Arten für die Kleine Hochsee- und Küstenfischerei von wirtschaftlicher Bedeutung. In den Fangstatistiken werden durchschnittlich 14 Seefischarten und 11 Süßwasser- und Wanderfischarten geführt.

Den größten Anteil bei den Anlandungen und Erlösen besitzen bei den Seefischen Dorsch, Hering und Flunder und bei den Süßwasserfischen Flussbarsch, Zander und Aal. Die Entwicklung der Fänge von 1994-97 ist in der Tab.9 dargestellt.

Tabelle 9: Anlandungen der Kleinen Hochsee- und Küstenfischerei Mecklenburg-Vorpommerns 1994 - 1997 (in t)

Fischart/Sortiment	1994	1995	1996	1997
Seefische gesamt	16.360	19.172	14.887	15.765
davon Hering	10.026	11.743	6.371	10.065
Dorsch	2.852	4.632	6.552	3.262
Flunder	2.772	1.912	1.200	1.795
Süßwasser- und Wander-fische gesamt	1.988	1.796	1.363	1.541
davon Flussbarsch	652	720	527	549
Zander	323	318	290	306
Aal	160	119	108	121

In den Anlandungen haben die Süßwasserfische einen mengenmäßigen Anteil von ca. 10 % und die wirtschaftlich wichtigen Fischarten wie Barsch, Zander und Aal liegen mengenmäßig bei 6 - 7 %. Auf diese drei Arten entfallen jedoch rund ein Viertel der Gesamterlöse der gesamten Küstenfischerei. Unter den Bedingungen der Marktwirtschaft entwickelte sich der Barsch im Odermündungsgebiet wie auch in den anderen Küstengewässern zu einem der „Brotfische“ der fischereilichen Praxis.

Die Bestände an **Barsch** (*Perca fluviatilis* L.) sind im Unterschied zum Zander früher nie vollständig genutzt worden. Erst in den achtziger Jahren setzte aufgrund günstiger Exportmöglichkeiten auf diesen Fisch im ge-

samten Küstenbereich eine intensive Fischerei ein. Populationsdynamische Untersuchungen zu den Barschbeständen für ausgewählte Küstenabschnitte sind angelaufen und notwendig für eine längerfristige effektive Bewirtschaftung. Eine exakte Bewertung der beobachteten Ertragsschwankungen ist nicht leicht, da die Flussbarsche, wie die anderen Süßwasserfische, in unseren Küstengewässern große Wanderungen zwischen Weide-, Überwinterungs- und Laichgebieten durchführen. Auch beim Barsch ist aber bei einer weiteren Intensivierung der Fänge Vorsicht geboten.

Durch die Tabelle 10 werden die Entwicklung der Anlandungen in ausgewählten Küstengewässern dargestellt.

Tabelle 10: Anlandungen des Flussbarsches in ausgewählten Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns von 1994 - 1997 (in kg)

Küstengewässer	1994	1995	1996	1997
Stettiner Haff	152.512	129.324	76.966	183.051
Greifswalder Bodden	50.846	89.707	68.101	45.455
Wismar-Bucht	2.416	398	1.030	1.644

Das **Stettiner Haff** ist das Hauptanlandegebiet für den Flussbarsch. Ungefähr 52 % der statistisch erfassten Gesamterlöse aus der Fischerei im Odermündungsgebiet entfielen im Jahre 1994 auf den Barsch. Das Niveau der (trotz einer weiteren Intensivierung der Barsch-Fischerei) erreichten Erträge in den zurückliegenden Jahren sowohl im Stettiner Haff als auch im Peenestrom/Achterwasser weist darauf hin, dass die Grenze der für den Bestand derzeit zulässigen Entnahmegröße zumindest erreicht ist. Die beobachteten Ertragsschwankungen sind u.a. auch im Zusammenhang mit den obengenannten ausgedehnten Wanderungen der Bestände im Küstenbereich zu sehen.

Eine Übernutzung stellt zwar die biologische Existenz der Barschbestände nicht infrage, jedoch kann dies zu mehrjährigen empfindlichen Ertragseinbußen für die Fischerei führen.

Die Barschfänge im **Greifswalder Bodden** sind mengenmäßig geringer im Vergleich zum Stettiner Haff, aber von gleicher Bedeutung

für die regionale Fischerei. Auch hier entwickelte sich der Barsch durch Veränderungen in der Vermarktung zu einem sogenannten „Brotfisch“, dessen Nutzung deutlich gestiegen ist. Bereits früher durchgeführte vergleichende Wachstumsuntersuchungen bestätigten für die Barsche aus dem Brackwasser eine deutlich bessere biologische Konditon mit sehr guten Wachstumsleistungen.

Der Flussbarsch als Süßwasserfisch ist auch in der **Wismar-Bucht**, mit einem relativ hohem Salzgehalt, heimisch geworden. Die Bestände sind jedoch deutlich geringer als in anderen Küstenabschnitten, was sich in der Fangstatistik (Tab.10) niederschlägt. Wahrscheinlich sind die zur Fortpflanzung benötigten Regionen mit geringerem Salzgehalt für die Entwicklung größerer Bestände nicht ausreichend vorhanden.

142 Indikatorarten der See- und Küstenvögel

Die Beschreibung der folgenden See- und Küstenvogelbestände erfolgt anhand der im Rahmen des BLMP vorgenommenen Auswahl von sogenannten Indikatorarten. Diese sind typisch für bestimmte Lebensräume oder Verhaltensweisen. Die folgenden Ausführungen stellen somit keine umfassende Zustandsbeschreibung der an der deutschen Ostseeküste beobachteten Vogelarten dar.

Zwergseeschwalbe

Die Zwergseeschwalbe (*Sterna albifrons*) gilt in den beiden Ostsee-Küstenländern gemäß

der Roten Liste für den deutschen Ostseeraum als „vom Aussterben bedroht (Kategorie 1)“. Ihre Verbreitung konzentriert sich auf nur wenige Brutplätze. Der moderate Anstieg, der von 1994 - 1996 zu beobachten war (Abb.33), liegt zwar innerhalb der natürlichen Schwankungsbreiten, zeigt aber dennoch eine erfreuliche Tendenz. Erfreuliches gibt es auch über den Bruterfolg zu vermelden, der allerdings nur in einer Brutkolonie erfasst werden konnte. Dort, am Lensterstrand in Schleswig-Holstein, liegt er bei etwa 76% gegenüber 17% im Jahr 1994.

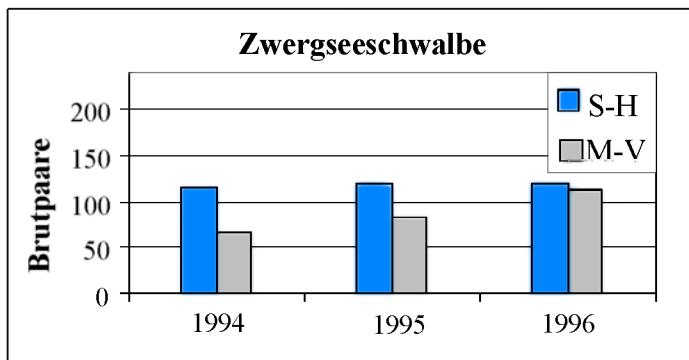


Abb. 33: Anzahl der Brutpaare der Zwergseeschwalbe an der deutschen Ostseeküste (Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern) von 1994 - 1996

Alpenstrandläufer

Der Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*) hat im Ostseebereich sein südlichstes Verbreitungsgebiet. Er wird in der Roten Liste für den deutschen Ostseeraum als "vom Aussterben bedroht (Kategorie 1)" geführt. In Schleswig-Holstein gibt es derzeit keine verlässlichen Meldungen, ob der noch um die Jahrhundertwende weit verbreitete Vogel dort überhaupt noch erfolgreich brütet. In Mecklenburg-Vorpommern gibt es derzeit noch ca. 30 Brutpaare, die sich auf 5 Kolonien verteilen. Um die Jahrhundertwende waren es 30 Kolonien. 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 (*Haliaeetus albicilla*) ab Mitte der fünfziger Jahre wurde deutlich, wie empfindlich diese Tierart auf Schadstoffbelastungen (z.B. DDT) mit dramatischem Rückgang der Reproduktion reagiert. Erst mit dem Verbot von DDT in der Ostsee (1974) haben sich die Bestände wieder erholt, verlorengegangene Territorien werden wiederbesiedelt, und die Reproduktionsrate in 1995 war ostseeweit die höchste der letzten 30 Jahre.

Der Seeadler macht derzeit im gesamten Ostseeraum eine sehr positive Bestandsentwicklung durch. Es werden frühere Reviere wiederbesetzt. Über die Hälfte der brütenden

Paare ziehen ein bis zwei, selten drei Jungen auf. Etwa ein Viertel bis ein Drittel der für Mecklenburg-Vorpommern gemeldeten Paare können als ostseespezifisch bezeichnet werden. Das bedeutet, dass sie ihre Beute über den Gewässern oder an den Stränden und Ufern der Ostsee suchen. Im Zeitraum 1994 - 1996 blieb ihr Bestand mit etwa 35 - 40 Brutpaaren annähernd konstant. In Schleswig-Holstein suchten 1996 zwei Paare des Seeadlers bevorzugt an der Küste ihre Nahrung und konnten dem Einzugsbereich der Ostsee zugeordnet werden (1994 und 1995: 1 Paar).

Kormoran

Der Kormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*) besitzt in seinem Lebensraum die wichtige Funktion einer sogenannten Schlusssteinart, die tragenden Einfluss auf das System hat. Die Vögel nutzen überwiegend die von erhöhten Nährstoffeinträgen besonders profitierenden Massenfischarten, wodurch der Fraßdruck auf das tierische, wasserfiltrierende Plankton verringert wird. Zudem verlangsamt sich der Stoffumsatz im System, da Nährstoffe in den langlebigen Vögeln festgelegt werden. Beides wirkt den negativen Auswirkungen der Überdüngung entgegen. Der Kormoran richtet allerdings Schäden in der Fischereiwirtschaft an, unter anderem bei der Küstenfischerei, und gilt deshalb als „Problemvogel“. Wissenschaftlichen Untersuchungen allerdings konnten in natürlichen Gewässern, wie großen Binnenseen, Flüssen und den Küstengewässern, keine erheblichen Ausmaße dieser Schäden nachweisen.

Um die Bestandsentwicklung des Kormorans analysieren zu können, muss eine längere

Datenreihe, wie die der Bestandsentwicklung in Mecklenburg-Vorpommern von 1952 - 1996 herangezogen werden. Mitte der achtziger Jahre erfolgte in diesem Gebiet ein steiler Anstieg der Brutpaare von etwa 1000 auf 9500 im Jahr 1994. Inzwischen scheint sich der Bestand auf diesem hohen Niveau einzupendeln. In den flachen Küstengewässern muss zusätzlich mit ungefähr 10.000 Rastvögeln gerechnet werden. In Schleswig-Holstein deutet sich der bereits aus Dänemark und den Niederlanden zu vermeldende Trend eines

erneuten Bestandsrückgangs an - was sich besonders bei den Rastbeständen zeigt.

In Schleswig-Holstein gab es im Zeitraum von 1992 bis 1996 zwei und in Mecklenburg-Vorpommern vier Kormorankolonien, die direkt an der Ostsee liegen. Zwei der vier Küstenkolonien in Mecklenburg-Vorpommern wurden 1991 und 1992 neu gegründet. Im Jahr 1994 brüteten an der deutschen Ostseeküste insgesamt 9831 Kormoranpaare, 1996 waren es 7890 Brutpaare (Abb. 34).

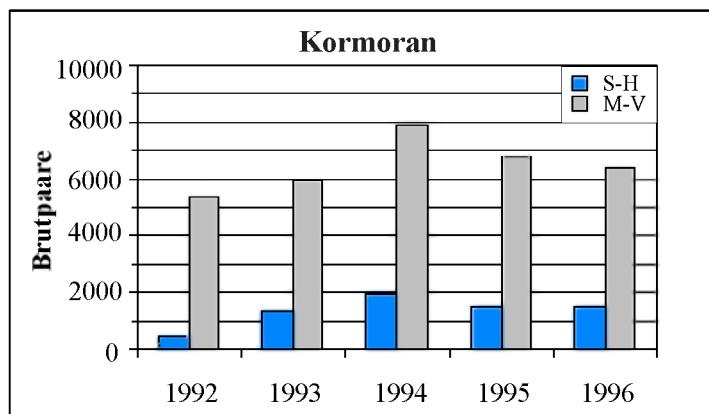


Abb. 34: Anzahl der Brutpaare des Kormorans (*Phalacrocorax sinsensis*) an der deutschen Ostseeküste 1992 - 1996

Eisente

Die Eisente (*Clangula hyemalis*) ist in Deutschland nur als Überwinterungsgast und fast ausschließlich an der Ostsee anzutreffen. Ihr Nahrungsspektrum besteht überwiegend aus Mollusken, aber auch Crustaceen und Anneliden. Diese Art reagiert besonders empfindlich auf Gewässerverunreinigungen durch Öl.

Wenn auch der Bestand der überwinternden Eisenten auf der südwestlichen Ostsee regional starken Schwankungen unterliegt und in Schleswig-Holstein wesentlich geringer als in mecklenburg-vorpommerschen Gewässern ist, sind die Zählungen und koordinierten Auswertungen wichtig, um den Gesamtbestand in den deutschen Gewässern überwachen zu können.

Eiderente

Die Eiderente kann als eine typische Meeresente (*Somateria mollissima*) angesprochen werden. In ihrem Nahrungsverhalten ist sie auf Tiere des Meeresbodens wie Mollusken und Crustaceen spezialisiert. An der Ostseeküste ist sie insbesondere Mauser- und Überwinterungsgast, aber in geringerer Zahl auch Brutvogel.

Die Zahlen für die Rastbestände der Eiderente stammen wie die der Eisente aus den Mittwinterzählungen und setzen sich aus Ergebnissen von Flugzeugzählungen und Boden- bzw. Schiffszählungen zusammen. Es zeigt sich, dass die Eiderente im Gegensatz zur Eisente überwiegend in schleswig-holsteinischen Gewässern verbreitet ist. Ihr Bestand ist stabil.

15 Sauerstoffmangel: Gefahr für das marine Ökosystem Beispiel Kieler Bucht

(Quelle: H.P. Hansen/IfM Kiel)

Sauerstoffmangel im Meerwasser stellt für die ortsgebundene Flora und Fauna die gravierendste Lebensbedrohung dar. Neben einigen Effekten wie Veränderung der Lichteindringtiefen oder der Artenzusammensetzungen und Organismenhäufigkeiten ist Sauerstoffmangel der schwerwiegendste Effekt der Überdüngung von Meeresgebieten.

Ein wesentlicher Eingriff des Menschen in das Meer ist das künstliche Düngen der marinen Pflanzenproduktion durch Einträge von Stickstoff und Phosphor (Eutrophierung) aus kommunalen und industriellen Abwässern und landwirtschaftlicher Produktion. Mikroalgen (Phytoplankton) bauen im Meer mit Hilfe von Kohlendioxid und Licht aus Stickstoff und Phosphor organische Substanz auf. Bei diesem Prozess wird Sauerstoff produziert, der in die Atmosphäre entweicht. Das Phytoplankton stirbt nach einiger Zeit ab, sinkt zu Boden und wird durch Bakterien remineralisiert. Dabei wird Sauerstoff dem bodennahen Meerwasser entzogen. Kann aus dem Oberflächenwasser Sauerstoff nicht ausreichend nachgeliefert werden, tritt Sauerstoffmangel auf. Dies verschlechtert die Lebensbedingungen ortsgebundener Meerestiere. Im Extremfall kann der Sauerstoff im Bodenwasser vollständig verbraucht werden (Anoxie) und es kommt zur Bildung von Schwefelwasserstoff, einer hochtoxischen Substanz.

Im Institut für Meereskunde Kiel wurden in Verbindung mit Monitoring-Messungen saisonale und langzeitliche Ökosystemveränderungen (Eutrophierung, Sauerstoffdefizite) in der Kieler Bucht untersucht. Die Messdaten belegen nicht nur Sauerstoffmangelsituationen im Bodenwasser sondern auch, unter Einbeziehung von hydrologischen und meteorologischen Begleitdaten, die Möglichkeit einer Vorhersage von Sauerstoffmangel.

Die etwa 28 m tiefe Station Boknis Eck am Ausgang der Eckernförder Bucht stellte dabei die wichtigste Station in diesen Untersuchungen dar. An dieser Station wurden seit 1957 fast lückenlos in minimal monatlichem Abstand hydrographische, chemische und biologische Messgrößen beprobt. Trotz ihrer Nähe zur Küste spiegelt die Station Prozesse wieder, die sich auf die gesamte westliche Ostsee übertragen lassen.

Während des Winters ist die Wassersäule an der Station nahezu homogen. Mit der beginnenden Erwärmung im Frühjahr bilden sich im Oberflächenbereich zunächst thermische Dichteschichtungen. In deren Folge bauen sich dann salzgehaltsabhängige Schichtungen auf. Etwa von März bis September liegt im Wesentlichen ein Zweischichtensystem mit einer ausgeprägten Sprungschicht bei etwa 15 m Wassertiefe vor. Diese unterbindet den vertikalen Austausch von gelösten Stoffen weitgehend. Bis September, dem üblichen Ende der Stagnationsphase, ist der Sauerstoffgehalt in 2 m Höhe über dem Boden auf Werte unter 10% abgesunken. Beginn und Ende der stabilen Schichtung werden von den eher zufälligen meteorologischen und hydrographischen Bedingungen bestimmt, mit einer Schwankungsbreite von etwa 2 - 3 Wochen.

Das Ende der Stagnationsphase kann jedoch mit monatlichen Beprobungsintervallen nur ungenau erfasst werden. Hingegen ist eine wesentlich signifikantere Größe, nämlich die Zehrungsrate (zeitliche Änderung der Sauerstoffkonzentration), im Zeitraum vor dem Minimum (80. bis 260. Kalendertag) mit vergleichsweise wenigen Messdaten zuverlässig zu bestimmen. In diesem Zeitraum sinken die Sauerstoffkonzentrationen im Tiefenwasser nahezu linear pro Tag um etwa 1-2 µmol/l ab (entsprechend einer Abnahme der Sauerstoffsättigung von täglich etwa 0.3-0.6 %). Während die Konzentrationsabnahme fast linear verläuft, weist die Kurve der Sauerstoffsättigung auf eine charakteristische Zunahme der

Zehrung im Juli/August hin. Diese wird durch die sommerliche Erwärmung des Wassers verursacht.

Der Beginn der Zehrungsphase hat nur geringen Einfluss auf die letztlich erreichte Sauerstoffmangelsituation. So hatte z.B. die langandauernde Eisbedeckung im Frühjahr 1996 keine sichtbaren Auswirkungen auf die Zehrungsrate während der Stagnationsphase des nachfolgenden Sommers.

Der Grad der Sauerstoffverarmung wird wesentlich von der Dauer der Stagnationsphase bestimmt. In den 40 Beobachtungsjahren trat einmal der Fall auf, dass es trotz sehr geringer Zehrungsralten zu kritischen Sauerstoffverhältnissen im Tiefenwasser kam. Extrem spät einsetzende Winddurchmischung hatte zu einer langandauernden Stabilität der Wasserschichtung geführt. Ein anderes mal kam es trotz sehr hoher Zehrungsralten nicht zu einer ernsten Mangelsituation, da die Winddurchmischung sehr früh einsetzte.

Messgrößen wie Primärproduktivität oder Nährstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen zeigen keinen Zusammenhang mit den Zehrungsralten des Sauerstoffs im Tiefenwasser. Eine genauere Untersuchung ergab, dass die Zehrungsralten sehr gut mit der Niederschlagsmenge in den jeweils vorangegangenen acht Monaten (von Juni des Vorjahrs bis Januar des aktuellen Jahres) korrelieren. Für den Zeitraum 1979-1998 ist die Korrelation sogar noch signifikanter. Ein ähnlicher Zusammenhang wurde auch schon von Agger und Aertebjerg (1996) vermutet, hier jedoch mit dem Süßwasserabfluss des jeweils vorangegangenen Jahres.

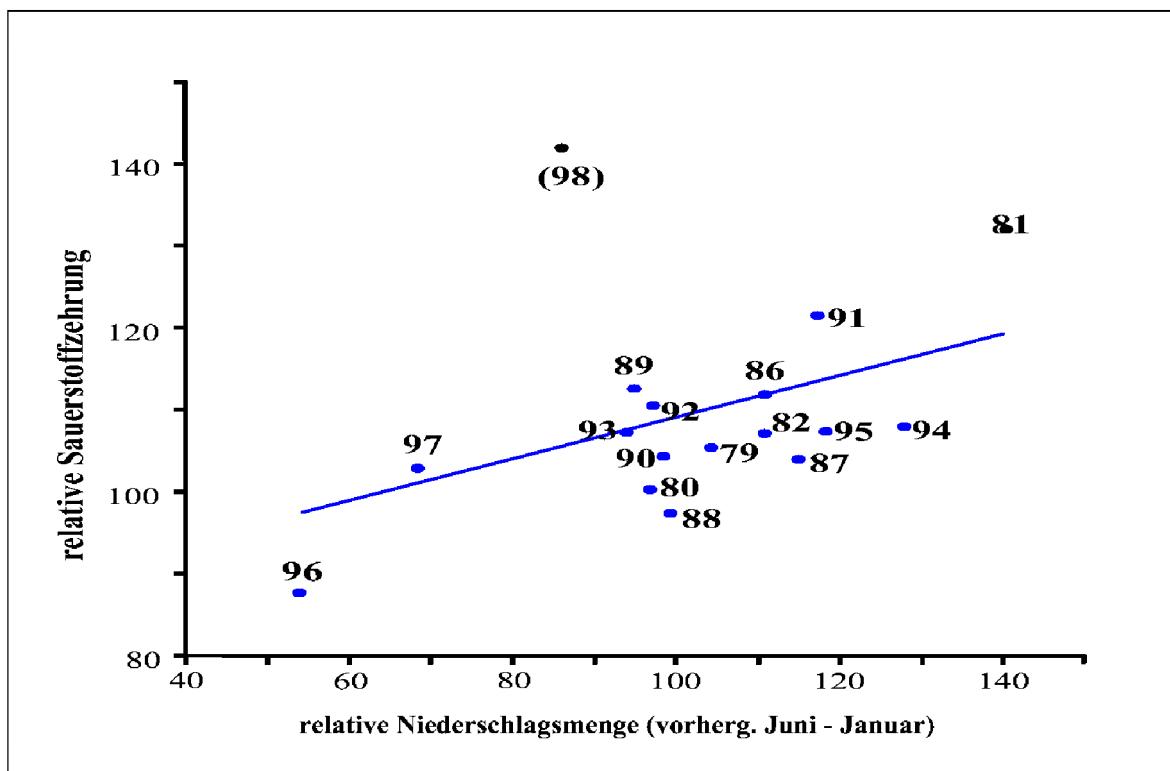
Die Niederschlagsmengen in den jeweiligen acht Vormonaten sind nur näherungsweise

bestimmend für die folgenden Zehrungsralten (Abb.35). Darüber hinaus müssen die Niederschlagswerte über längere vorangegangene Zeiträume berücksichtigt werden. Niederschläge, die auf eine mehrjährige Phase mit unterdurchschnittlichen Regenfällen folgen, müssen stärker in die Abschätzung eingehen. Niederschläge nach einer überdurchschnittlich längeren Regenphase gehen schwächer in die Abschätzung ein. Die Ursache liegt in der Anreicherung von Nährstoffen in Boden und Atmosphäre während Trockenphasen bzw. Auswaschung und Verarmung während langer Regenperioden.

Wie vielversprechend die Methode der Bestimmung und Vorhersage der bodennahen Sauerstoffzehrung ist, zeigt die Abbildung 35. Die Jahre 1981, 1991, 1994 und 1998 waren 'günstig' für akute Sauerstoffmangelsituatien; die Jahre 1981 und 1994 prognostiziert durch die Niederschlagsbeobachtungen, die Jahre 1991 und 1998 durch die Zehrungsralten, aber auch über die langzeit-korrigierten Niederschläge.

Tatsächlich sind 1981, 1991 und 1998 diejenigen Jahre, in denen bei Boknis Eck Anoxie auftrat. Im Jahr 1994 sanken die Sauerstoffwerte in Bodennähe auf etwa 1 µmol/l, also fast auf 0 ab. Das Jahr 1981, das in jeder Hinsicht als Extremjahr erscheint, ist dasjenige mit den höchsten Konzentrationen und der größten Ausbreitung von Schwefelwasserstoff in der Kieler Bucht (Ehrhardt und Wenck, 1984).

Die Arbeiten sind noch nicht abgeschlossen. Es gibt Hinweise, dass die Lage des Grundwasserspiegels an Land eine bessere Messgröße als die Niederschlagsmessung darstellt, da sie unmittelbarer die Süßwassereinträge reflektiert.



➤ Meer Lesen

9 Ozeanographische Situation

Matthäus,W., Nehring,D., Lass,H.-U., Nausch,G., Nagel,K. and H.Siegel (1997): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1996. - Meereswiss. Ber., Warnemünde, 24, 1-47.

Mursys, Jahresbericht 1994, BSH, Hamburg

Mursys, Jahresbericht 1995, BSH, Hamburg

Mursys, Jahresbericht 1996, BSH, Hamburg

Nehring,D., Matthäus,W., Lass,H.-U., Nausch,G. and K.Nagel (1995a): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1994. - Meereswiss. Ber., Warnemünde 9, 1-71.

10 Untersuchungen zur Eutrophierung

101 Belastung mit Nährstoffen

Agger, C., Aertebjerg, G. (1996): Proceedings of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists, 29-34

Bachor, A., von Weber, M. & Wiemer, R. (1996): Die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Wasser & Boden, 48, 8/1996. 26-32.

Behrendt, 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, 77 S.

Ehrhardt, M., Wenck, A. (1984): Meeresforsch., 30, H2, 101-110

Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 1994: Güezustand der oberirdischen Gewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg. vom Minister für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern, 233 S.

Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 1995: Güezustand der oberirdischen Gewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg. vom Minister für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern, 294 S.

Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 1996/1997: Zustand und Entwicklung der Gewässergüte von Fließ-, Stand- und Küstengewässern und der Grundwasserbeschaffenheit in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg. vom Minister für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern.

Ehrhardt, M., Wenck, A. (1984): Meeresforsch., 30, H2, 101-110

Hansen, H.P., Giesenhagen, H.C., Behrends, G. (accepted paper): „Seasonal and long-term control of the bottom water oxygen deficiency in a stratified shallow water coastal system“ ICES Journal of Marine Research

HELCOM (1990): Baltic Sea Environmental Proceedings, 35B

HELCOM (1996): Baltic Sea Environmental Proceedings, 64B

HELCOM (1993): The Baltic Sea joint comprehensive environmental action programme. - Baltic Sea Envirn. Proc 49, 1-58.

Matthäus, W. (1996) Ozeanographische Besonderheiten. IN: Lozan et al. (Hrsg.), Warnsignale aus der Ostsee-wissenschaftliche Fakten. Blackwell-Wiss.-Verl., Berlin, 17-24.

Matthäus,W., Nehring,D., Lass,H.-U., Nausch,G., Nagel,K. and H.Siegel (1997): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1996. - Meereswiss. Ber., Warnemünde, 24, 1-47.

Nausch,G. and D.Nehring (1994): Nutrient dynamics in the Gotland Deep - reactions to the major saltwater inflow in 1993. - Proc. 19th Conf. Baltic Oceanographers, Sopot 1994, 2, 551-559.

Nehring, D. und G. Årtjeberg (1996): Verteilungsmuster und Bilanzen anorganischer Nährstoffe sowie Eutrophierung. IN: Lozan et al. (Hrsg.), Warnsignale aus der Ostsee-wissenschaftliche Fakten. Blackwell-Wiss.-Verl., Berlin, 61-69.

Nehring,D., Matthäus,W., Lass,H.-U., Nausch,G. and K.Nagel (1995a): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1994. - Meereswiss. Ber., Warnemünde 9, 1-71.

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 ist central Baltic deep waters and decreasing nutrient load in ist surface layer. - Dt.Hydrogr. Z. 47, 319-327.

Nehring,D., Matthäus,W., Lass,H.-U., Nausch,G. and K.Nagel (1996): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1995. - Meereswiss. Ber, Warnemünde, 16, 1-43.

104 Zooplankton - Untersuchungen

G. Behrends und G. Schneider, 1995: Impact of *Aurelia aurita* medusae (Cnidaria, Scyphozoa) on the standing stock and community composition of mesozooplankton in the Kiel Bight (western Baltic Sea). Mar. Ecol. Prog. Ser., Vol 127, 39 - 45.

105 Makrophyten - Untersuchungen

Black, H.J. & Schnick, H., (1996): Dokumentation des Benthos vor der Küste des Nationalparkes Jasmund. Unveröffentl. Pilotstudie, 1-40.

Breuer, G. & W. Schramm (1988): Changes in macroalgal vegetation of the Kiel Bight (Western Baltic Sea) during the past 20 years. - Kieler Meeresforschung, Sonderheft 6: 241-255.

Gosselck, F. & von Weber, M., (1997): Pflanzen und Tiere des Meeresbodens der Wismar-Bucht und des Salzhaffs. In Die Wismar-Bucht und das Salzhaff, Warnsignale aus der Ostsee. Meer und Museum, 13, 40-52.

Kautsky, N., H. Kautsky, U. Kautsky & M. Waern (1986): Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* L. since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 28: 1-8.

Messner, U., (1986): Untersuchungen an der Phytalfauna des Greifswalder Bodden. Diplomarbeit Univ. Rostock, Sekt. Biologie, 1-92.

Messner, U. & J.A. von Oertzen (1989): Differences in vertical distribution in macrophytobenthos communities in the Greifswalder Bodden. Abstract, 11th BMB Symposium Szczecin, Poland, Sep. 11-16, 1989: 23 pp.

Meyer, T., (1997a): Der Makrophytenbestand der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns. Unveröffentl. Forschungsbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes und des Ministeriums für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern, 1-84.

Meyer, T., (1997b): Ergebnisse der Makrophytenerfassung an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns als Grundlage für ein Makrophyten-Monitoringprogramm, Deutsche Hydrographische Zeitschrift Suppl. 7/1997, Aktuelle Probleme der Meeresumwelt, 125-129.

Meyer, Th. & Kobarg, N. (1996): Abschlußbericht Teil 1 "Bestandsaufnahme der epibenthischen Lebensgemeinschaften des flachen Sublitorals der Ostseeküste Schleswig-Holsteins". LANU-SH. Kiel-Flintbek. 303 pp.

Schiwer, U., (1991): Ökologie eutrophierter Gewässer - Teilbericht IV/5: Charakterisierung der Rolle des Nano- und Picoplanktons im Prozeß der Eutrophierung. Unveröffentl. Forschungsbericht, Univ. Rostock FB Biologie, 1-26.

Schramm, W., (1996): Veränderungen von Makroalgen- und Seegrasbeständen. In Warnsignale aus der Ostsee: wissenschaftl. Fakten / Jose L. Lozan... (Hrsg.) 1996, 150-157.

Schwenke, H., (1996): Phytobenthos. In Meereskunde der Ostsee / G. Rheinheimer (Hrsg.), 163-172.

Vogt, H. & W. Schramm (1991): Conspicuous Decline of *Fucus* in Kiel Bay (Western Baltic): What Are The Causes? - Mar.Ecol.Prog.Ser. 69: 189-194.

Wiemer, R. & Gurwell, B. R., (1991): Die Ostseeküste in Mecklenburg-Vorpommern, Wasser & Boden, 1, 13-16.

104 Makrozoobenthos-Untersuchungen

- Gosselck, F., (1992): Zwischen Artenreichtum und Tod - Die Tiere des Meeresbodens der Lübecker Bucht als Maßstab ihrer Umwelt. Ber. d. Vereins „Natur und Heimat“ u. d. Naturhist. Museums zu Lübeck, 23/24, 41-61.
- Gosselck, F., Arlt, G., Bick, A., Bönsch, R., Kube, J., Schroeren, V. & Voss, J. (1996): Rote Liste und Artenliste der benthischen wirbellosen Tiere des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. - Schr.-R. f. Landschaftspfl. U. Natursch., 48, 41-51, BfN, Bonn-Bad Godesberg.
- Gosselck, F., Bönsch, R. & Kreuzberg, M., (1994): Das Makrozoobenthos der Flachwassergebiete (0-10 m) der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur LAUN, 1-40.
- Gosselck, F., Bönsch, R. & Kreuzberg, M., (1996): Küstenmonitoring Zoobenthos - Bericht 1995. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur LAUN, 1-48.
- Gosselck, F., Bönsch, R. & Kreuzberg, M., (1997): Küstenmonitoring Zoobenthos - Bericht 1996. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur LAUN, 1-40.
- HELCOM (1998): Red List of Marine and Coastal Biotopes and Biotope Complexes of the Baltic Sea, Belt Sea and Kattegat. - Baltic Sea Environment Proceedings No. 75, 115pp., Helsinki.
- Kube, J., (1996): The ecology of macrozoobenthos and sea ducks in the Pomeranian Bay. Meereswiss. Ber., Warnemünde, 18, 1-128.
- Löwe, F.-K., (1963): Quantitative Benthosuntersuchungen in der Arkonasee. Mitt. Zool. Mus. Berlin, 39, 2, S. 247-349.
- Prena, J., Gosselck, F., Schroeren, V. & Voss, J., (1997): Periodic and episodic benthos recruitment in southwest Mecklenburg Bay (western baltic Sea). Helgoländer Meeresunters., 51, 1-21.
- Rumohr, H., (1996): Zoobenthos. In Meereskunde der Ostsee / G. Rheinheimer (Hrsg.), 173-181.
- Rumohr, H., (1996a): Veränderungen des Lebens am Meeresboden. In Warnsignale aus der Ostsee: wissenschaftl. Fakten / Jose L. Lozan... (Hrsg.) 1996, 162-168.
- Schulz, S. (1969): Benthos und Sediment in der Mecklenburger Bucht. Beiträge zur Meereskunde, Heft 24-25, S. 15-55.

11 Belastung mit Spurenmetallen

112 Sediment - Untersuchungen

- Grünwald, K., Müller, A. und S. Pfitzner (1996): Schadstoffbelastungsgutachten für das Vorhaben Ausbau der Ostansteuerung zum Hafen Stralsund. BfG-0945. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Außenstelle Berlin.
- Brügmann, L. und D. Lange (1990): Metal Distribution in Sediments of the Baltic Sea. Limnologica 20, Berlin.
- Leipe, T. , Neumann, T. und K.C. Emeis (1995): Schwermetallverbreitung in holozänen Ostseesedimenten. Geowissenschaften 13, (H. 12)
- Leipe, T., F. Tauber, L. Brügmann, G. Irion, U. Hennings (1998): Schwermetallverteilung in Oberflächensedimenten der westlichen Ostsee (Arkonabecken, Mecklenburger/Lübecker Bucht und Kieler Bucht). Meyniana 50, 137-154
- Müller, A., Heininger, P., Pelzer, J., Pfitzner, S. und B. Wölkerling (1995): Bericht zur chemischen Sedimentuntersuchung in Bundeswasserstraßen ausgewählter Ostseeküstengewässer. BfG-0882. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Außenstelle Berlin.

113 Organismen - Untersuchungen

Miesmuscheln

- Gercken, J., (1995): Schadstoffuntersuchungen an Miesmuscheln in den Küstengewässern - Untersuchungsbericht 1994. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern - LAUN, 1-49.
- Gercken, J., (1996): Schadstoffuntersuchungen an Miesmuscheln in den Küstengewässern - Untersuchungsbericht 1995. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern - LAUN, 1-36.

Gercken, J., (1997): Schadstoffuntersuchungen an Miesmuscheln in den Küstengewässern - Untersuchungsbericht 1996. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern - LAUN, 1-38.

Ostseefische

- Bundesgesundheitsblatt 5, 182-184 (1997): Schadstoff-Höchstmengenverordnung vom 23. 03. 1988 (BGBI. I, S422), geändert durch Verordnung vom 03.03. 1997 (BGBI. I, S. 430)
- 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.
- HELCOM, 1997: Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM. EC MON 2/97, HELSINKI COMMISSION, Helsinki..

Vogeleier

- Becker, P.H. (1989): Seabirds as monitor organisms of contaminants along the German North Sea coast. Helgoländer Meeresunter. 43: 395-403.
- Becker, P.H., B. Conrad & H. Sperveslage (1989): Chlororganische Verbindungen und Schwermetalle in weiblichen Silbermöwen (*Larus argentatus*) und ihren Eiern mit bekannter Legefolge. Vogelwarte 35: 1-10.
- Becker, P.H., S. Schuhmann & C. Koepff (1993): Hatching failure in Common Terns (*Sterna hirundo*) in relation to environmental chemicals. Environ. Pollut. 79: 207-213.
- Becker, P.H., & U. Sommer (1998): Die derzeitige Belastung der Flusseeschwalbe mit Umweltchemikalien in Mitteleuropa. Vogelwelt 119: im Druck.
- Becker, P.H., S. Thyen, S. Mickstein, U. Sommer & K.R. Schmieder (1998): Monitoring pollutants in coastal bird eggs in the Wadden Sea. Wadden Sea Ecosystem No. 8, CWSS & TMAG, Wilhelmshaven: in press.
- Böttcher, U., & T. Mohr (1992): Miesmuscheln aus der Ostsee – Zum Vorkommen und zur Möglichkeit der fischereilichen Nutzung von Miesmuscheln in der Mecklenburger Bucht. Meer und Museum 8: 68-74.
- Brügmann, L. (1996): Quellen und regionale Verteilung von Schwermetallen im Wasser und Sediment. In: Lozán, J. L., R. Lampe, W. Matthäus, E. Rachor, H. Rumohr & H. v. Westernhagen (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee: 74-79.
- HELCOM (1996): Protection of the Baltic Sea – results and experiences. Helsinki Commission.
- Holz, R., & W. Starke (1990): Fremdstoffbelastung in Eiern mecklenburgischer Lachmöwen (*Larus ridibundus*) von 1975 bis 1986. Arch. Nat.schutz Landsch.forsch. 30: 177-194.
- Jennerich, H.-J., W. Jansen, S. Schulz, U. Böttcher, A. Kordian, A. Bladt & E. Hagemann (1996): Die Miesmuschelbestände (*Mytilus edulis* L.) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns – Untersuchungsergebnisse der Jahre 1991 und 1994. Mitteilungsheft der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern.
- Mattig, F.R., U. Ballin, H. Bietz, K. Gießing, R. Kruse & P.H. Becker (1997): Organochlorines and heavy metals in benthic invertebrates and fish from the back barrier of Spiekeroog. Arch. Fish. Mar. Res. 45: 113-133.
- Mattig, F.R., & P.H. Becker (1994): Variabilität der Schadstoffe im Nahrungsnetz. In: J.L. Lozán, E. Rachor, K. Reise, H. v. Westernhagen & W. Lenz (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer: 103-106.
- OSPAR (1996): Oslo and Paris Conventions for the Prevention of Marine Pollution. Ad hoc Working Group on Monitoring (MON), Stockholm 4-8 November 1996. Summary Record of the meeting of MON 1996.
- Scheuhammer, A.M. (1987): The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. Environ. Pollut. 46: 263-295.
- Sommer, U., K.R. Schmieder & P.H. Becker (1997): Untersuchung von Seevogeleiern auf chlorierte Pestizide, PCBs und Quecksilber. Bioforum 3/97: 68-72.

Westernhagen, H. von, & A. Bignert (1996): Schadstoffe in Fischen. In: Lozán, J. L., R. Lampe, W. Matthäus, E. Rachor, H. Rumohr & H. v. Westernhagen (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee: 212-217.

11 Belastung mit organischen Schadstoffen

111 Wasser - Untersuchungen

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.

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.

112 Sediment-Untersuchungen

Müller, A., Heininger, P. , Pelzer, J., Pfitzner, S., Wölkerling, B.: Bericht zur chemischen Sedimentuntersuchung in Bundeswasserstraßen ausgewählter Ostseeküstengewässer. BfG-0882, Berlin 1995

113 Organismen-Untersuchungen

Miesmuscheln

Gercken, J., (1996): Schadstoffuntersuchungen an Miesmuscheln in den Küstengewässern : Untersuchungsbericht 1995. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern - LAUN, 1-36

Gercken, J., (1997): Schadstoffuntersuchungen an Miesmuscheln in den Küstengewässern : Untersuchungsbericht 1996. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern - LAUN, 1-38

Ostseefische

HELCOM, 1996: Third Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1989-1993; Background Document. Balt. Sea Environ. Proc. No. 64 B, Helsinki

Rückstandshöchstmengenverordnung vom 01.September 1994, in der Fassung vom 26 September 1997, sowie nach der Schadstoffhöchstmengenverordnung vom 23. 03. 1988, geändert durch Verordnung vom 03.03. 1997

Vogeleier

Becker, P.H., S. Schuhmann & C. Koepff (1993): Hatching failure in Common Terns (*Sterna hirundo*) in relation to environmental chemicals. Environ. Pollut. 79: 207-213.

Becker, P.H., & U. Sommer (1998): Die derzeitige Belastung der Flußseeschwalbe mit Umweltchemikalien in Mitteleuropa. Vogelwelt 119: im Druck.

Bosveld, A.T.C., J. Gradener, A.J. Murk, A. Brouwer, M. van Kampen, E.H.G. Evers & M. van den Berg (1995): Effects of PCDDs, PCDFs and PCBs in Common Tern (*Sterna hirundo*) breeding in estuarine and coastal colonies in the Netherlands and Belgium. Environm. Toxicol. Chem. 14: 99-116.

Dabrowski, J., A. Silowiecki, E. Heinisch & S. Wenzel-Klein (1994): Anwendung chlororganischer Pestizide in Polen und hieraus entstehende ökologisch-chemische und ökotoxikologische Folgen. In: E. Heinisch, A. Kettrup & S. Wenzel-Klein (Hrsg.): Schadstoffatlas Osteuropa: 19-24.

Falandysz, J. (1994): Chlororganische Verbindungen in Nahrungsketten im nördlichen Teil Polens. In: E. Heinisch, A. Kettrup & S. Wenzel-Klein (Hrsg.): Schadstoffatlas Osteuropa: 96-101

Fox, G.A. (1976): Eggshell quality: its ecological and physiological significance in a DDE-contaminated Common Tern population. Wilson Bull. 88: 459-477.

- Heinisch, E., A. Kettrup & S. Wenzel-Klein (1994): Ökochemisch-ökotoxikologische Folgen von DDT/Lindan-Masseneinsätzen 1983/84 in der DDR. In: E. Heinisch, A. Kettrup & S. Wenzel-Klein (Hrsg.): Schadstoffatlas Osteuropa: 32-38.
- HELCOM (1993): First assessment of the state of the coastal waters of the Baltic Sea. Baltic Sea Environ. Proc. 54: 1-160.
- Holz, R., & W. Starke (1990): Fremdstoffbelastung in Eiern mecklenburgischer Lachmöwen (*Larus ridibundus*) von 1975 bis 1986. Arch. Nat.schutz Landsch.forsch. 30: 177-194.
- Lozán, J. L., R. Lampe, W. Matthäus, E. Rachor, H. Rumohr & H. v. Westernhagen (Hrsg.; 1996): Warnsignale aus der Ostsee. Berlin. 385 pp.
- OSPAR (1996): Oslo and Paris Conventions for the Prevention of Marine Pollution. Ad hoc Working Group on Monitoring (MON), Stockholm 4-8 November 1996. Summary Record of the meeting of MON 1996.
- Sommer, U., K.R. Schmieder & P.H. Becker (1997): Untersuchung von Seevogeleiern auf chlorierte Pestizide, PCBs und Quecksilber. Bioforum 3/97: 68-72.
- Taylor, R., T. Bogacka, E. Niemircyz, A. Zelechowska, M. Balcerka, E. Korzec, Z. Makowski, R. Geglarski, J. Rybinski & I. Zebrowska (1994): Chlororganische Pestizide und PCB in Oberflächenwasser und Schwebstoffen von Flüssen in Polen. In: E. Heinisch, A. Kettrup & S. Wenzel-Klein (Hrsg.): Schadstoffatlas Osteuropa: 187-195.
- Westernhagen, H. von, & A. Bignert (1996): Gefährdung von Küstenvögeln mit Umweltchemikalien. In: Lozán, J. L., R. Lampe, W. Matthäus, E. Rachor, H. Rumohr & H. v. Westernhagen (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee: 232-236.

15 Sauerstoffmangel

- Agger, C., Aertebjerg, G. (1996): Proceedings of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists, 29-34
- Ehrhardt, M., Wenck, A. (1984): Meeresforsch., 30, H2, 101-110
- Hansen, H.P., Giesenhausen, H.C., Behrends, G. (accepted paper): "Seasonal and long-term control of the bottom water oxygen deficiency in a stratified shallow water coastal system" ICES Journal of Marine Research

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