



**BUND-LÄNDER  
MESSPROGRAMM**



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

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

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

Veröffentlichungen in dieser Reihe erscheinen nach Bedarf.

#### Impressum

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

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

Layout

Cover: E. Skodzinski

Druck:

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

Zu zitieren als:

BLMP (2002), Meeresumwelt 1997 - 1998.

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

---

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

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

**Zustandsbericht 1997 - 1998**  
**für**  
**Nordsee und Ostsee**

---

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

---

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

---

## Ostsee

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

---

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

---

# 1 Vorwort

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

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

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

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

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

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

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

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

([www.bsh.de/Meereskunde/DOD/](http://www.bsh.de/Meereskunde/DOD/)).

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

([www.bsh.de/Meeresumweltschutz/BLMP/](http://www.bsh.de/Meeresumweltschutz/BLMP/))

Dies gilt auch für das aktuelle Jahresmessprogramm.

Hamburg, im Sommer 2002

## 2 Nordsee

### 2.1 Ozeanographie

Die Nordsee ist ein Randmeer des Nordatlantik mit einem ausgeprägten Wasseraustausch durch den Nordeingang und einem etwas schwächeren durch den Englischen Kanal. Der Süßwasserüberschuss der Ostsee gelangt durch die Beltsee in das Kattegat/Skagerrak und durchströmt die nordöstliche Nordsee mit dem norwegischen Küstenstrom.

Die ozeanographischen Bedingungen der Nordsee bzw. deren Variabilität sind stark gekoppelt an großräumige Änderungen der Luftzirkulation, die durch den Index der Nordatlantischen Oszillation (NAO) beschrieben werden. Positive Werte bedeuten eine Zunahme der Westwinde aufgrund verstärkter Luftdruckdifferenzen zwischen den Azoren und Island.

### 2.1.1 Meteorologische Randbedingungen

Die klimatischen Randbedingungen ergeben sich aus der Sonneneinstrahlung, den Windverhältnissen und den Niederschlägen. Unter dem Begriff "Globalstrahlung" wird die Summe der direkten Sonnenstrahlung und der diffusen Himmelsstrahlung verstanden. Die hier gemachten Zahlenangaben für die Globalstrahlung beziehen sich auf die Monatsmittel der Tagessummen.

#### Deutsche Nordseeküste 1997

Die Globalstrahlung an der Ostfriesischen Küste (Norderney) lag im Jahresmittel mit  $10,6 \text{ MJ/m}^2$  (Mega Joule pro Quadratmeter) etwa 7 % über dem langjährigen Mittel (seit

1981). Das Maximum lag mit  $21,0 \text{ MJ/m}^2$  im Juli, das Minimum mit  $1,3 \text{ MJ/m}^2$  im Dezember. Auch die Globalstrahlung an der Nordfriesischen Küste (List) lag mit dem Jahresmittel von  $10,7 \text{ MJ/m}^2$  etwa 4 % über dem langjährigen Mittel. Das Maximum lag mit  $20,6 \text{ MJ/m}^2$  im Juni, das Minimum mit  $1,5 \text{ MJ/m}^2$  im Dezember.

Die überdurchschnittliche Globalstrahlung spiegelt sich auch in der Sonnenscheindauer und der Lufttemperatur wieder. Die Monatsmittel der Lufttemperatur in der Deutschen Bucht (Helgoland) lagen in den Monaten Januar bis September über dem langjährigen Mittel (1961-1990), in den restlichen Monaten des Jahres etwas darunter (Abb. 1). Auffällig warm war der August: die mittlere Temperatur von  $20,6 \text{ }^\circ\text{C}$  lag  $4,0 \text{ }^\circ\text{C}$  über dem langjährigen Durchschnitt. Auch das Jahresmittel der Lufttemperatur von 1997 lag mit  $9,6 \text{ }^\circ\text{C}$  etwa  $0,5 \text{ }^\circ\text{C}$  über dem Mittelwert. Mit 158,5 Stunden lag auch die mittlere monatliche Sonnenscheindauer um etwa 13 % über dem langjährigen Mittel von 140,2 Stunden. Der sonnenreichste Monat war der Oktober mit 290,0 Sonnenstunden. Im Vergleich zum langjährigen Mittel von 220,5 Stunden waren das etwa 32 % mehr. Die Sonnenscheindauer lag auf Norderney (1757 Stunden) und auf Sylt (1866 Stunden) jeweils um etwa 8 %, auf Helgoland (1902 Stunden) um 13% und in Cuxhaven (1876 Stunden) sogar um 15 % über den langjährigen Mitteln (1961-1990).

So gab es 1997 auch weniger Regen: die mittlere monatliche Niederschlagsmenge betrug  $48,7 \text{ mm}$  (langjähriges Mittel  $59,9 \text{ mm}$ ).

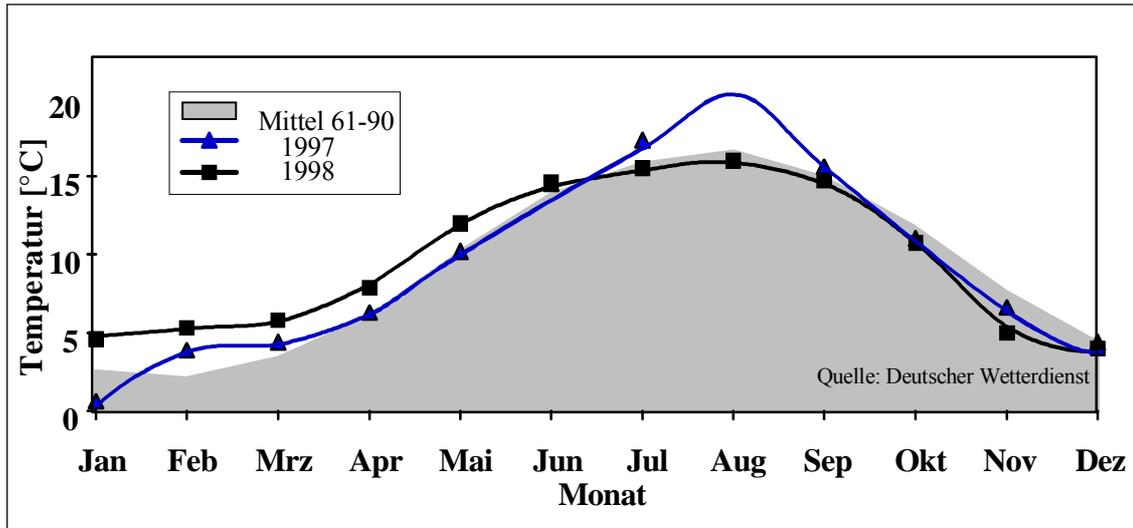


Abb. 1: Monatsmittel der Lufttemperaturen 1997/98 auf Helgoland im Vergleich zum langjährigen Mittel

## Deutsche Nordseeküste 1998

Die Globalstrahlung an der Ostfriesischen Küste lag im Jahresmittel mit  $9,4 \text{ MJ/m}^2$  etwa 6 % unter dem langjährigen Mittel (seit 1981). Das Maximum lag mit  $20,8 \text{ MJ/m}^2$  im Mai, das Minimum mit  $1,5 \text{ MJ/m}^2$  im Dezember. An der Nordfriesischen Küste lag die Globalstrahlung im Jahresmittel mit  $9,5 \text{ MJ/m}^2$  etwa 7% unter dem langjährigen Mittel (seit 1981). Auch hier lag das Maximum mit  $19,4 \text{ MJ/m}^2$  im Mai, das Minimum mit  $1,7 \text{ MJ/m}^2$  im Dezember.

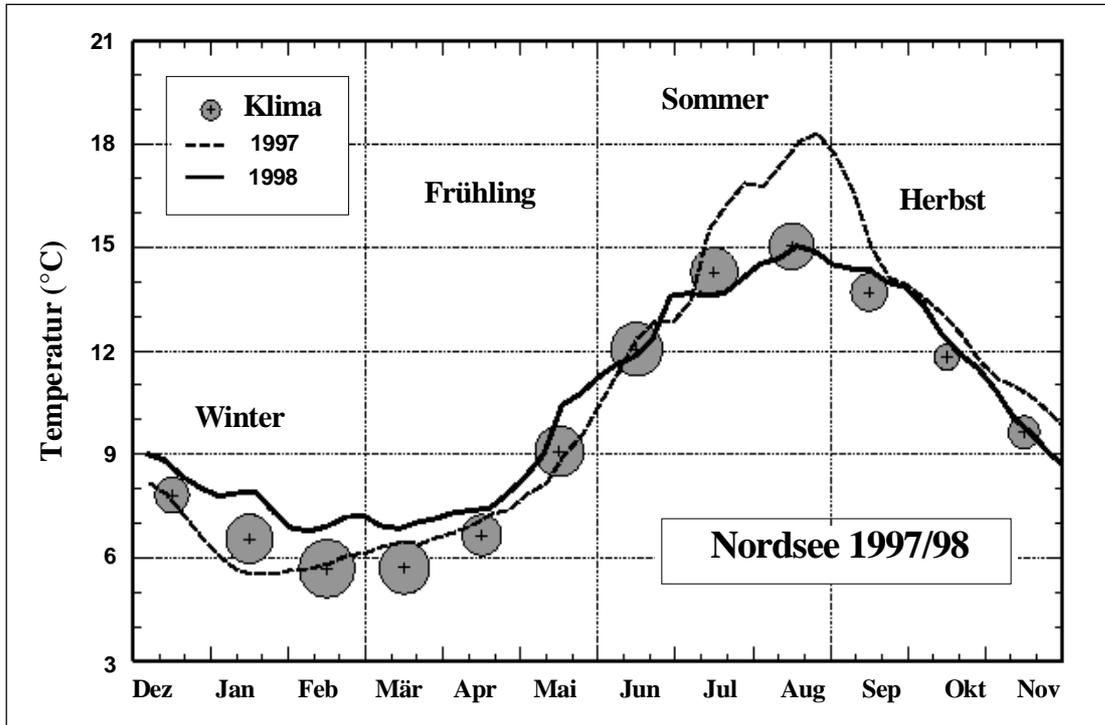
Die Abweichung der Monatsmittel der Lufttemperatur in der Deutschen Bucht von dem langjährigen Mittel (1961-1990) lag in der ersten Jahreshälfte durchschnittlich bei etwa  $+2,0 \text{ }^\circ\text{C}$  und in der zweiten Jahreshälfte bei etwa  $-0,9 \text{ }^\circ\text{C}$  (Abb. 1). Das Jahresmittel der Lufttemperatur lag mit  $9,7 \text{ }^\circ\text{C}$  etwa  $0,6 \text{ }^\circ\text{C}$  über dem Mittelwert (1961-1990). Mit 127,5 Stunden lag die mittlere monatliche Sonnenscheindauer dagegen um etwa 9 % unter dem langjährigen Mittel von 140,2 Stunden. Die Monate April (38 % unter dem Mittelwert) und September (47 % weniger) waren besonders sonnenarm. Der sonnenreichste Monat war der Mai: mit 277,0 Stunden gab es sogar mehr Sonne als im langjährigen Mittel (240,9 Stunden). Die Sonnenscheindauer lag auf Norderey (1405 Stunden) und auf Sylt (1442 Stunden) um 14 % bis 16%, in Helgoland (1530 Stunden) um 9% und in Cuxhaven (1557 Stunden) um etwa 5 % unter den langjährigen Mitteln (1961-1990).

Während der Sommermonate wurden durch eine ausgeprägte Westdrift in rascher Folge atlantische Luftmassen mit Wolken und Regen herangeführt. Die mitgeführte Luft brachte trotz geringer Sonnenscheindauer mäßige Temperaturen mit sich. Dafür regnete es 1998 49 % mehr als im Mittel der Vorjahre. Die monatliche Niederschlagsmenge betrug  $89,2 \text{ mm}$  (langjähriges Mittel  $59,9 \text{ mm}$ ). Sommerübliche stationäre Hochdruckzonen über Nord- und Mitteleuropa wurden nicht aufgebaut.

## 212 Oberflächentemperatur der Nordsee

Die Oberflächentemperaturen der Nordsee werden seit 1968 wöchentlich gemessen und in SST-Karten (Sea Surface Temperature) vom BSH dargestellt. Die über die Nordseeoberfläche gemittelte Temperatur wird jeweils mit den langjährigen Mittelwerten verglichen. In Bezug auf die Oberflächentemperatur der Nordsee waren die Jahre 1997 und 1998 die viert- und fünftwärmsten Jahre seit 1971. Die Jahressgänge sind in Abb. 2 dargestellt. Im August 1997 war das Oberflächenwasser mit einem Gebietsmittel von  $17,6 \text{ }^\circ\text{C}$  um  $2,6 \text{ }^\circ\text{C}$  zu warm und setzte damit einen neuen Rekord in der betrachteten Zeitserie seit 1971. Das Jahr 1998 war dagegen ein eher "normales" Jahr, das nur

durch relativ hohe Wassertemperaturen im Winter auffiel.



**Abb. 2:** Oberflächentemperaturen der Nordsee 1997 und 1998 im Vergleich zu früheren Jahren. Die langjährigen Monatsmittel sind als Kreise eingezeichnet, wobei die Größe der Kreise die Standardabweichung angibt (aus BSH-Jahresbericht 1998 Abb. 14).

## 213 Die hydrographischen Bedingungen der Nordsee

Aus dem Sommer des Jahres 1998 liegt eine großräumige Aufnahme der Nordsee mit dem geschleppten System Delphin vor, das eine

Einschätzung der hydrographischen Situation erlaubt. Die oberflächennahe Salzgehaltsverteilung (nach Daten des Thermosalinographen) zeigt – gemessen an der nördlichen Lage der 35 Isohaline – einen weit in die zentrale Nordsee reichenden Einfluss des Atlantischen Wassers (Abb. 3). Vor Westnorwegen ist über der Norwegischen Rinne salzärmeres (< 31) Wasser baltischen Ursprungs zu finden, das weit nach Westen reicht.

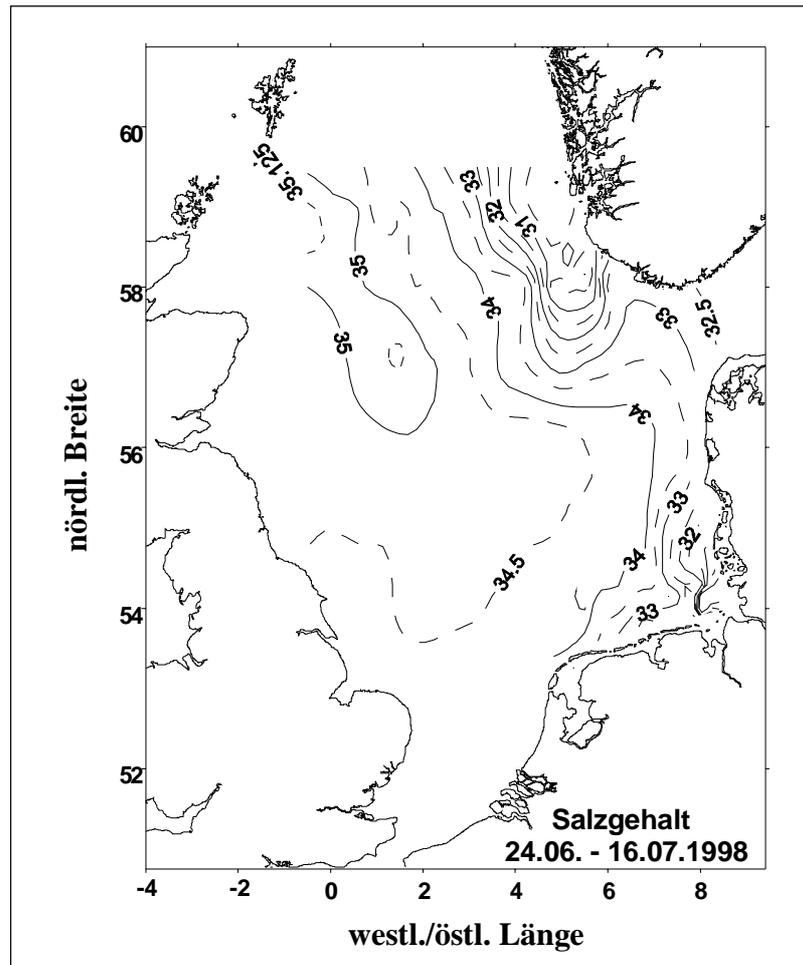


Abb. 3: Salzgehalte in der Nordsee (24. 6. - 16. 7. 1998)

Die vertikale Verteilung von Temperatur und Sauerstoffsättigungswerten auf einem West-Ost-Profil durch die zentrale Nordsee zeigt Abb. 4. Der Temperaturschnitt zeigt die typische sommerliche Schichtung mit einer ausgeprägten Thermokline (= Temperatursprungschicht) zwischen 20 – 30 m Tiefe. Darüber liegt die homogene Deckschicht. Unterhalb der Thermokline sind die Temperaturen des winterlichen Minimums weitgehend erhalten. Die Bodentemperaturen liegen westlich der Doggerbank unter 8 °C und östlich davon unterhalb von 10 °C. Damit liegen

die Temperaturen des Bodenwassers deutlich (ca. 2 °C) über dem langjährigen Mittel.

Die Sauerstoffsättigungswerte ergeben für diesen Schnitt in der Deckschicht übersättigte Werte von etwa 120 %, was auf die Sauerstoffproduktion der Algen zurückzuführen ist. Unterhalb der Thermokline liegen die Werte aufgrund der bakteriellen Zehrung um 90 %. Es wurden keine kritischen Sättigungswerte gefunden.

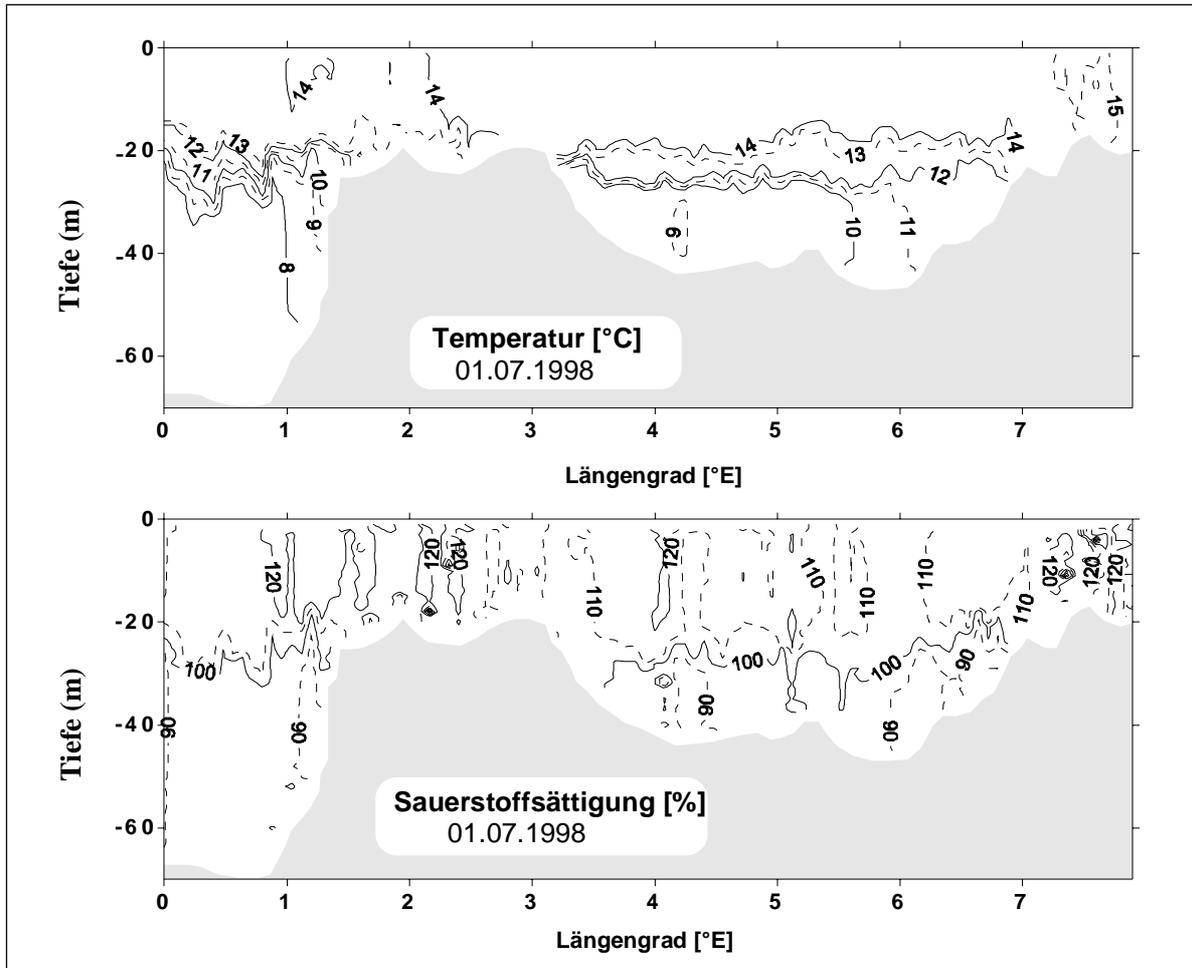


Abb. 4: Temperatur und Sauerstoffverteilung in der Nordsee am 1. Juli 1998

## 214 Hydrographische Bedingungen in der Deutschen Bucht

Die Hydrographie der Deutschen Bucht wird einerseits durch das Nordseewasser – mit wechselnden Anteilen des nördlichen und des südlichen Einstroms vom Atlantik – und andererseits durch die Süßwassereinträge über Elbe und Weser bestimmt. Bei vorwiegend südwestlichen Windrichtungen herrscht in der Deutschen Bucht zyklonale, d.h. gegen den Uhrzeigersinn drehende Zirkulation. Die Wassermassen gelangen von Westen in die Deutsche Bucht und verlassen diese nach Norden mit dem Jütland-Strom. Das Mengenverhältnis zwischen einströmendem Nordseewasser (ca. 8 km<sup>3</sup>/Tag) und zufließendem Süßwasser (0,08

km<sup>3</sup>/Tag) beträgt im langjährigen Mittel etwa 100:1. Das Salzwasser dominiert die Bedingungen in der Deutschen Bucht, wobei zwischen den beiden Wassermassen – zentrales Nordseewasser und Küstenwasser - sprunghafte Übergänge (Fronten) registriert werden, die einerseits verstärkte biologische Aktivitäten und andererseits eine reduzierte laterale Vermischung zur Folge haben.

Die hydrographischen Bedingungen der Deutschen Bucht werden durch die MARNET-Stationen des BSH („Marines Umweltmessnetz in Nord- und Ostsee“) und durch die während der Monitoring-Fahrten aufgenommenen ozeanographischen Parameter beschrieben. Abb. 5 zeigt den Temperaturverlauf über die Wassersäule an der MARNET-Station "Deutsche Bucht" (Position ist 54°10' Nord und 7°27' Ost) für die beiden Jahre.

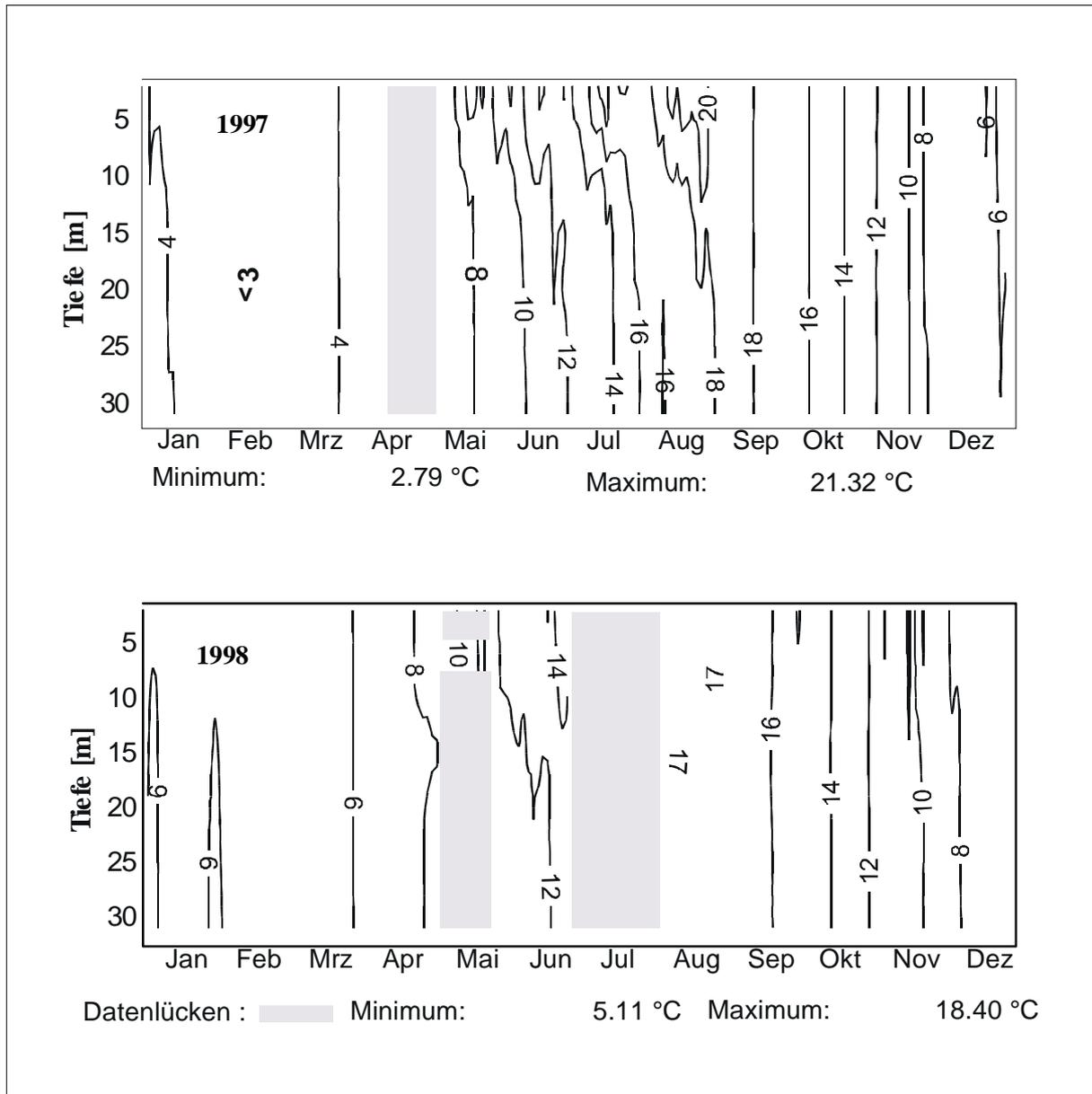


Abb. 5: Temperaturverteilungen 1997 und 1998 aus der Deutschen Bucht

Beide Jahre zeigen deutliche Unterschiede. Das Temperaturminimum im Jahr 1997 wurde im Februar mit Temperaturen unter 3 °C erreicht. Im Mai dieses Jahres bildete sich eine vertikale Schichtung aus, die bis Ende August/Anfang September andauerte. Die vertikalen Temperaturunterschiede erreichten etwa 3 bis 4 °C zwischen der erwärmten Deckschicht (>20°C) und der Tiefenwasserschicht. Ab Mitte September löste sich die Schichtung auf und es herrschten wieder gleiche Temperaturen von der Oberfläche bis in die Tiefe (Homothermie). Das Jahr 1998 dagegen zeigte

einen viel flacheren Jahresgang mit einem Minimum von 5,1 °C im Februar, einer im Mai startenden Schichtung und einem Maximum von 18,4 °C. Bereits im August herrschten wieder homotherme Bedingungen.

Der Jahresgang des Salzgehaltes zeigte an der festen Station in beiden Jahren große Schwankungen, die durch die wechselnde Lage der Elbwasserfahne hervorgerufen werden. Dies war insbesondere zwischen April und September 1997 zu beobachten.

### Zusammenfassung

Die meteorologischen wie auch die hydrographischen Bedingungen im Gebiet der Deutschen Bucht waren in den beiden Untersuchungsjahren unterschiedlich. Das Jahr 1997 war überdurchschnittlich warm, trocken und sonnig. Das Jahr 1998 kann man ebenfalls als zu warm und zu nass einordnen. Die Sonnenscheindauer lag etwa 11 % unter den Erwartungswerten.

Der Jahresgang der Wassertemperatur in der Deutschen Bucht war 1998 wesentlich flacher als der im Jahr 1997. Im Mai beider Jahre bil-

dete sich eine Temperaturschichtung aus, die bis August bzw. September andauerte. Der Salzgehalt zeigte in beiden Jahren große Variabilität, die durch die wechselnde Lage der Elbwasserfahne hervorgerufen wurde.

Das Oberflächenwasser der Nordsee war im August 1997 mit 17,6 °C um 2,6 °C zu warm und setzte damit einen neuen Wärme-Rekord seit 1971. Demzufolge fiel auch der Winter 1997/98 mit relativ hohen Werten auf, doch im Sommer 1998 war die Oberflächentemperatur wieder "normal". Auch die Bodenwassertemperaturen der offenen Nordsee lagen 1998 aufgrund des milden Winters 97/98 mit 8 bis 10 °C deutlich (~ 2°C) über dem langjährigen Mittel.

## 22 Nährstoffe

Die Stickstoffverbindungen Ammonium, Nitrit und Nitrat sowie Phosphat und Silikat sind Nährstoffe. Sie sind für das Pflanzenwachstum unverzichtbar. Ihre Konzentration im Wasser liegt im Winter natürlicherweise höher als während der Vegetationszeit. Erhöhte Nährstoffkonzentrationen führen in der Regel zu verstärktem Wachstum des Phytoplanktons (Eutrophierung) und damit zu großen Mengen an Biomasse, die nach dem Absterben und Absinken am Meeresboden durch Bakterientätigkeit unter Sauerstoffverbrauch abgebaut und mineralisiert wird. So kann ein Überangebot an Nährstoffen z. B. zu späteren Sauerstoffmangelsituationen im Tiefenwasser führen oder andere negative Eutrophierungserscheinungen verursachen.

Die Nährstoffkonzentrationen werden in der Nordsee intensiv beeinflusst von den Einträgen aus Elbe, Weser, Ems und Eider und dem jeweiligen Vermischungsgrad des Flusswassers mit dem Nordseewasser. Während das Wasser im Wattenmeerbereich durch hohe Turbulenzen gut durchmischt ist, treten in den Ästuarbereichen vertikale Schichtungen auf: bodennah herrscht salzreiches Meerwasser vor, das von brackigem Flusswasser überschichtet ist. Die Nährstoffkonzentrationen nehmen von den Ästuaren zur offenen Nordsee allmählich ab. Weiterhin spielen biologische Prozesse und

Wechselwirkungen mit Schwebstoffen eine Rolle. Daher zeigen die Nährstoffkonzentrationen im Wasser einen ausgeprägten Jahresgang, wobei die Maximalwerte in der Regel im Winter – zur Zeit der geringsten biologischen Aktivität und dem größten Fortschritt der Remineralisationsprozesse - auftreten. Für zeitliche Trenduntersuchungen werden daher nur die winterlichen Nährstoffkonzentrationen herangezogen. Allerdings wurden im wattenmeernahen Küstengewässer maximale Phosphatgehalte schon im Herbst beobachtet. Dieser Effekt zeigte sich zuerst in den fünfziger Jahren im westlichen niederländischen Wattenmeer und setzte sich dann bis an das nordfriesische Wattenmeer fort.

### Messprogramm

Alle Nährstoffbestimmungen erfolgten in der filtrierten Probe. Im schleswig-holsteinischen Küstengewässer wurden acht Stationen beprobt (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, LANU). Im Berichtszeitraum wurden insgesamt 61 Beprobungen durchgeführt. Im Jahr 1997 konnte die Februarfahrt wegen Eisgangs nicht vollständig durchgeführt werden. Im Rahmen der Untersuchungen des Algenfrüherkennungssystems (AlgFES) werden jährlich im Zeitraum zwischen Mitte Mai und Mitte Oktober 12 bis 15

Hubschrauberflüge durchgeführt und an neun Stationen Proben entnommen, in denen neben Phytoplanktonuntersuchungen auch Nährstoffe bestimmt werden.

Das niedersächsische Küstengewässer wurde an der Station "Norderney" einmal wöchentlich bei Hochwasser untersucht (NLÖ, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie). Auch hier werden zur Trendbetrachtung die winterlichen Nährsalzkonzentrationen (November bis Februar) auf einen Salzgehalt von 30 normiert. Für 1997 liegen nur 43 (statt 52) Datensätze vor, da die erste Beprobung aufgrund von Eisgang erst Ende Februar durchgeführt werden konnte.

In der Ems erfolgte mit Ausnahme der Monate Januar und November sowie des August 1997 eine monatliche Untersuchung von Einzelproben an acht Stationen.

In der Weser wurden die Nährstoffe in 14-Tages-Mischproben bestimmt. Bis auf Gesamt-Phosphor wurden alle Untersuchungen in der filtrierten Probe vorgenommen.

Die Untersuchungen in der Deutschen Bucht (BSH) wurden im Februar des jeweiligen Jahres durchgeführt. Um die Mischungsdynamik dieser Zone zwischen Fluss- und Meerwasser zu berücksichtigen, wurden auch hier die

Nährstoffkonzentrationen auf vorgegebene Salzgehalte normiert (Körner und Weichart, 1991).

### Schleswig-holsteinisches Küstengewässer

Das schleswig-holsteinische Küstengewässer unterliegt zwischen der Elbmündung und der Halbinsel Eiderstedt im Wesentlichen den Einwirkungen der Süßwasserabflüsse von Elbe und Eider. Im Eider-Ästuar werden im Vergleich zu den küstenferneren Gebieten bzw. zum nord-friesischen Wattenmeer deutlich höhere Nährstoffkonzentrationen gemessen. Der mittlere Salzgehalt des schleswig-holsteinischen Küstengewässers liegt bei 29,2, die Nährstoffkonzentrationen werden daher auf einen Salzgehalt von 30 normiert. Der Jahresgang der Ammonium-, Nitrat- und Gesamtstickstoffkonzentrationen vor der südlichen schleswig-holsteinischen Küste (Station „Süderpiep“) zeigt die Abnahme der Konzentrationen im Frühjahr, das sommerliche Minimum und die Zunahme im Herbst bis zum winterlichen Maximum (Abb. 6). Diese von der Elbfahne beeinflusste Station zeigt im Herbst und Winter deutlich höhere Stickstoffkonzentrationen als die Station nördlich von Sylt. Während des Sommers liegen die Nitratgehalte im "Lister Tief" im Bereich bzw. unter der Bestimmungsgrenze, bei "Süderpiep" dagegen bei 0,2 mg/l N.

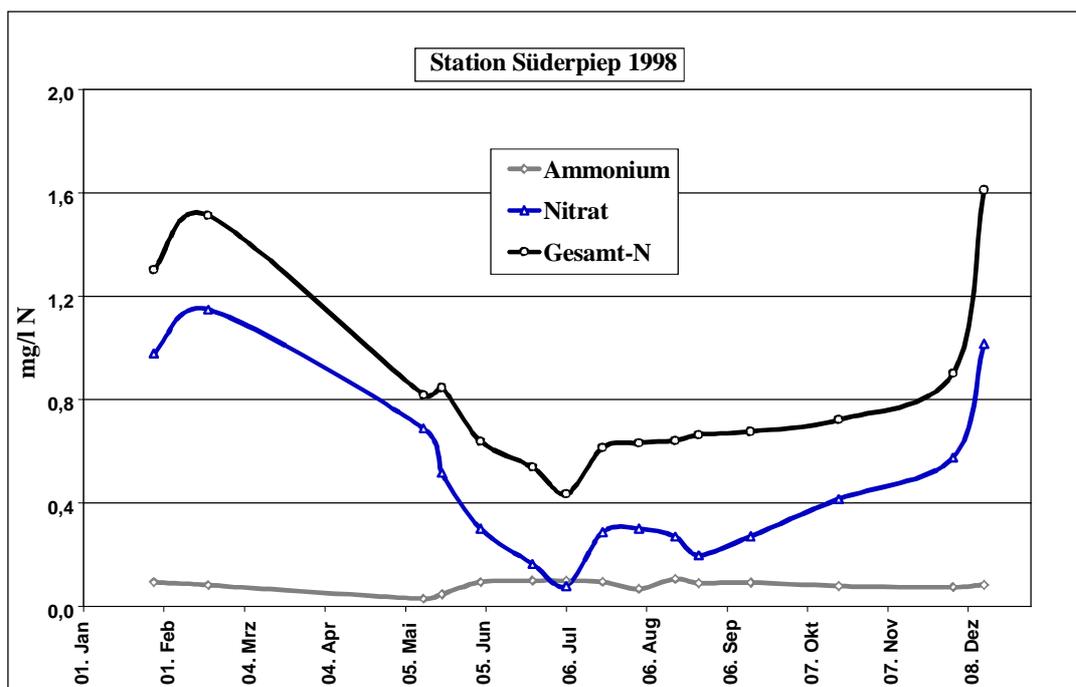


Abb. 6: Ammonium-, Nitrat- und Gesamtstickstoffkonzentrationen an der Station "Süderpiep" im Jahresverlauf 1998

Die Ammonium-Winterkonzentrationen variierten zwischen 0,075 und 0,28 mg/l N, (Median: 0,11 mg/l N bzw. 7,9  $\mu\text{mol/l NH}_4$ ). Im Eider-Ästuar waren die Konzentrationen etwa doppelt so hoch wie in den küstenferneren Gebieten.

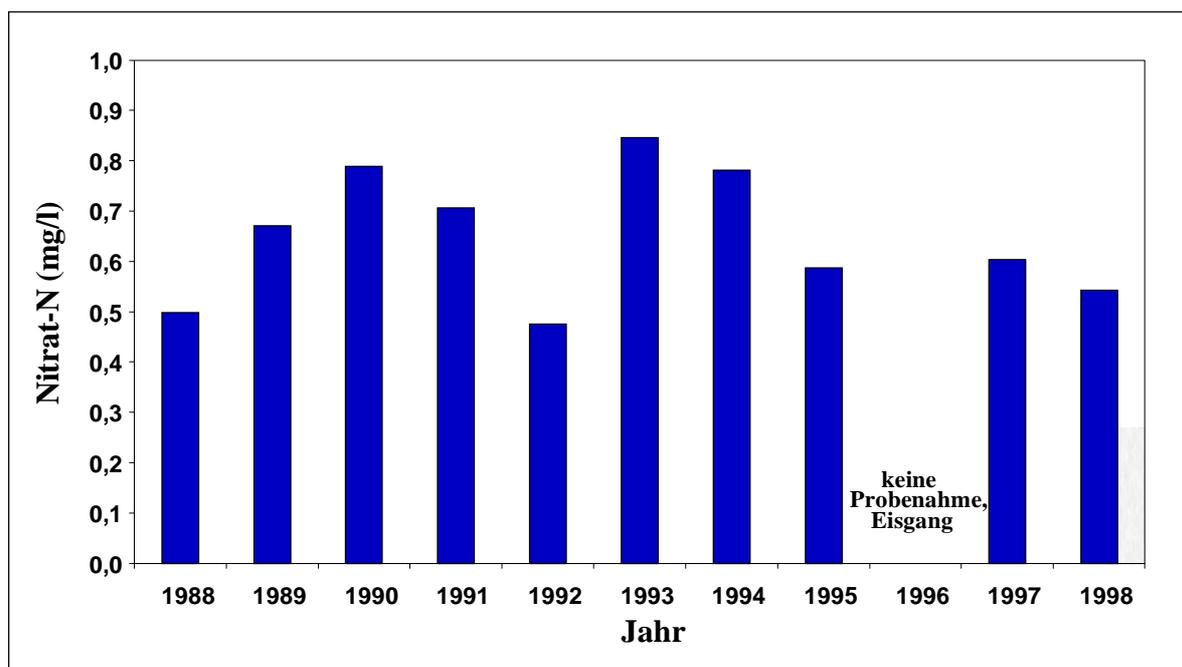
Die Nitrat-Winterkonzentrationen variierten zwischen 0,50 und maximal 1,4 mg/l N (Median: 0,70 mg/l N, bzw. 50  $\mu\text{mol/l NO}_3$ ). Die Gesamtstickstoff-Winterkonzentrationen variierten zwischen 0,9 und maximal 2,4 mg/l N (Median: 1,3 mg/l N bzw. 92  $\mu\text{mol/l N}$ ). Die höchsten Konzentrationen wurden wiederum im Eiderästuar gemessen.

### Trend

Die Ammonium-, Nitrat- und Gesamtstickstoffkonzentrationen lagen im Berichtszeit-

raum in der gleichen Größenordnung wie im Zeitraum von 1994 bis 1996. Auch für den Zeitraum von 1988 bis 1998 ist kein Trend erkennbar, die salzgehaltnormierten Nitratgehalte variierten zwischen 0,48 und 0,85 mg/l N (Abb. 7).

Für die Größenordnung der Nährstoffeinträge über die Flüsse sind im Wesentlichen die Abflussmengen entscheidend. Die jährlichen Stickstofffrachten aus dem schleswig-holsteinischen Nordsee-Einzugsgebiet sind in Abb. 8 dargestellt. Dabei zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit vom Abfluss. Ein Vergleich der Jahresabflussmengen zeigt, dass 1997 ein ausgesprochen trockenes, 1998 dagegen ein regenreiches Jahr war. Entsprechend unterschiedlich hoch sind auch die Stickstoffeinträge der beiden Jahre.



**Abb. 7:** Salzgehaltnormierte Nitrat-Winterkonzentrationen (auf 30 ) im schleswig-holsteinischen Küstengewässer von 1988 bis 1998

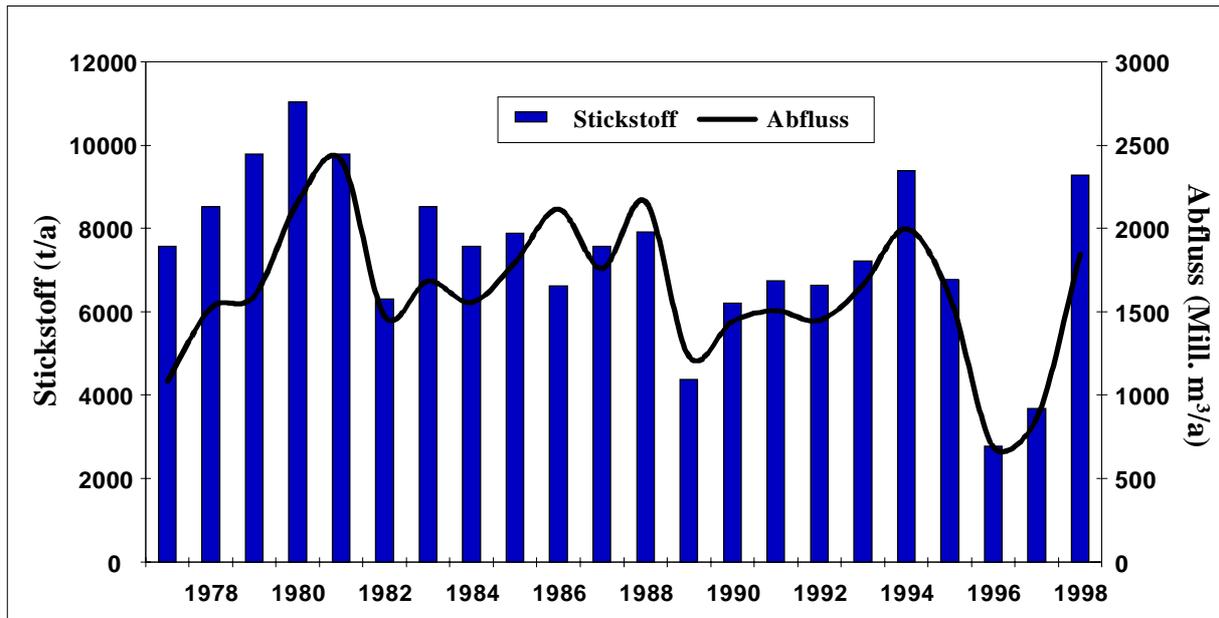


Abb. 8: Stickstofffrachten und Jahresabflusssummen aus dem schleswig-holsteinischen Nordsee-Einzugsgebiet im Zeitraum 1977 - 1998

Phosphor liegt im Meer sowohl als gelöstes ortho-Phosphat als auch in organisch gebundener Form vor. Je höher der Vermischungsgrad mit dem Nordseewasser ist, desto niedriger sind die Konzentrationen, allerdings besteht keine so ausgeprägte Korrelation mit dem Salzgehalt, wie beim Nitrat. Der Jahresverlauf der Phosphat- und Gesamtphosphorkonzentrationen an der südlichen schleswig-holsteinischen Küste (Station "Süderpiep", mit Elbe-Einfluss) ist in Abb. 9 dargestellt. Während die Phosphatkonzentrationen im Janu-

ar/Februar maximale Werte von rd. 0,07 mg/l P (2,2 µMol/l) zeigen, die dann zum Frühjahr hin abnehmen, erfolgt bereits ab Mitte Mai wieder ein Anstieg und von August bis Dezember liegt die Phosphatkonzentration nahezu gleichbleibend zwischen 0,07 und 0,06 mg/l P. Im Lister Tief sind die Phosphor-Winterkonzentrationen dagegen mit 0,05 mg/l P (1,6 µMol/l) niedriger, der Anstieg erfolgt hier erst ab September von 0,02 mg/l P (0,64 µMol/l) bis auf 0,06 mg/l P (1,9 µMol/l) im Dezember.

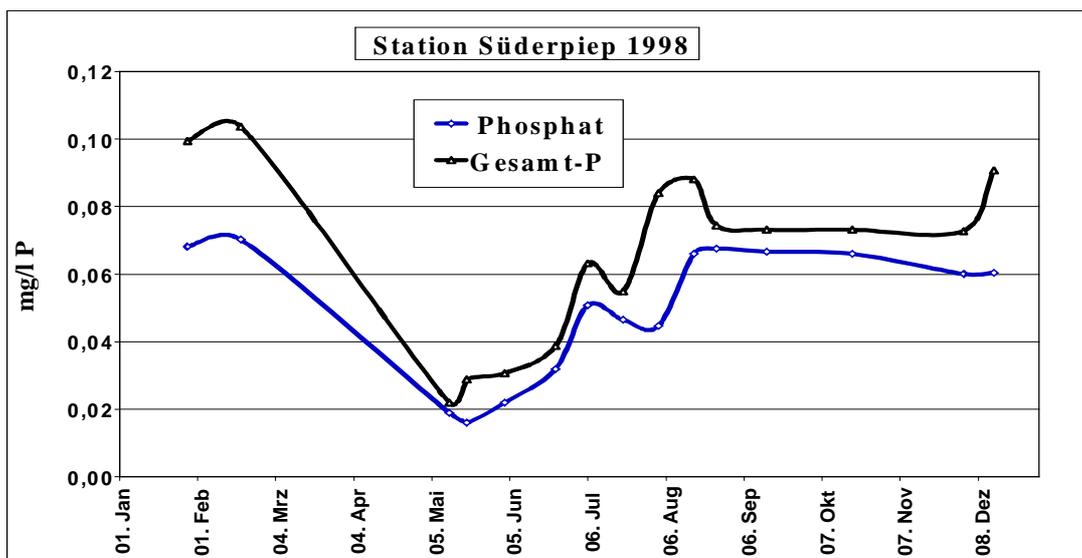


Abb. 9: Phosphat- und Gesamtphosphorkonzentrationen für 1998 an der Station "Süderpiep" im Jahresverlauf 1998

Die Phosphat-Winterkonzentrationen variierten im Berichtszeitraum zwischen 0,044 und maximal 0,091 mg/l P (Median: 0,062 mg/l P bzw. 4,4  $\mu\text{mol/l PO}_4$ ). Auch die jährlichen salzgehaltnormierten Phosphat-Winterkonzentrationen lassen im Zeitraum von 1988 bis 1998 keinen eindeutigen Trend erkennen. Zwischen 1992 und 1998 sind nur geringe Unterschiede erkennbar, deutlich höhere Konzentrationen wurden dagegen in den Jahren 1988, 1989 und 1991 gemessen (Abb. 10). Die Gesamtphosphor-Winterkonzentrationen variierten zwischen 0,07 und maximal 0,14 mg/l P (Median: 0,1 mg/l P bzw. 3,2  $\mu\text{mol/l PO}_4$ ). Die Konzentrationen liegen im Bereich der

Ergebnisse von 1994-96. Die jährlichen Phosphorfrachten und die Abflussmengen aus dem schleswig-holsteinischen Nordsee-Einzugsgebiet sind in Abb.10 dargestellt. Auch für Phosphor zeigt sich dabei bis Anfang der 90er Jahre eine deutliche Abhängigkeit vom Abfluss und entsprechend unterschiedlich hoch sind die Einträge in besonders nassen oder trockenen Jahren (vgl. 1998 mit 1996 oder 1997). Vergleicht man die Jahre 1984 und 1995 mit annähernd gleichen Abflüssen, so ist für 1995 eine Verringerung der Phosphorfracht um rund 25% erkennbar.

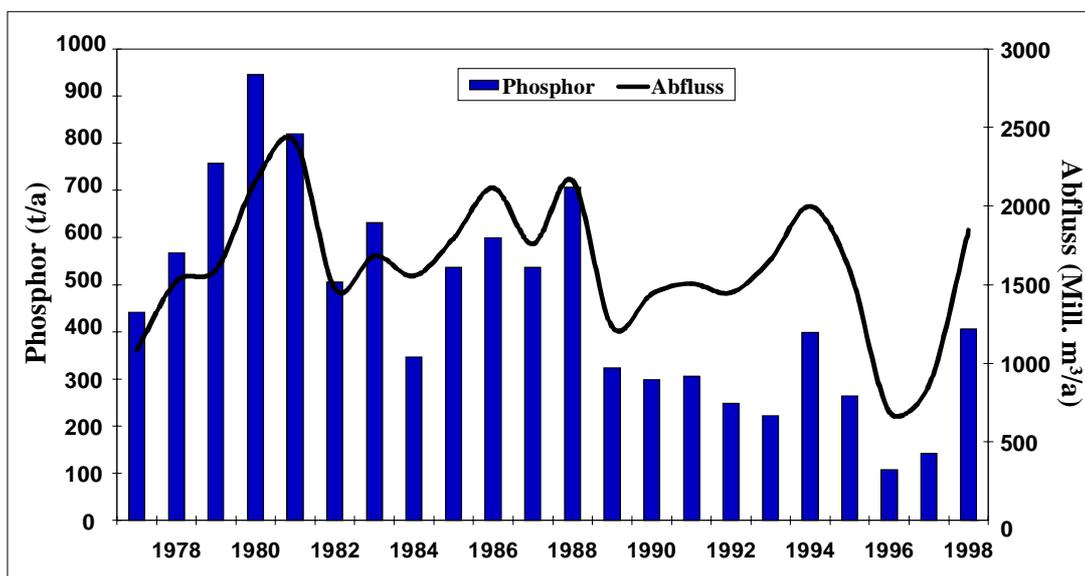


Abb. 10: Phosphorfrachten und Jahresabflusssummen aus dem schleswig-holsteinischen Nordsee-Einzugsgebiet im Zeitraum 1977 – 1998

### Ems -, Weser - Mündung

Die Nährstoff-Konzentrationen der **Ems** werden in den Abbildungen 11 – 13 dargestellt. Werte von Ammonium- und Nitrat-Stickstoff sowie Gesamtphosphor von 1997/98 wurden mit den langjährigen Messreihen seit 1985 verglichen. Dargestellt sind jeweils die Minimal- und Maximalkonzentrationen sowie die Mediane an den einzelnen Messstellen. Die seit 1995 neu hinzugenommene Station Em 2.3 wurde ebenfalls in die Grafiken mitaufge-

nommen, sie kann jedoch nicht für den Langzeitvergleich verwendet werden.

Die mittleren Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen (50-Perzentil) lagen im gesamten Ästuarbereich im Berichtszeitraum unter 0,1 mg/l N (7,1  $\mu\text{mol/l}$ ) und damit im Bereich der oder knapp unter den langjährigen Konzentrationen (Abb. 12). Die 90-Perzentil-Werte nahmen von 0,26 mg/l N (= 18,6  $\mu\text{mol/l}$ ) (inneres Ästuar auf 0,12 mg/l (= 8,6  $\mu\text{mol/l}$ ) im äußeren Ästuar ab. Die Maximalwerte blieben deutlich unter den langjährigen Werten.

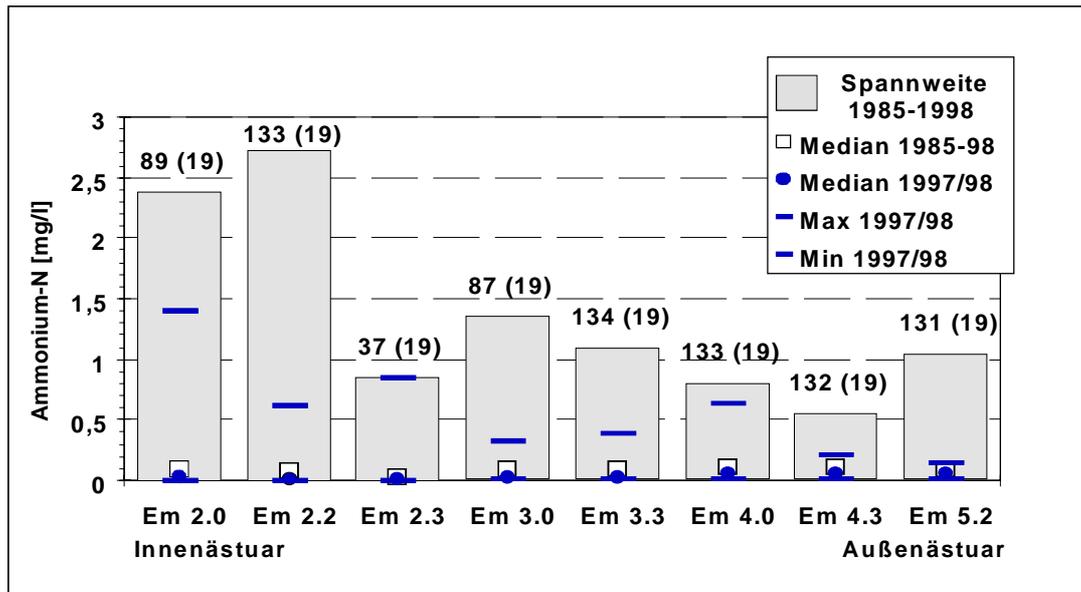


Abb.11: Vergleich der Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen im Ems-Ästuar von 1997/98 mit Daten seit 1985 (Die Zahlen über den Spannweitenbalken geben die Anzahl der zur Berechnung verwendeten Datensätze an, für den Zeitraum 97/98 steht sie in Klammern.)

Die mittleren Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen (50-Perzentil) zeigten 1997/98 eine deutliche Abnahme vom inneren (4,5 mg/l, = 321 µMol/l) zum äußeren Ästuar (0,3 mg/l). Die Maximalwerte zeigten nur an den inneren

Messstellen deutlich niedrigere Konzentrationen als in den Jahren davor, dagegen waren die Maximalkonzentrationen im mittleren Ästuarbereich die höchsten der langjährigen Datenreihe (Abb. 13).

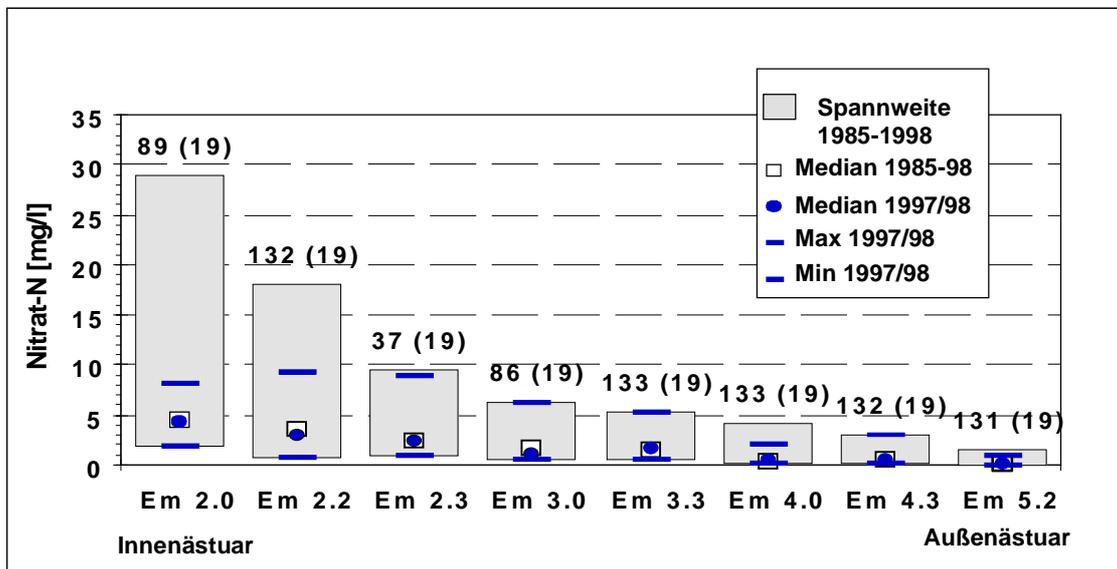


Abb.12: Vergleich der Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen im Ems-Ästuar von 1997/98 mit Daten seit 1985 (Die Zahlen über den Spannweitenbalken geben die Anzahl der zur Berechnung verwendeten Datensätze an, für den Zeitraum 97/98 steht sie in Klammern.)

Die mittleren Gesamtphosphor-Konzentrationen (50-Perzentil) zeigen ebenfalls eine Abnahme vom inneren (1,1 mg/l, = 35 µMol/l) zum äußeren Ästuar (0,2 mg/l, = 6,5 µMol/l).

An den inneren Messstellen fanden sich im Berichtszeitraum höhere Medianwerte als in der Langzeitdatenreihe (Abb. 14). Da im Gesamtphosphorgehalt auch der feststoffgebun-

dene Anteil enthalten ist, kann dies mit der Zunahme der Schwebstoffkonzentrationen im

inneren Ems-Ästuar zusammenhängen.

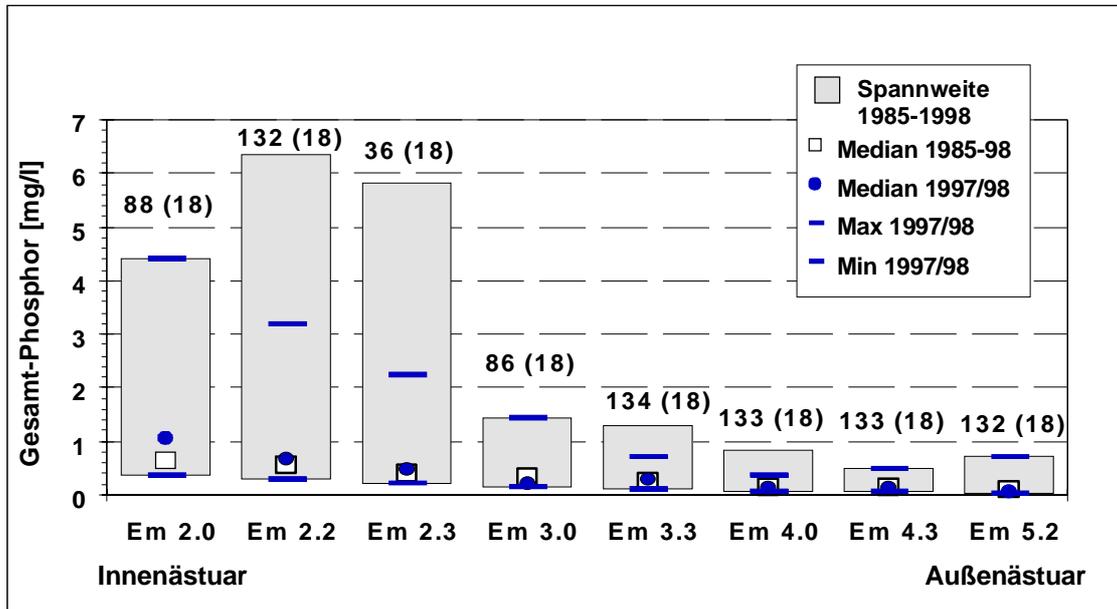


Abb.13: Vergleich der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen im Ems-Ästuar von 1997/98 mit Daten seit 1985 (Die Zahlen über den Spannweitenbalken geben die Anzahl der zur Berechnung verwendeten Datensätze an, für den Zeitraum 97/98 steht sie in Klammern.)

In der **Weser** nahm die Ammoniumkonzentration im Berichtszeitraum an den drei Messstellen etwas ab. Die Gehalte lagen 1998 in Hemelingen und Bremerhaven deutlich unter 0,3 mg/l (90-Perzentil) und in der Trübungszone im Bereich von Brake bei 0,3 mg/l. 1997 wur-

den etwas höhere Konzentrationen über 0,3 mg/l (90-Perzentil) gemessen. In beiden Jahren wurden gleich hohe Nitratkonzentrationen gemessen: 1998 an den genannten Messstellen zwischen 5 und 6 mg/l (90-Perzentil), während sie 1997 nahe bei 6 mg/l lagen (Abb. 14).

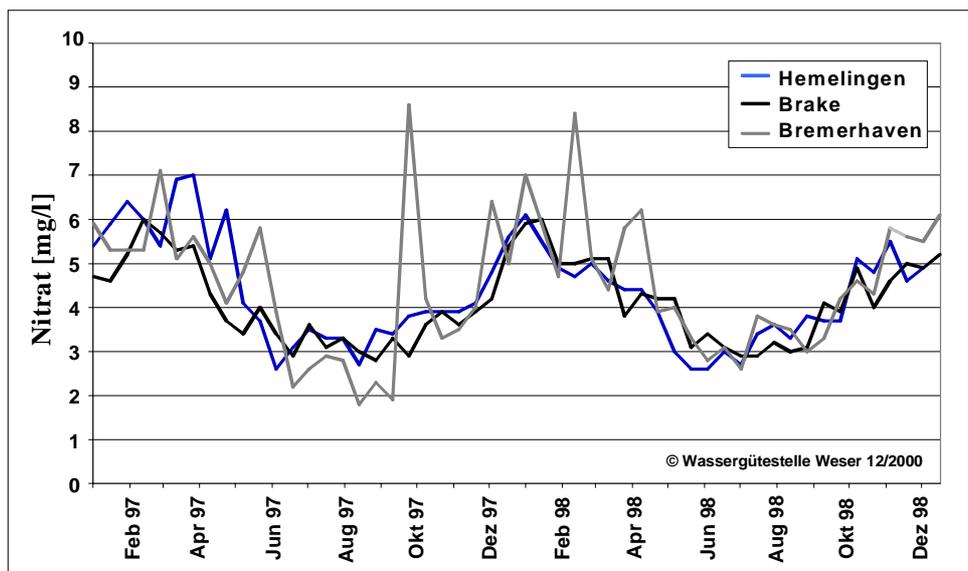


Abb.14: Nitrat-Konzentrationen in der Weser bei Hemelingen, Brake und Bremerhaven von Januar 1997 bis Dezember 1998

Die Gesamtphosphor-Konzentration lag in der Unterweser wegen der hohen Schwebstoffgehalte in der Größenordnung zwischen 0,3 und 1,4 mg/l. Hier war in den Jahren 1997/98 keine Änderung festzustellen. Die Schwankungen an der Messstelle Bremerhaven werden vermutlich durch die besondere Lage im Außenwe-

serbereich mit deutlichem Einfluss von Brackwasser und Schwebstoffen hervorgerufen (Abb. 15).

Für die **Elbe** wurden bis zum Zeitpunkt der Berichterstellung keine Ergebnisse über Nährstoffuntersuchungen mitgeteilt.

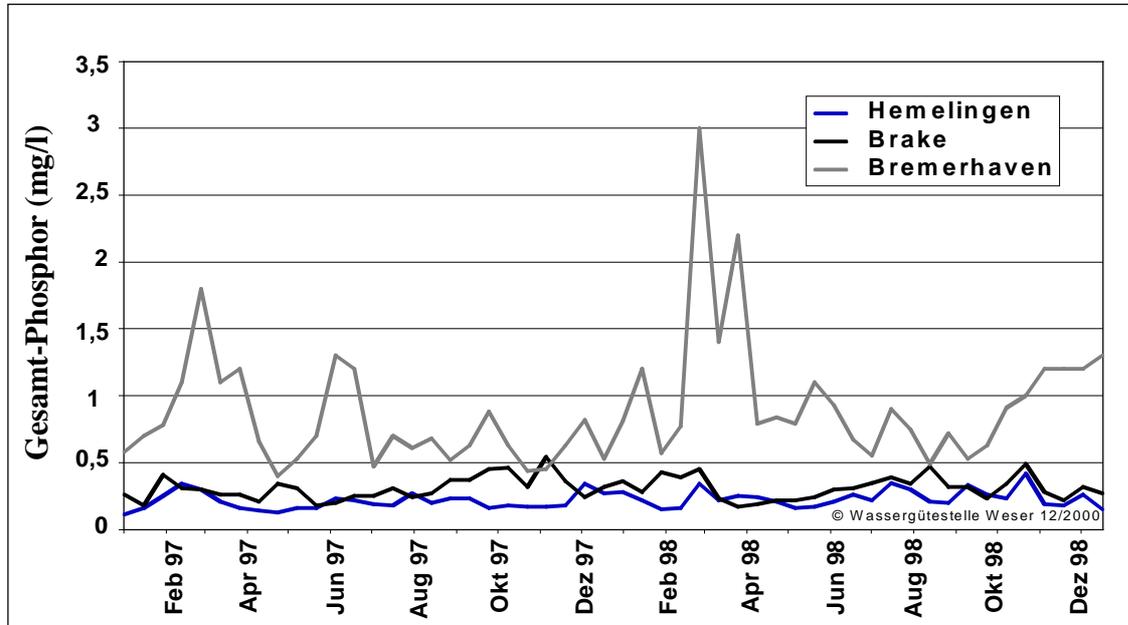


Abb. 15: Jahresgang des Gesamtphosphors in der Weser bei Hemelingen, Brake und Bremerhaven 1997 und 1998

#### Niedersächsisches Küstengewässer

Die Nährstoffgehalte im ostfriesischen Küstengewässer werden im Wesentlichen durch die Einträge aus Ems und Weser bestimmt. In diesem Bericht wird die Station vor Norderney exemplarisch für die niedersächsische Küste betrachtet, da Ergebnisse zu anderen Messstationen zur Zeit der Berichterstellung nicht mitgeteilt wurden. In den nachfolgenden Abbildungen sind die Konzentrationen für Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor im Jahresverlauf für 1998 dargestellt. Deutlich ist Ab-

nahme des Stickstoffs im Frühjahr aufgrund des Verbrauchs durch die Pflanzen und das sommerliche Stickstoff-Minimum auszumachen (Abb. 16). Die Werte lagen in der filterten Probe im Januar/Februar 1998 zwischen 30 und 50  $\mu\text{mol/l}$ .

Anders verläuft die Ganglinie beim Phosphor: im Gegensatz zum Stickstoff führt beim Phosphor die hohe Remineralisation im Wattboden zu einem Phosphat-Maximum im Spätsommer/Herbst (Abb. 17).

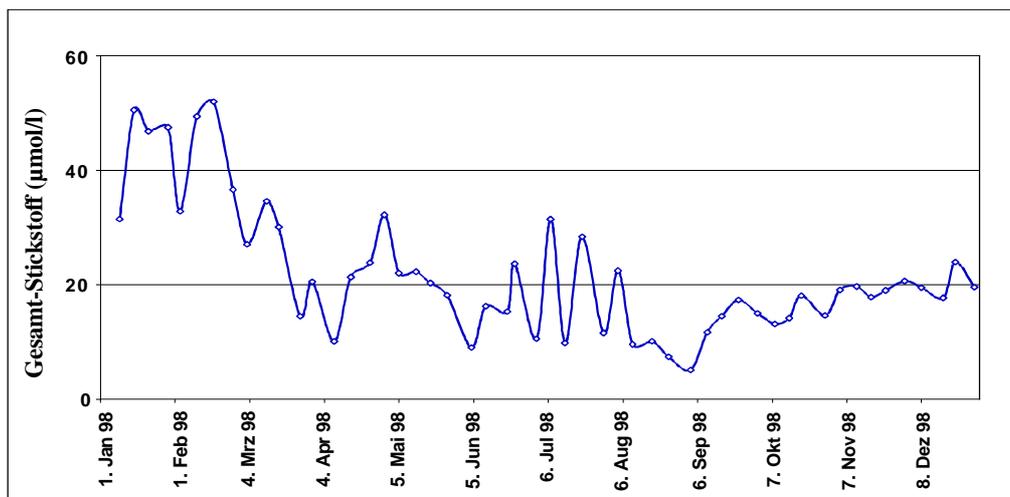


Abb. 16: Ganglinie des Gesamtstickstoffs für 1998 an der Station Norderney

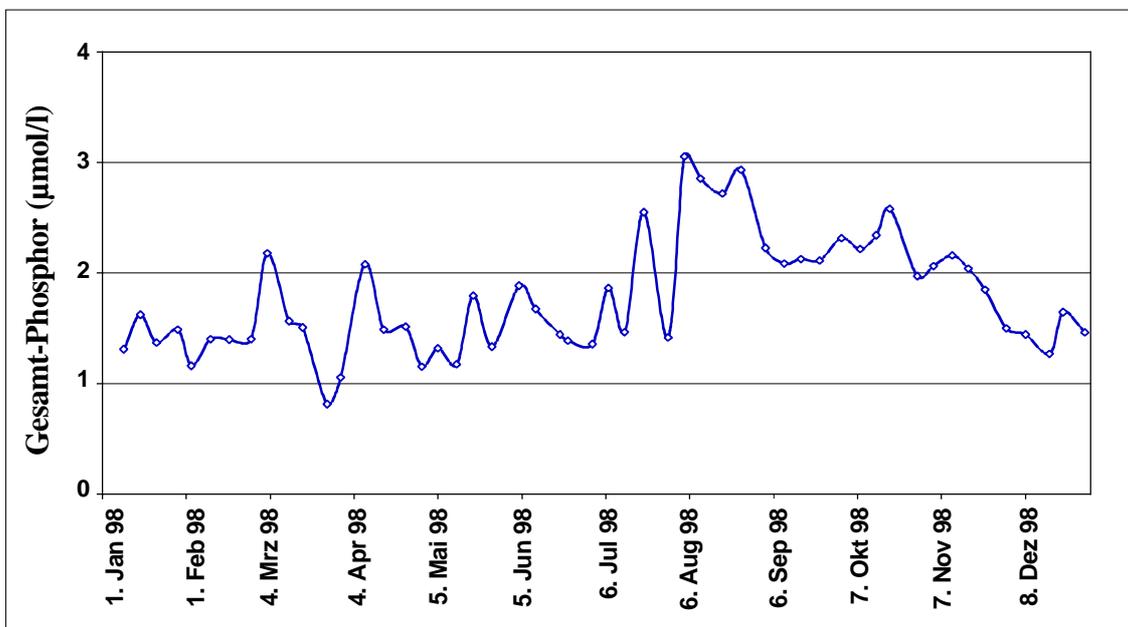


Abb. 17: Ganglinie des Gesamtphosphors für 1998 an der Station Norderney

### Trend

Der Vergleich der normierten Winterwerte zeigt eindeutig, dass der Phosphatgehalt und der Gehalt an gelöstem anorganischen Stickstoff (Summe von Ammonium, Nitrit, Nitrat) in den 90er Jahren niedriger lag als in den 80er Jahren. Dies wird auch für die Jahre 1997 und 1998 bestätigt.

### Deutsche Bucht

In der Deutschen Bucht ist die mittlere Phosphatkonzentration seit Aufnahme des regelmä-

ßigen Monitorings im Jahr 1978 von  $1,27 \pm 0,13 \mu\text{mol/l}$  unter Schwankungen von Jahr zu Jahr bis auf  $0,79 \pm 0,14 \mu\text{mol/l}$  im Jahr 1998 abgesunken. Damit liegt sie noch 25% über der Konzentration aus dem Jahr 1936 mit  $0,53 \pm 0,13 \mu\text{mol/l}$ . Es konnte gezeigt werden, dass die im Jahre 1936 gewonnenen Daten mit den heutigen Daten vergleichbar sind (Weichert, 1990). Die Daten des Jahres 1936 können weitgehend als Konzentration mit einem Zustand der Küstengewässer angesehen werden, als die Landwirtschaft noch ohne intensive Viehhaltung und mit geringem Einsatz an Mineraldünger betrieben wurde. Allerdings fehl-

ten damals Klärwerke, so dass kommunale Abwässer mit ihrer gesamten Nährstofffracht in die Flüsse geleitet wurden. Die heutigen Phosphat-Werte liegen bei  $1,16 \pm 0,15 \mu\text{mol/l}$  für 1997 und  $1,23 \pm 0,20 \mu\text{mol/l}$  für 1998. Im Jahre 1978 lag die salzgehaltsnormierte Phosphatkonzentration noch bei  $2,4 \pm 0,5 \mu\text{mol/l}$  und war damit etwa viermal so hoch wie 1936 mit  $0,56 \pm 0,14 \mu\text{mol/l}$ . Die Silikatkonzentration von 1998 mit  $10,9 \pm 5,0 \mu\text{mol/l}$  unterscheidet sich nicht signifikant von der des Jahres 1936 mit  $10,0 \pm 2,8 \mu\text{mol/l}$ . Die Konzentration des gebundenen Stickstoffs lag 1998 bei  $19,9 \pm 6,2 \mu\text{mol/l}$ . Hier fehlen Bezugsdaten, die zeitlich weit genug zurückreichen und heutigen Ansprüchen nach Zuverlässigkeit genügen.

### Zusammenfassung

Die Einträge der Nährstoffe in die Gewässer der deutschen Nordseeküste erfolgen in erster Linie durch die Flüsse Elbe, Weser, Ems und Eider. Da die Nährstofffrachten von den Abflussmengen abhängig sind, waren auch die

Einträge von 1997 und 1998 entsprechend unterschiedlich. 1997 gab es niedrige und 1998 dagegen hohe Einträge. Die Nährstoffkonzentrationen zeigen im Küstenbereich eine deutliche Abhängigkeit vom Salzgehalt, das heißt vom Vermischungsgrad des Flusswassers mit dem Nordseewasser. So nehmen die Gehalte von den Flussmündungen hin zur offenen Deutschen Bucht ab. Im südlichen Teil des schleswig-holsteinischen Küstengewässers ist die Nährstoffbelastung durch die Eider und die Elbe erkennbar.

Langfristig betrachtet ist die Phosphatkonzentration in der Deutschen Bucht in den letzten Jahren stark zurückgegangen. Für den gebundenen Stickstoff fehlen entsprechende alte Vergleichsdaten. Erkennbar ist nur, dass die in den neunziger Jahren gemessenen Konzentrationen etwas niedriger sind als in den achtziger Jahren.

## 23 Anorganische Schadstoffe

Alle Spurenmetalle kommen natürlich in der Umwelt vor und viele sind teilweise als essentielle Spurenstoffe unentbehrlich für die Existenz von Pflanzen und Tieren (Förstner & Wittmann, 1979; Kieffer, 1984; KERSTEN et al. 1988). Heute sind jedoch anthropogene Aktivitäten die Hauptquelle für viele Spurenmetalle in der Umwelt, so dass die natürlichen Konzentrationen, die sogenannte Hintergrundbelastung (SCHMIDT 1995), deutlich überschritten werden. Im Rahmen des BLMP werden eine Reihe von Schwermetallen (sog. anorganische Schadstoffe) im Wasser, im Sediment und in Meerestieren (Biota) bestimmt, wovon im Folgenden aber nur die Ergebnisse von Quecksilber, Cadmium, Blei, Kupfer und Zink dargestellt werden.

### Messprogramm

#### Meerwasser

Die Spurenmetalle im Wasser wurden nur für Quecksilber von allen Laboren auf die gleiche Art und Weise bestimmt. Die stark unter-

schiedlichen Schwebstoffgehalte des Wassers führten zu verschiedenen methodischen Verfahren (SCHMIDT 1997). Cadmium, Blei, Kupfer und Zink wurden teils aus filtrierten, teils aus unfiltrierten Gesamtproben bestimmt. Daher sind diese Werte nicht direkt vergleichbar. Für die Berechnung des Medians wurde die halbe Bestimmungsgrenze als Wert eingesetzt, wenn der Messwert unterhalb der Bestimmungsgrenze lag.

#### Sediment

Für die Darstellung der Spurenmetalle im Sediment wurden die Daten aller messenden Institutionen einheitlich ausgewertet. Zur überregionalen Vergleichbarkeit der Spurenmetalle im Sediment werden hier nur die Ergebnisse aus der Feinkornfraktion ( $<20\mu\text{m}$ ) behandelt. Der Feinkornanteil der im Berichtszeitraum untersuchten Sedimente variiert zwischen 0,1% und 72%. Die in der Tabelle 1 vorgenommene Gebietseinteilung wird auch für die Spurenmetalle beibehalten. Dabei wurden

nachfolgend angegebene Stationen zusammengefasst:

**Weser I:** Stationen Hemelingen, Brake und Bremerhaven

**Weser II:** Stationen Jadebusen, Hoher Weg und Tettens

**Niedersächsische Küste:** Alle Stationen des NLÖ bis auf die unter Weser,II genannten Stationen

**Elbe I:** Die Stationen von Glückstadt bis zum Müggendorfer Watt

**Elbe II:** Alle Stationen der ARGEE bis auf die unter Elbe,I genannten Stationen

**Schleswig-Holsteinisches Watt:** Alle Stationen des LANU

**Offene Nordsee, I:** Die Stationen aus dem östlichen Teil des Schlickgebiets der inneren Deutschen Bucht (Stationen KS)

**Offene Nordsee, II:** Das sandige Küstenvorfeld der Deutschen Bucht mit den Stationen ES (vor der Ems), Ti (das ehemalige Einbringungsgebiet für Dünn säure nordwestlich Helgoland) bis zu den Stationen L (vor Sylt)

**Offene Nordsee, III:** Die schlickigen Feinsande im äußeren Teil des ertrunkenen Elbe-Urstromtals, (Stationen WB)

**Offene Nordsee, IV:** Die Sande auf dem nördlichen Ausläufer der Dogger im Entenschnabel (Stationen UE67 bis UE70)

Die Lage der Stationen kann der Beschreibung des Messprogramms entnommen werden.

**Tab.1:** Feinkornanteil der untersuchten Sedimente (%). N bedeutet die Anzahl der vorliegenden Werte.

Gebiet, Labor	N	Minimum	Median	Maximum
<i>Weser</i>				
Weser, I, ARGE-Weser				
Weser, II, NLOE	7	14	55	69
Niedersächsische Küste, NLOE	26	0,9	24	69
<i>Elbe</i>				
Elbe, I, ARGE-Elbe	8	9,9	23	56
Elbe, II, ARGE-Elbe	8	3,2	12	31
Schleswig-Holsteinische Küste, LANU	5	1,4	2,2	13
<i>Offene Nordsee</i>				
Offene Nordsee, I, BSH	13	5,7	19	72
Offene Nordsee, II, BSH	49	0,1	1,1	37
Offene Nordsee, III, BSH	16	3,6	15	41
Offene Nordsee, IV, BSH	12	0,3	0,5	2,7

## Biota

Spurenmoleküle in Biota wurden in Miesmuscheln (Nordfriesische Küste: Sylt-Römö-Watt, Ostfriesische Küste, Umweltprobenbank (UPB) und NLÖ), in Eiern von Silbermöwen (Nordfriesische Küste: Trischen, Ostfriesische Küste: Mellum, UPB), Austernfischern (*Haematopus ostralegus*) und Flussschwärzen (*Sterna hirundo*) bestimmt (Ostfriesische Küste und Elbeästuar, Institut für Vogelforschung, "Vogelwarte Helgoland" in Wilhelms-

haven). Im Ei-Inhalt von 10 zufällig ausgewählten Eiern wurde jeweils der Gesamtquecksilbergehalt (anorganisches und organisch gebundenes Hg) bestimmt. Weiterhin wurden Fische auf Schwermetalle untersucht. Dabei handelte es sich um Aalmuttern (Nordfriesische Küste: Meldorfer Bucht, Ostfriesische Küste: Varel-Mellum-Transekt, UPB), Flundern (Weserästuar und Ostfriesische Küste, NLÖ) und um Schollen aus der Deutschen Bucht (BFA-Fi).

## 231 Quecksilber

Quecksilber zählt zu den giftigsten Umweltgiften und findet daher aus ökotoxikologischer Sicht besonderes Interesse (Schmidt, 1992). Aus der Atmosphäre wird es in elementarer und in reaktiver Form durch Niederschläge in das Meer eingetragen. Haupteintragsquelle für die Nordsee sind jedoch die Flüsse (Schmidt et al. 1986, Schmidt 1990).

Quecksilber wird in der Industrie vor allem bei der Chloralkali-Elektrolyse, in der chemischen, holz- und metallverarbeitenden Industrie eingesetzt. Im Wasser und im Sediment entstehen durch mikrobielle Reaktionen Methylquecksilberverbindungen, die von biologischen Systemen leicht aufgenommen und angereichert werden.

Das im Wasser vorhandene Quecksilber wird vom Phytoplankton aufgenommen und unabhängig von der Bindungsform angereichert (Anreicherungsfaktor  $> 3 \times 10^5$ ). Beim Durchlaufen der Nahrungskette vom Phytoplankton über das Zooplankton bis hin zu Fischen und Vögeln erhöht sich jedoch der Anteil des Monomethylquecksilbers stufenweise um jeweils etwa 10 % (Hill et al., 1996; Mason et al., 1995; Mason et al., 1996; Suedel et al., 1994).

Trotz seines lipophilen Charakters reichert es sich nicht wie manche organische Schadstoffe im Fettgewebe, sondern im Eiweiß der Muskeln und der inneren Organe an. Bei höher entwickelten Lebewesen wie den marinen Säugetieren ist das Zentralnervensystem das anfälligste Organ des Monomethylquecksilbers (Von Burg & Greenwood, 1991; Bloom, 1992). Beim Menschen findet man die höchste Anreicherung in der Niere, dann folgen Leber, Milz und Gehirn (Greenwood & Von Burg, 1984). Durch Aufnahme von Quecksilber wird die Immunabwehr bei Mensch und Tieren verringert. Durch Quecksilber werden eine ganze Reihe von Krankheitssymptomen hervorgerufen, wobei die meisten neurologische Beeinträchtigungen hervorrufen. Schwere Quecksilbervergiftungen führen zum Tode, wofür der tragische Fall 1953 in der Minimata-Bucht in Japan ein Beispiel ist. Die Trinkwasserverord-

nung erlaubt derzeit einen Grenzwert von 1  $\mu\text{g/l}$ .

### Meerwasser

Da unfiltrierte Wasserproben in den Flüssen und Ästuaren untersucht wurden, ist eine vergleichbare Bewertung in den Flussmündungen nicht möglich. Die gemessene Quecksilberkonzentration wird hauptsächlich durch die Schwebstoffkonzentration bestimmt.

### Deutsche Bucht

Die Verteilung des Quecksilbers in der Deutschen Bucht zeigte 1997/98, wie schon in früheren Jahren, hohe regionale Unterschiede (Tab. 2 und Abb. 18). Im Wasser der zentralen Nordsee (Stationen 2, 102, 4) waren die Gehalte sehr niedrig. Nur wenig höher lagen sie im Bereich des kontinentalen Küstenwassers vor der ostfriesischen Küste (Stationen 31, 32, 36), sowie westlich von Sylt (Stationen 7, 107). In der mittleren Deutschen Bucht (Stationen 11, 18, 26, 28, 19), wo sich das Elbwasser vermischt, fanden sich etwas höhere Werte von 1,2-1,8  $\text{ng/l}$ . Dagegen weist das äußere Ästuar der Elbe (Stationen 42, 30, 29) und die "Elbwasserfahne" (Stationen 20, 9, 8) mit 7,7  $\text{ng/l}$  höhere Quecksilberwerte auf, was jedoch auch auf die höhere Schwebstoffbelastung zurückgeführt werden kann.

### Trend

Um Aussagen zur Langzeitentwicklung machen zu können, wurden umfangreiche Datensätze der letzten 20-25 Jahre aus einem gut untersuchten Gebiet der Deutschen Bucht westlich von Helgoland ausgewertet. Die Quecksilbergehalte zeigten von 1980 bis 1989 recht hohe Werte und auch große Varianz. Seit 1989 hingegen liegen die Werte für das Gesamtgebiet recht gleichmäßig mit schwach abnehmendem Trend bei einer Konzentration von etwa 1  $\text{ng/l}$ . Ursache für dieses auffällige Verhalten ist der extrem hohe Eintrag des Quecksilbers durch die Elbe, der bis zur Wiedervereinigung Deutschlands überwiegend durch die Abwässer aus der Industrie der DDR verursacht wurde.

**Tab.2:** Quecksilberkonzentrationen (ng/l) in den Jahren 1997/984.

*Aufgrund der Tatsache, dass fast nur unfiltrierte Proben analysiert wurden, sind die Daten nur schwer miteinander vergleichbar. Sie lässt sich daher nicht als Grundlage für eine Bewertung der Situation in den genannten Flussbereichen und Ästuaren heranziehen. Die erreichte Bestimmungsgrenze bei Hemelingen von 0,2 µg/l ist dem Problem nicht angemessen und lässt keine Bewertung der Daten zu.*

Gebiet/Station	Minimum	Median	Maximum
<b>Ems</b>			
Außenems (NLÖ)	13	22	130
<b>Weser</b>			
Hemelingen (ARGE Weser)	<200	-	310
Außenweser (NLÖ)	<5	11	20
<b>Elbe</b>			
Seemannshöft 98 (ARGE Elbe)	1,3	4,75	18
Brunsbüttel 98 (ARGE Elbe)	2,1	16	18
Cuxhaven 98 (ARGE Elbe)	19	37	68
Außenelbe (NLÖ)	5	14	24
<b>Ostfriesische Küste</b>			
Ostfriesisches Watt (NLÖ)	14	28	100
Jade (NLÖ)	5	12	33
Wurster Watt (NLÖ)	19	27	40
<b>Nordfriesische Küste (LANU)</b>	6	13	32
<b>Deutsche Bucht</b>			
Südlich Helgoland (NLÖ)	<5	7	13
Mischungsbereich Elbe (BSH)	2,0	7,7	40,8
Abstrombereich der Elbe (BSH)	0,4	1,8	20,2
Übergangswasser D.Bucht (BSH)	0,3	1,2	5,9
Einstrombereich Kanal (BSH)	0,4	1,4	4,4
Zentrale Nordsee (BSH)	0,2	0,5	6,1

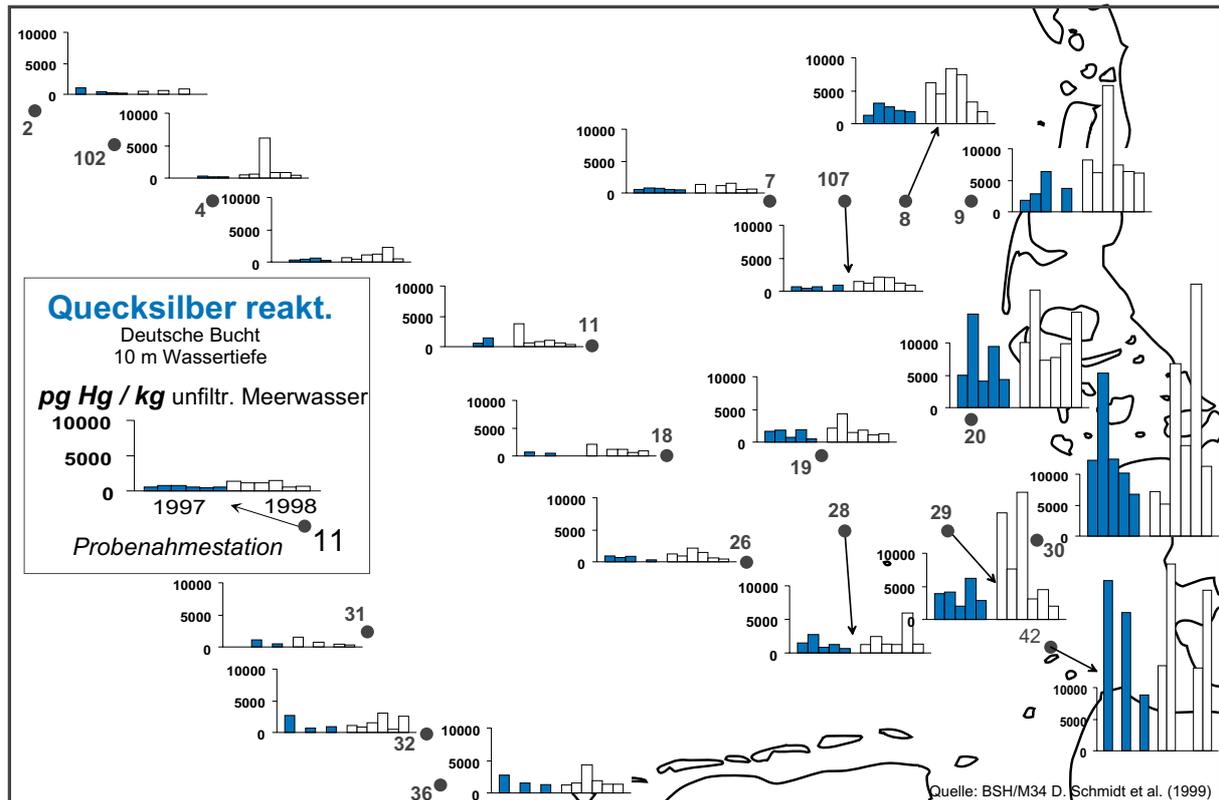


Abb. 18: Verteilung des reaktiven Quecksilbers in der Deutschen Bucht 97/98

### Sediment

Die Bewertung der Spurenmetalle erfolgt durch den Vergleich mit geogener Hintergrundbelastung.

Nach Messungen des BSH liegt der Quecksilbergehalt in der Feinkornfraktion tieferer Sedimentschichten in Kernen aus der Deutschen Bucht zwischen 0,02 und 0,04 mg/kg.

Die Tabelle 3 zeigt die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte. Die Konzentrationen liegen in allen Teilgebieten noch deutlich über den Hintergrundwerten. Selbst für das küstenfernste Teilgebiet, offene "Nordsee,IV", wurden noch Werte zwischen 0,08 und 0,12 mg/kg ermittelt. In den Watten und im Gebiet "Offene Nordsee,I" sind die Gehalte um den Faktor 10

bis 20 gegenüber den Hintergrundwerten erhöht. Der höchste Wert von 1,5 mg/kg wurde in der Elbe bei Glückstadt gefunden. Die Gehalte in den Watten Niedersachsens und Schleswig-Holsteins unterscheiden sich kaum noch.

### Trend

Zum Aufzeigen von Langzeitentwicklungen wurden Daten aus dem Ostteil des Schlickgebietes der inneren Deutschen Bucht (Gebiet "Offene Nordsee,I"), das schon seit 1975 beprobt wird, dargestellt. Hier, und auch in allen anderen Teilgebieten des Festlandsockels, haben die Gehalte von Quecksilber abgenommen

Tab. 3: Quecksilbergehalte in der Feinkornfraktion des Oberflächen-Sediments von 1997/98 in mg/kg TM

	N	Minimum	Median	Maximum
<b>Weser</b>				
Weser, I, ARGEW	11	0,23	0,4	0,53
Weser, II, NLOE	7	0,23	0,34	0,42
Niedersächsische Küste, NLOE	25	0,27	0,35	0,51
<b>Elbe</b>				
Elbe, I, ARGEE	8	0,56	0,8	1,5
Elbe, II, ARGEE	8	0,27	0,39	0,52
Schleswig-Holsteinische Küste, LANU	5	0,28	0,41	0,46
<b>Offene Nordsee</b>				
Offene Nordsee, I, BSH	13	0,36	0,48	0,50
Offene Nordsee, II, BSH	49	0,18	0,34	0,46
Offene Nordsee, III, BSH	16	0,15	0,19	0,21
Offene Nordsee, IV, BSH	12	0,08	0,09	0,12

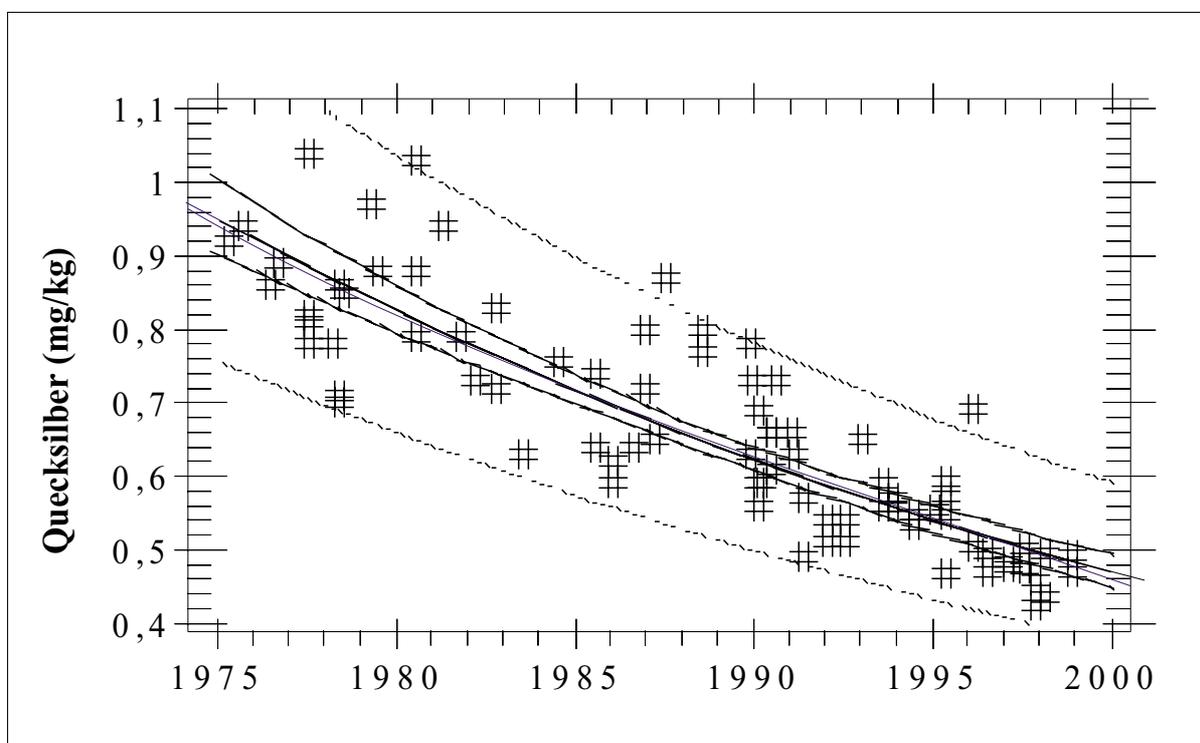


Abb. 19: Quecksilber in der Feinkornfraktion von Sedimenten in der inneren Deutschen Bucht (Gebiet "Offene Nordsee", 95%-Vertrauensbereich und Vorhersagebereich wurden mit eingezeichnet)

**Biota**

Zur Bewertung der Quecksilberbelastung in Biota wurden Miesmuscheln, Fische und Eier von Seevögeln (Silbermöwen, Austernfischer und Seeschwalben) aus verschiedenen Küstenbereichen auf ihre Quecksilber-Gehalte untersucht.

**Miesmuscheln**

Die Gehalte in Miesmuscheln der nord- und ostfriesischen Küste lagen im Mittel zwischen 20 und 29 µg/kg Frischgewicht (Tab. 4). Die Gehalte sind wesentlich niedriger als jene in Fischen und Seevogeleiern, da sich die Muscheln direkt vom Phytoplankton ernähren und damit am Anfang der Nahrungskette stehen.

**Tab. 4:** Quecksilber-Gehalte in Miesmuscheln in µg/kg Frischgewicht (die Werte von der Umweltprobenbank des Bundes (UPB) stammen aus einem Homogenat und entsprechen dem Mittelwert)

Messinstitut/ Jahr	UBP 1997	UPB 1997	NLÖ 1997/98
Herkunft	Sylt/Römö-Watt	Jadebusen	Ostfries. Küste
Minimum	-	-	10/20
Median	22	29	20
Maximum	-	-	30

**Fische**

An Aalmuttern, Flundern und Schollen aus verschiedenen Fanggebieten wurde der Quecksilbergehalt ermittelt. In der Muskulatur von allen untersuchten Fischen stieg die Konzentration sowohl im Küstenbereich als auch in der offenen Nordsee von 1997 nach 1998 um mehr als ein Drittel an. Bisher gibt es hierfür keine

Erklärung. Im Küstenbereich waren die Werte am höchsten. Die Quecksilberwerte in Schollen aus der Deutschen Bucht unterlagen 1997/98 relativ großen Schwankungen. Auch hier lag der Median von 25 untersuchten Individuen 1998 mit 42 µg/kg deutlich über dem von 1997 mit 30 µg/kg.

**Tab. 5:** Quecksilber-Gehalte in Fischen in µg/kg Frischgewicht (die Werte von der UPB stammen aus einem Homogenat und entsprechen dem Mittelwert)

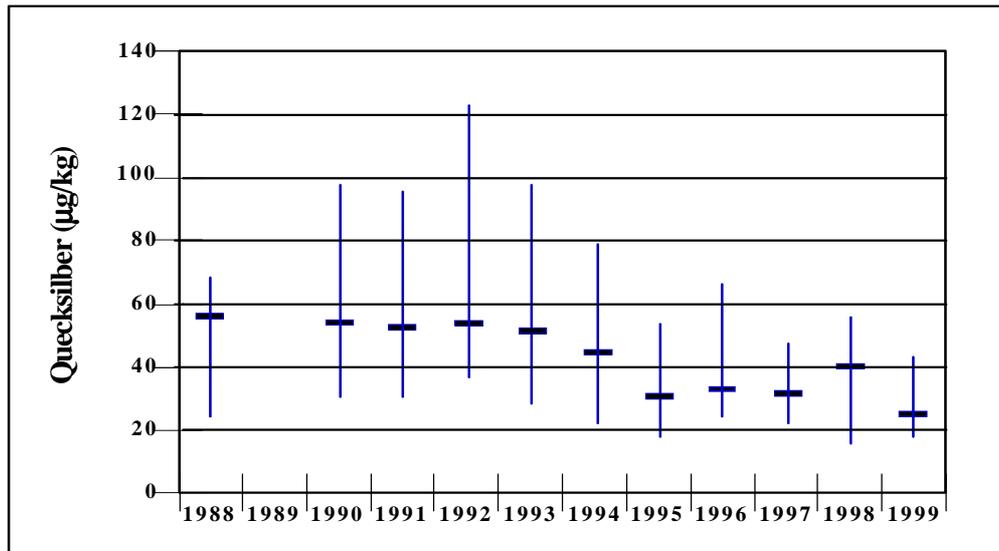
	Aalmutter Muskel	Aalmutter Muskel	Flunder Muskel	Flunder Muskel	Scholle Muskel
Messinstitut	UPB 1997/98	UPB 1997/98	NLÖ 1997/98	NLÖ 1997/98	BFA 1997/98
Herkunft	NF-Küste	Jadebusen	Weserästuar	Ostfries. Küste	Dt. Bucht
Minimum	-	-	20/50	30	22/17
Median	87/124	93/132	60/100	60/90	30/42
Maximum	-	-	120/210	150	48/56

Trotz der teilweise starken Streuungen der Messwerte ist seit 1994/1995 gegenüber den früheren Jahren ein Rückgang der gemessenen

Quecksilbergehalte in Schollen aus der Deutschen Bucht zu verzeichnen (Abb. 20). Entsprechend den vorherrschenden Strömungs-

verhältnissen in der südlichen Nordsee wird das aus der Elbe in die Deutsche Bucht fließende Wasser in nordöstlicher Richtung verfrachtet. Wesentliche Ursache für die Ende der achtziger Jahre festgestellten verhältnismäßig hohen Quecksilbergehalte von Schollen war die hohe Quecksilberfracht der Elbe und deren weitreichender Transport bis in das Untersuchungsgebiet. Während von 1988 bis 1993 die geometrischen Mittelwerte zwischen 50 und 60

$\mu\text{g}/\text{kg}$  schwankten, fielen sie in den darauf folgenden Jahren in den Bereich von 25 bis 45  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Der 1999 ermittelte geometrische Mittelwert von 25,3  $\mu\text{g}/\text{kg}$  entspricht etwa dem für Nordseeschollen typischen "Hintergrundwert" (OSPAR/ICES, 1996). Der beobachtete abnehmende Trend wird als ein Signal auf die seit Beginn der neunziger Jahre rückläufige Quecksilberbelastung der Elbe gedeutet.

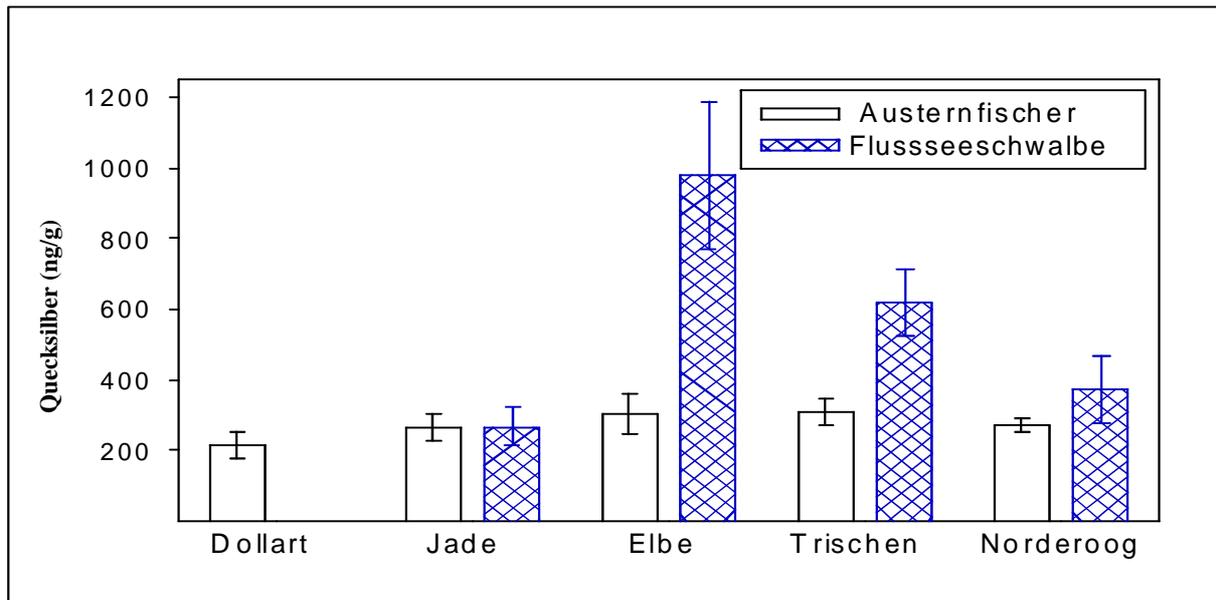


**Abb. 20:** Quecksilbergehalte in Schollen (*Pleuronectes platessa*) aus der Deutschen Bucht in  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Frischgewicht: Geometrischer Mittelwert (waagerechte Balken) und Spannweite zwischen kleinstem und größtem Wert (senkrechte Balken) von jährlich jeweils 25 untersuchten Schollen.

### Flusseeschwalbe und Austernfischer

Umweltchemikalien reichern sich häufig in Küstenvögeln aufgrund ihrer hohen Stellung im marinen Nahrungsnetz stärker an als in anderen Organismen. Neben der Mauser ist für die weiblichen Vögel die Eiablage ein wichtiger Mechanismus der Schwermetall-Entgiftung des Körpers, insbesondere für Quecksilber. An

der räumlichen Verteilung der Belastung der Eier der Flusseeschwalbe in den einzelnen Brutgebieten (Abb. 21) wird deutlich, dass an der deutschen Nordseeküste auch in den 90er Jahren die Elbe die ergiebigste Eintragsquelle von Quecksilber und dessen Verbindungen darstellte (Becker et al. 1985, Becker et al. 1998).



**Abb. 21:** Geographische Variation der Quecksilberbelastung von Austernfischer- und Flusseeeschwalbeneiern im Jahre 1998 (Dollart nur Austernfischer) - arithmetische Mittelwerte in ng/g Eiinhalt Frischmasse  $\pm$  95 % Konfidenzintervalle

Neben der räumlichen Variabilität wurden 1997 bis 1998 auch unterschiedliche Quecksilberkonzentrationen in den beiden Arten gefunden: Die Seeschwalbeneier waren stärker kontaminiert als die des Austernfischers, wobei offenbar die Größe dieses Unterschiedes mit der räumlich variierenden Umweltbelastung schwankte (Abb. 21). Diese Ergebnisse stehen in Zusammenhang mit der unterschiedlichen Ernährungsökologie der beiden Arten. Da den Flusseeeschwalben nach einem langen Heimzug kaum Energiereserven zur Verfügung stehen, müssen sie unmittelbar nach ihrer Ankunft in den Brutgebieten Nahrung aufnehmen. Die Weibchen fressen dann große Mengen an Fisch, in dem Methylquecksilber stärker akkumuliert ist als in den Wirbellosen des Wattes, wie Würmer, Schnecken und Muscheln (Mattig et al. 1997).

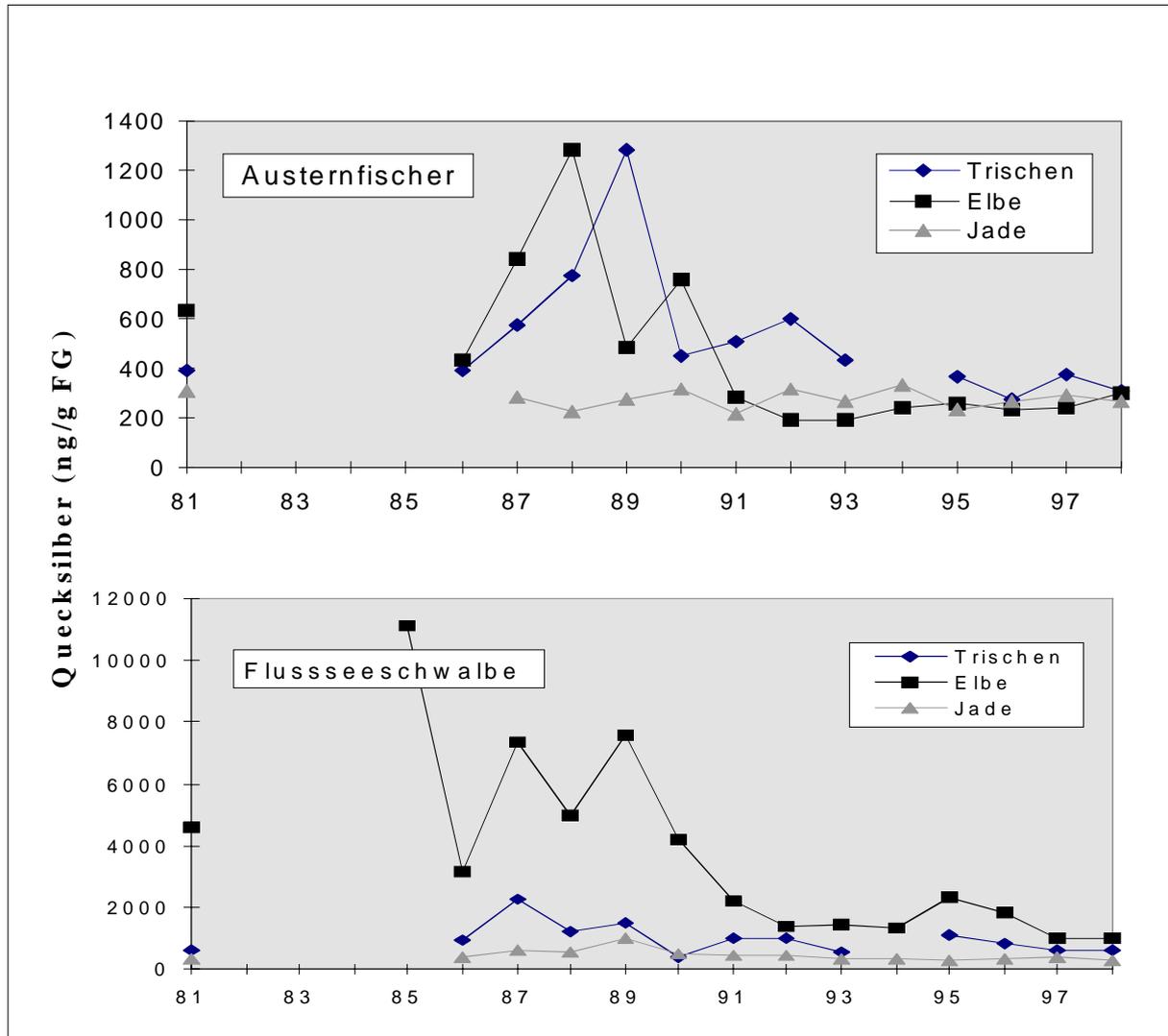
Durch unterschiedliche Nahrung der Vogelarten ergeben sich daher unterschiedliche Quecksilber-Mengen in den Vogeleiern. Naturgemäß sind die Werte dort relativ hoch, wo die Belastung eines Lebensraumes groß ist, im Falle der hier untersuchten Flusseeeschwalben und Austernfischer also in den Brutgebieten der inneren Deutschen Bucht. Beim Austernfischer tritt die räumliche Variabilität kaum in Erscheinung. So wurden an der Elbmündung keine erhöhten Quecksilbergehalte gefunden

(Abb. 21). Dieses Ergebnis dürfte weniger ein Indiz für eine geringe Belastung dieses Gebiets sein als vielmehr für die Ernährungsstrategie des Austernfischers. Da in Ästuaren ausgedehnte Wattflächen als Nahrungshabitate kaum zur Verfügung stehen, weicht der Austernfischer zur Nahrungssuche auf Binnenlandflächen aus und ernährt sich dort von Wirbellosen. Auf diese Weise kontaminieren sich Austernfischer im Vergleich zur Flusseeeschwalbe in geringerem Maße mit Umweltchemikalien, die wie das Quecksilber hauptsächlich durch die Flüsse in die Nordsee eingetragen werden.

Die Quecksilberkonzentrationen in Eiern von Austernfischern und Flusseeeschwalben haben sich in der letzten Dekade in allen untersuchten Brutgebieten (Abb. 22) parallel zur zurückgehenden Belastung von Rhein und Elbe (Haarich, 1996) deutlich verringert. Das Verbot der Anwendung quecksilberhaltiger Saatgutbeizmittel im Jahre 1982 in Westdeutschland und 1990 in den neuen Bundesländern, die teilweise verbesserte Behandlung industrieller Abwässer (Kluge & Vack 1996) sowie eine verbesserte Sonderabfallbehandlung dürften die Ursachen für abnehmende Quecksilberfrachten der Nordseezuflüsse und Rückstände in Eiern der Küstenvögel sein.

Dennoch sind insbesondere Flusseeeschwalbeneier regional auch heute noch so hoch mit Quecksilber belastet, dass ein bruterfolgmin-dernder Einfluss der Schwermetallkontamination nicht auszuschließen ist. Der von Scheuhammer (1987) angegebene Schwellen-

wert von 0,5 µg/g Ei-Frischgewicht wurde besonders von den im Bereich der inneren Deutschen Bucht brütenden Flusseeeschwalben auch im Zeitraum 1997-98 weit überschritten (Becker et al. 1993).



**Abb. 22:** Zeitliche Entwicklung der Quecksilberbelastung (ng/g Feuchtmasse) von Austernfischer- und Flusseeeschwalbeneiern 1981-1998 am Beispiel ausgewählter Brutgebiete der Nordseeküste.

### Silbermöwen

Auch die Eier der Silbermöwen waren im Elbe-Ästuar auf Trischen 1997/98 mit 344 bzw. 299 µg/kg Eiinhalt doppelt so hoch mit Quecksilber belastet wie im Jadebusen auf Mellum (155 bzw. 181 µg/kg). Anhand der Zeitreihen der Quecksilberkonzentration in Silbermöwen- eiern kann zwischen 1988 und 1995 ein deutlicher Rückgang der Belastung festgestellt werden (Abb. 23). Die Konzentrationen liegen in

der gleichen Größenordnung wie beim Austernfischer (vgl. Abb. 21 und 22), der sich wie die Silbermöwe hauptsächlich von Benthosorganismen ernährt.

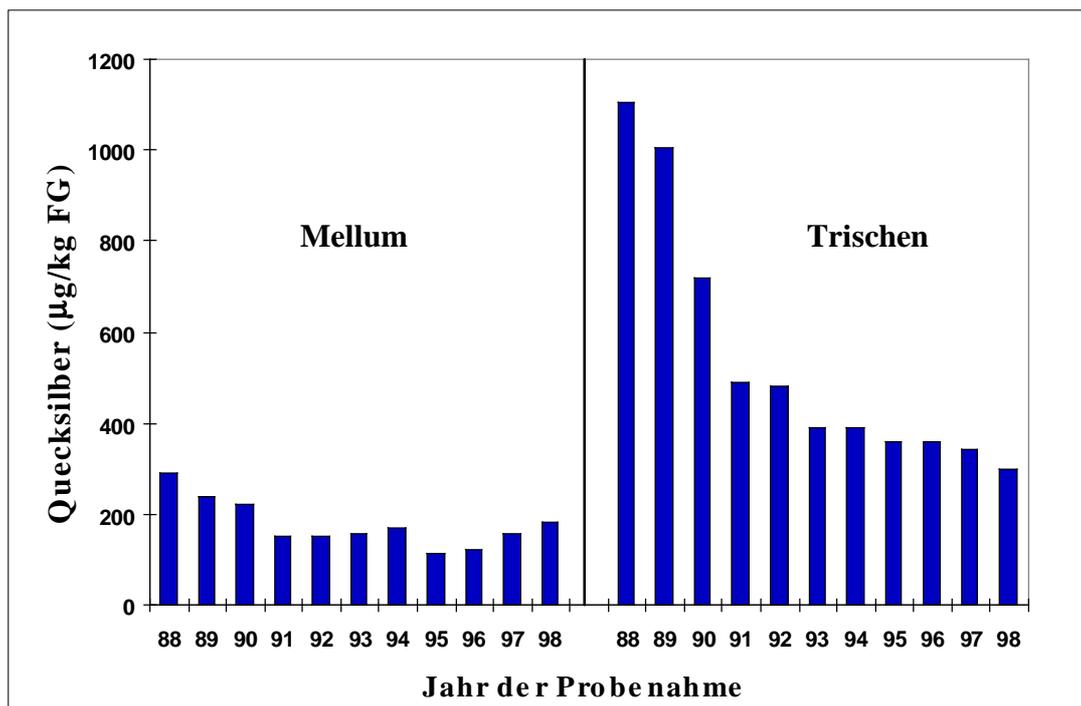


Abb. 23: Quecksilberkonzentration in Silbermöwen-Eihomogenaten, 1988 - 1998

### Vergleichende Quecksilber - Betrachtung

Die räumliche Verteilung des Quecksilbers im Wasser der Deutschen Bucht wird vorwiegend durch die Vermischung des Elbewassers mit dem kontinentalen Küstenwasser der Nordsee gesteuert. Die daraus resultierende Verteilung spiegelt sich ebenfalls in der Feinkornfraktion der Sedimente wieder. Die Anreicherungsfaktoren vom Wasser zum Sediment betragen  $10^4$  bis  $10^5$ . Auch in den hier zusammengestellten Biota findet sich das Verteilungsmuster wieder. Fische und Seevögelier sind in den vom Elbwasser beeinflussten Gebieten wesentlich höher belastet als in elbmündungsfernen. Die Quecksilbergehalte in Muscheln und Fischen waren um das  $10^3$ -fache, die Gehalte in Seevögeliern um das  $10^3$  bis  $10^5$ -fache höher als jene im Wasser.

## 232 Cadmium

Cadmium zählt zu den giftigsten Spurenelementen. Es reichert sich in der Nahrungskette

an und kann Krebs, Missbildungen und Veränderungen des Genmaterials hervorrufen. Cadmium kommt in der Industrie vor allem beim Korrosionsschutz und bei der Herstellung von Batterien und Akkumulatoren zum Einsatz. Bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern gelangen große Mengen Cadmium in die Atmosphäre. In den Boden gelangt es häufig über Phosphatdünger. Cadmium ist in der Umwelt sehr mobil und gelangt vorwiegend über die Atmosphäre und über Abwässer in die Nordsee.

### Meerwasser

Eine Übersicht über die gemessenen Cadmium-Konzentrationen aus der Nordsee gibt Tab.1, wobei darauf zu achten ist, dass die Werte aus filtrierten Proben niedriger ausfallen, da der partikuläre Anteil fehlt. Die Daten sind daher untereinander nur schwer vergleichbar, wie dies bereits im Kapitel zum Quecksilber erwähnt wurde. Dies gilt auch für die nachfolgenden Schwermetalle Blei, Kupfer und Zink.

## Ems, Weser, Elbe

Die Cadmiumkonzentrationen in der Emsmündung lagen in den Jahren 1997/98 zwischen 50 und 290 ng/l (Tab. 6). In der Weser lagen sie bei Hemelingen und Brake meist unterhalb der Bestimmungsgrenze. Dagegen wurden im unfiltrierten Wasser an der Station Bremerhaven während beider Jahre durchgängig scheinbar hohe Cadmium-Werte bestimmt. Hier überschreitet schon der Median von 710 ng/l alle anderen gemessenen Maximal-Werte. Es muss jedoch betont werden, dass die hier angegebenen Werte weitgehend vom Schwebstoffgehalt abhängen, der im Bereich der Trübungszone bei Bremerhaven besonders hoch ist. Die Da-

ten sind daher mit anderen Daten nicht vergleichbar. In der Elbmündung wurden Werte zwischen 20 und 270 ng/l in filtrierten Proben gemessen, wobei die höchsten Werte vor Brunsbüttel – im Bereich der Elbetrübungszone - auftraten.

## Nord- und ostfriesische Küste

Die Cadmiumkonzentrationen des ostfriesischen Wattenmeeres in unfiltrierten Proben entsprachen im Mittel mit 150-190 ng/l denen der Ästuare. Dagegen war der Wert vor der schleswig-holsteinischen Küste mit 30 ng/l (unfiltriert) deutlich niedriger.

Tab. 6: Cadmiumkonzentrationen (ng/l) in unfiltrierten und filtrierten Proben (F) in den Jahren 1997/98

Gebiet/ Station	Minimum	Median	Maximum
<b>Ems</b>			
Außenems (NLÖ)	50	150	290
<b>Weser</b>			
Hemelingen (ARGE Weser)	<BG	-	380
Brake (ARGE Weser)	<BG	<BG	<BG
Bremerhaven (ARGE Weser)	<BG	710	2600
Außenweser (NLÖ)	90	160	290
<b>Elbe</b>			
Seemannshöft 98 (ARGE Elbe) F	<20	10	50
Brunsbüttel 98 (ARGE Elbe) F	20	100	270
Cuxhaven 98 (ARGE Elbe) F	40	60	160
Außenelbe (NLÖ)	60	110	510
<b>Ostfriesische Küste</b>			
Ostfriesisches Watt (NLÖ)	<50	150	530
Jade (NLÖ)	<50	170	470
Wurster Watt (NLÖ)	100	190	340
Nordfriesische Küste (LANU)	<20	30	70
<b>Deutsche Bucht</b>			
südlich Helgoland (NLÖ)	<50	150	380
Mischungsbereich Elbe (BSH) F	10	29	39
Abstrombereich der Elbe (BSH) F	15	20	37
Übergangswasser D. Bucht (BSH) F	12	19	27
Einstrombereich Kanal (BSH) F	13	20	30
zentrale Nordsee (BSH) F	10	14	18

**Deutsche Bucht**

Die räumliche Verteilung des Cadmiums im Wasser der Deutschen Bucht zeigte - wie auch in früheren Jahren – eine gleichmäßig Verteilung (Freimann & Schmidt 1989). Die Gehalte lagen im Mittel zwischen 14 ng/l und 29 ng/l. Ein Gradient mit niedrigen Werten in der äußeren Deutschen Bucht und steigenden Werten in Richtung Elbmündung war deutlich zu beobachten (Tab. 6).

**Trend**

Cadmium wird in der Deutschen Bucht durch das BSH seit 1973 gemessen, seit 1985 aber zusätzlich mit einer zweiten Methode, der Invers-Voltammetrie (DPASV). Die mit dieser Methode erhobenen Daten für gelöstes Cadmium zeigen eine leicht abnehmende zeitliche Entwicklung.

**Sediment**

Die vom BSH für die Deutsche Bucht ermittelten Hintergrundwerte variieren zwischen 0,08 und 0,24 mg/kg, mit dem Medianwert 0,15 mg/kg.

Die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte sind in der Tab. 7 aufgeführt.

Der Maximalwert von 4,4 mg/kg wurde an der Station Hemelingen in der Weser ermittelt. Bei Bremerhaven wurden keine herausragend hohen Werte gefunden. Der Medianwert lag im Berichtszeitraum bei 0,97 mg/kg.

Im Gebiet Offene “Nordsee,III” lagen die Cadmiumgehalte in der Feinkornfraktion mit einem Medianwert von 0,18 mg/kg nur noch wenig über den Hintergrundwerten. In den Küstengewässern waren die Konzentrationen aber immer noch um den Faktor 3 bis 5 erhöht. Die Gehalte in den Watten Niedersachsens und Schleswig-Holsteins liegen mit Medianwerten von 0,74 und 0,73 mg/kg dicht beieinander.

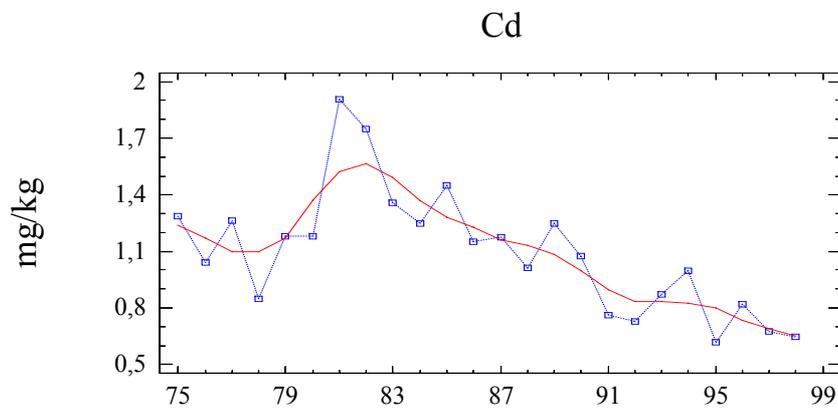
**Tab. 7:** Cadmium in der Feinkornfraktion des Oberflächensediments von 1987/98 (mg/kg)

<b>Gebiet</b>	<b>N</b>	<b>Minimum</b>	<b>Median</b>	<b>Maximum</b>
<b>Weser</b>				
Weser, I, ARGEW	11	0,92	1,3	4,4
Weser, II, NLOE	7	0,47	0,69	1,2
Niedersächsische Küste, NLOE	25	0,38	0,74	1,3
<b>Elbe</b>				
Elbe, I, ARGEE	8	0,37	0,56	1,2
Elbe, II, ARGEE	8	0,22	0,40	0,67
Schleswig-Holsteinische Küste, LANU	5	0,41	0,73	0,99
<b>Offene Nordsee,</b>				
Offene Nordsee, I, BSHI	13	0,46	0,66	1,1
Offene Nordsee, II, BSH	49	0,40	0,89	2,0
Offene Nordsee, III, BSH	16	0,12	0,18	0,34
Offene Nordsee, IV, BSH	12	0,19	0,43	0,68

Die Verteilung des Cadmiums in der Feinkornfraktion von Sedimenten der Nordsee entspricht nicht den Vorstellungen der steten Abnahme von den Ästuaren zur offenen Nordsee, wie sie im filtrierten Wasser gefunden wird. Die Cadmiumkonzentrationen in der Feinkornfraktion sind oftmals dann besonders hoch, wenn der Feinkornanteil klein ist. Die hierzu führenden Mechanismen können noch nicht quantitativ beschrieben werden. Bei gleichem Feinkornanteil aber sind die Gehalte in der inneren Deutschen Bucht höher als im äußeren Teil des Festlandssockels.

### Trend

Zur Abschätzung von Langzeitentwicklungen wurden Daten aus dem Ostteil des Schlickgebietes der inneren Deutschen Bucht (Gebiet "Offene Nordsee, I"), das schon seit 1975 beprobt wird, herangezogen. Hier, und auch in anderen schlickigen Teilgebieten des Festlandssockels, haben die Gehalte von Cadmium abgenommen, was Abb. 24 deutlich belegt. In den Sandgebieten fluktuiert die Cadmiumkonzentration in der Feinkornfraktion mit fluktuierendem Feinkornanteil der Sedimente derart stark, dass keine Trendabschätzung möglich ist.



**Abb. 24:** Cadmium in der Feinkornfraktion von Sedimenten in der inneren Deutschen Bucht (Gebiet "Offene Nordsee, I"). Hier wurden die jährlichen Medianwerte durch eine gestrichelte Linie verbunden. Die durchgezogene Linie wurde mit einem LOWESS-Glätter erzeugt.

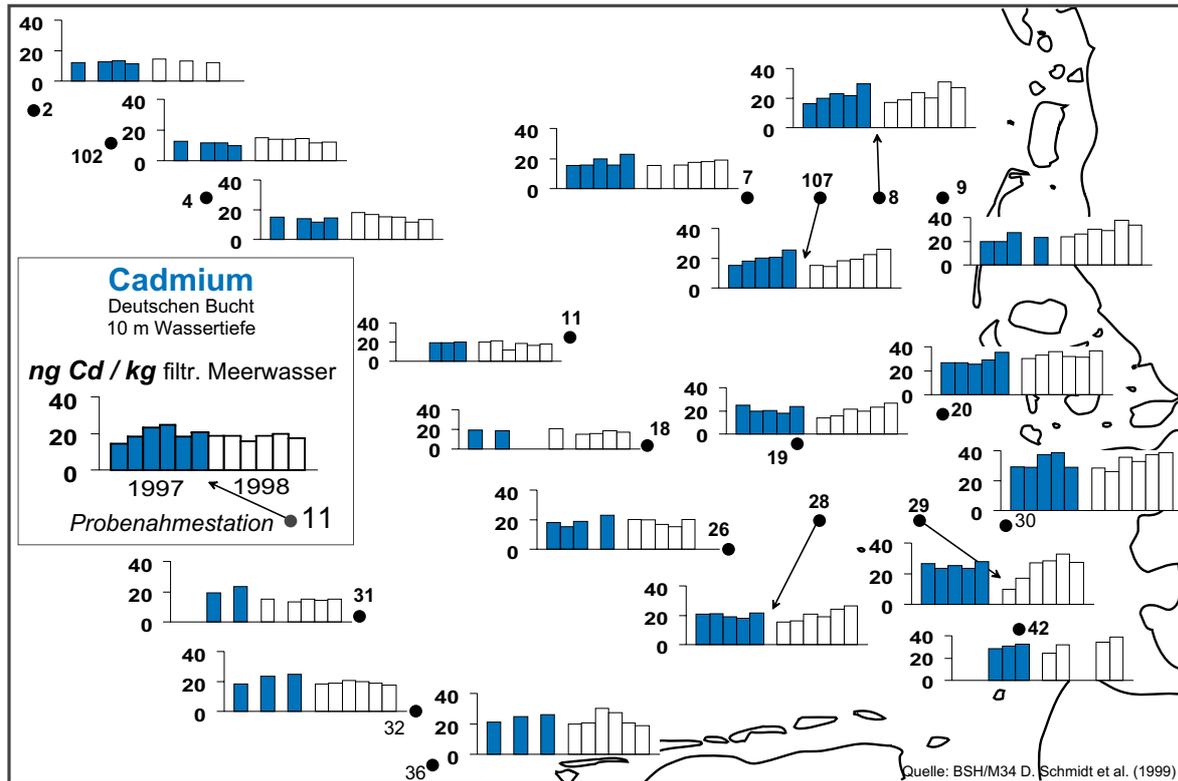


Abb. 25: Verteilung des Cadmiums im Wasser der Deutschen Bucht 1997/98

Tab. 8: Cadmium-Gehalte in Miesmuscheln in µg/kg Frischgewicht (die Werte von der UPB stammen aus einem jährlichen Proben-Homogenat und sind dem Mittelwert vergleichbar)

Muschelherkunft	Sylt/Römö-Watt	Jadebusen	Ostfries. Küste
Messinstitut/ Jahr	UBP 1997	UPB 1997	NLÖ 1997/98
Minimum	-	-	40/80
Median	100	140	50/100
Maximum	-	-	60/180

Biota

Muscheln

Die gemessenen Cadmium-Gehalte in Miesmuscheln von der nord- und ostfriesischen Küste lagen 1997/98 zwischen 40 und 180 µg/kg Frischgewicht, wobei der höchste mittlere Wert im Jadebusen registriert wurde (Tab. 8).

Fische

Der Cadmium-Gehalt wurde in der Leber von Aalmuttern und Flundern aus Küstenbereichen und in Schollen aus der offenen Deutschen Bucht bestimmt. Die Cadmiumgehalte stiegen in allen Gebieten von 1997 nach 1998 an.

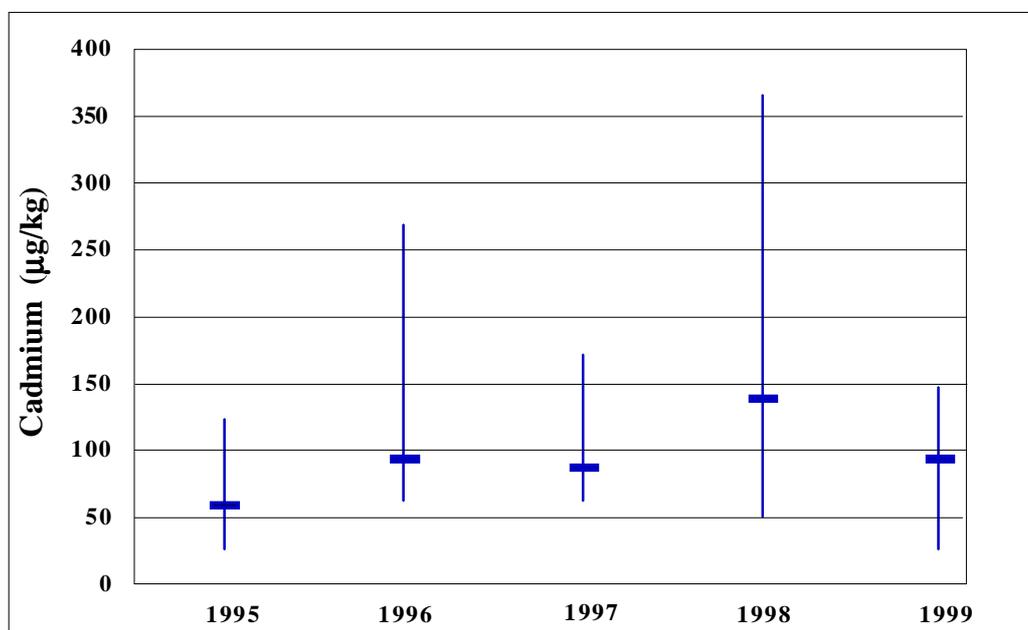
Im Küstenbereich waren sie 1997 mit 20 - 30 µg/kg relativ niedrig, die Schollen aus der Deutschen Bucht wiesen jedoch 82 µg/kg Leber auf. Im Weser-Ästuar, im Jadebusen und in der Deutschen Bucht stiegen die mittleren Werte 1998 um das doppelte bis dreifache an (Tab. 9).

**Tab. 9:** Cadmium-Gehalte in Nordsee-Fischen in  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Frischgewicht 1997/98 (die Werte von der UPB stammen aus einem jährlichen Proben-Homogenat und sind dem Mittelwert vergleichbar)

	<b>Aalmutter Leber</b>	<b>Aalmutter Leber</b>	<b>Flunder Leber</b>	<b>Flunder Leber</b>	<b>Scholle Leber</b>
Messinstitut	UPB 1997/98	UPB 1997/98	NLÖ 1997/98	NLÖ 1997/98	BFA 1997/98
Herkunft	NF-Küste	Jadebusen	Weserästuar	Ostfries. Küste	Dt. Bucht
Minimum	-	-	20/60	<10/10	46/50
Median	20/28	27/56	30/100	30/40	82/161
Maximum	-	-	80/160	50/180	172/358

Abb. 26 zeigt den Verlauf der Cadmium-Gehalte in der Leber von Schollen von 1995 – 1999. Der auffällige Anstieg des durchschnittlichen Cadmiumgehaltes im Jahre 1998 wird von einer gegenüber den Vorjahren höheren Schwankungsbreite der Einzelmesswerte begleitet. Es wird angenommen, dass 1998 Schollen mit höheren Cadmiumgehalten in das Untersuchungsgebiet einwanderten.

Diese Hypothese wird gestützt durch die im Untersuchungsjahr 1999 ermittelten Befunde: Der durchschnittliche Cadmiumgehalt - gemessen als geometrischen Mittelwert - fiel auf  $88,3 \mu\text{g}/\text{kg}$  und gleichzeitig verringerte sich wieder die Spannweite zwischen dem kleinsten und größten Messwert innerhalb des untersuchten Probenmaterials.



**Abb. 26:** Cadmiumgehalt von Schollen (*Pleuronectes platessa*) aus der Deutschen Bucht (Gehaltsangaben bezogen auf Lebergewebe Frischsubstanz, Geometrischer Mittelwert (waagerechte Balken) und Spannweite zwischen kleinstem und größtem Wert (senkrechte Balken) von jährlich 25 untersuchten Schollen)

## Vergleichende Cadmium-Betrachtung

Die mittleren Cadmium-Konzentrationen im Wasser waren 1997/98 in der inneren Deutschen Bucht doppelt so hoch wie in der äußeren. Die Verteilung in der Feinkornfraktion des Sediments folgt nur in feinkörnigen Sedimenten derjenigen des Wassers. So ist die Belastung der Feinkornfraktion in der inneren Deutschen Bucht ebenfalls um den Faktor 2 bis 3 höher als in den äußeren Teilen des deutschen Festlandsockels. Der Anreicherungsfaktor vom Wasser zum Sediment betrug  $10^3$  bis  $10^4$ . Da Cadmium von den hier untersuchten Meerestieren unterschiedlich akkumuliert wird, lassen sich Aussagen über die Verteilung der Belastung für Biota nicht machen. Die Anreicherung ist in Biota wesentlich geringer als im Sediment. Die Gehalte in Muscheln und Fischen betragen das  $10^2$ - bis  $10^3$ -fache des Gehaltes im Wasser.

## 233 Blei

Blei ist ein in der Natur allgegenwärtiges, aber nicht lebensnotwendiges Element. In der Atmosphäre stammt es aus einer Vielzahl von natürlichen und anthropogenen Quellen. Es wird u.a. auch bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern in großen Mengen freigesetzt. Die Hauptmenge des in der Atmosphäre nachweisbaren Bleis stammt aus der Verbrennung von verbleitem Kraftstoff bzw. dem darin enthaltenen Bleitetraethyl. Diese Quelle hat jedoch in den letzten Jahren erheblich durch den Verzicht auf verbleites Benzin abgenommen. Der Haupteintragspfad von Blei in die Umwelt ist die atmosphärische Deposition in Form von Schwebstoffpartikeln (Puls et al. 1997).

Die akute Toxizität von Blei ist gering, jedoch kommt es zu chronischen Vergiftungen bei Aufnahme kleiner Mengen über einen längeren Zeitraum. Anorganische Bleiverbindungen reichern sich in den Knochen, Zähnen und den Haaren an; die Halbwertszeit im menschlichen Körper beträgt mehr als 20 Jahre. Vergiftungs-

erscheinungen betreffen hauptsächlich Nieren, Hoden, den Gastrointestinaltrakt, das Nervensystem und die Biosynthese des Hämoglobins. Die Trinkwasserverordnung gestattet in Deutschland eine Konzentration von  $10 \mu\text{g/l}$ .

## Meerwasser

### Ems, Weser, Elbe

Die Bleiwerte in der Emsmündung variierten in den Jahren 1997/98 von  $1,6$  bis  $5,4 \mu\text{g/l}$  (Tab. 10). In der Weser scheint Bremerhaven ein Belastungsschwerpunkt zu bilden, wie auch die Cadmium-Werte zeigen. Hier wurden im unfiltrierten Wasser durchgängig hohe Bleikonzentrationen gemessen. Damit sind diese Daten für eine vergleichende Bewertung der Situation nicht heranzuziehen. Schon der Median von  $37 \mu\text{g/l}$  überschreitet alle gemessenen Werte im Überwachungsgebiet. Dagegen waren die Werte aus der Elbmündung - allerdings in filtrierten Proben - relativ niedrig ( $0,2$ - $12 \mu\text{g/l}$ ). Hier traten die höchsten Werte vor Brunsbüttel auf - in der Trübungszone der Elbe.

### Nord- und ostfriesische Küste

Die Bleigehalte der ostfriesischen Küste lagen mit  $2,7$  bis  $5,8 \mu\text{g/l}$  in der Größenordnung der Fluss-Werte, dagegen war die nordfriesische Küste mit  $0,4 \mu\text{g/l}$  kaum belastet.

### Deutsche Bucht

Die Blei-Konzentrationen in der äußeren Deutschen Bucht waren extrem niedrig (Abb. 27). Zur Helgoländer Bucht hin und vor der Emsmündung stiegen die Konzentrationen langsam an. In der inneren Deutschen Bucht vor den Ästuaren von Weser und Elbe sowie in der Elbwasserfahne nördlich der Elbmündung bis zur Höhe von Sylt lagen deutlich erhöhte Bleikonzentrationen vor, wobei einzelne Werte ("hot spots") erheblich über die mittleren Werte hinausragten.

Tab. 10: Bleikonzentrationen ( $\mu\text{g/l}$ ) aus unfiltrierten und filtrierten Proben (F) in den Jahren 1997/98<sup>1</sup>

Gebiet/Station	Minimum	Median	Maximum
<b>Ems</b>			
Außenems (NLÖ)	1,6	3,2	5,4
<b>Weser</b>			
Hemelingen (ARGE Weser)	<BG	4,9	15
Brake (ARGE Weser)	<BG	7,2	22
Bremerhaven (ARGE Weser)	10	37	88
Außenweser (NLÖ)	0,6	1,7	2,8
<b>Elbe</b>			
Seemannshöft 98 (ARGE Elbe) F	<0,2	<0,2	2,1
Brunsbüttel 98 (ARGE Elbe) F	0,7	2,2	12
Cuxhaven 98 (ARGE Elbe) F	1,3	2	4,8
Außenelbe (NLÖ)	0,63	1,4	2,7
<b>Ostfriesische Küste</b>			
Ostfriesisches Watt (NLÖ)	1,4	4,9	10
Jade (NLÖ)	1,1	2,7	5,5
Wurster Watt (NLÖ)	2,6	5,8	7,1
<b>Nordfriesische Küste (LANU)</b>	<0,2	0,4	3,5
<b>Deutsche Bucht</b>			
Südlich Helgoland (NLÖ)	<0,3	0,77	1,1
Mischungsbereich Elbe (BSH) F	0,004	0,023	0,360
Abstrombereich der Elbe (BSH) F	0,007	0,017	1,032
Übergangswasser D.B. (BSH) F	0,005	0,023	0,073
Kontinentales Küstenwasser (BSH) F	0,007	0,024	0,069
Zentrale Nordsee (BSH) F	0,001	0,015	0,037

<sup>1</sup> Die unfiltrierten Proben sind für eine vergleichende Bewertung nicht zu verwenden.

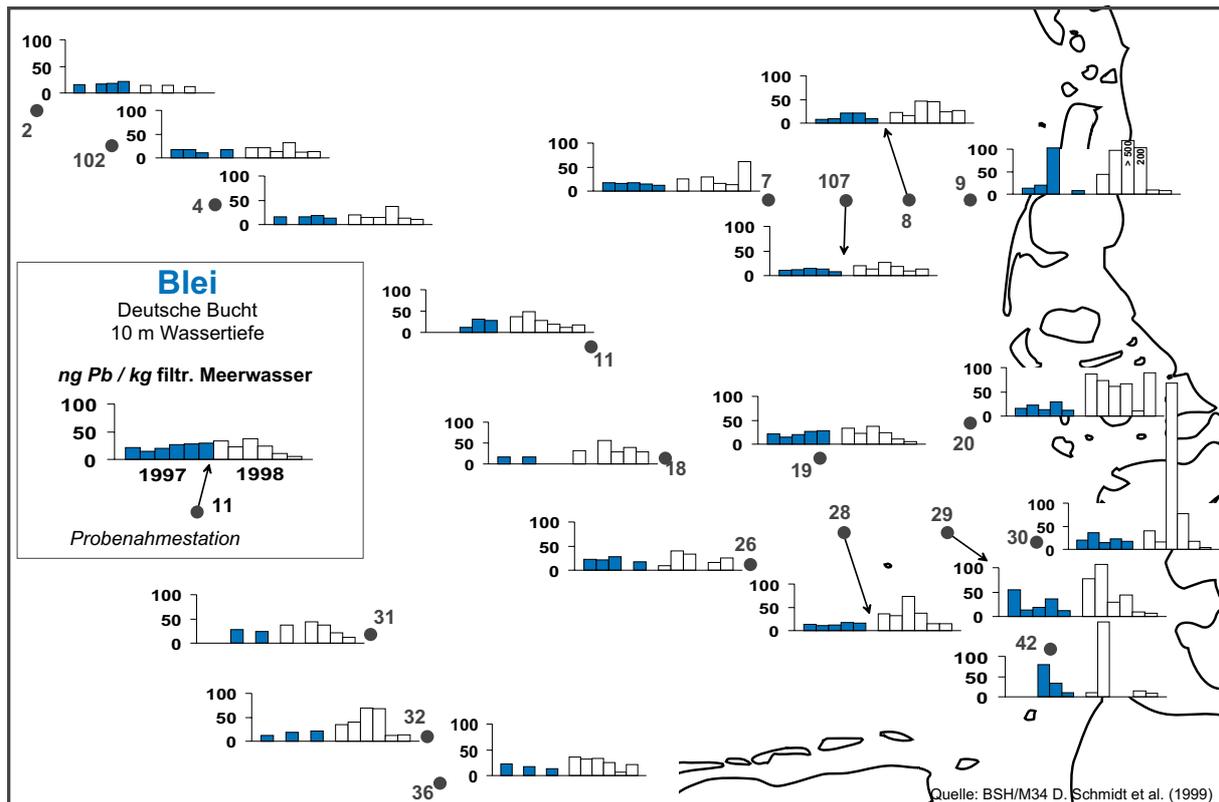


Abb. 27: Verteilung des Bleis im Wasser der Deutsche Bucht 1997/98

**Trend**

Das Metall Blei wird seit 1985 durchgehend mit der Invers-Voltammetrie (DPASV) gemessen. Der berechnete Trend zeigt eine deutliche Abnahme für das Gesamtgebiet.

**Sediment**

Die vom BSH für die Deutsche Bucht ermittelten Hintergrundwerte variieren zwischen 12 und 38 mg/kg, mit einem Medianwert von 27 mg/kg.

Die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte sind in der Tabelle 11 angegeben. Die Gehalte in den Watten Niedersachsens und Schleswig-Holsteins und der Gebiete I und III der offenen Nordsee liegen nahe beieinander, sind aber immer noch um den Faktor 2 gegenüber den Hintergrundwerten erhöht.

Bei Bremerhaven wurden, anders als im Wasser, keine auffällig hohen Werte gefunden. Die Werte lagen hier zwischen 64 und 88 mg/kg.

Ähnlich wie beim Cadmium werden oftmals besonders hohe Bleigehalte in der Feinkornfraktion gefunden, wenn der Feinkornanteil klein ist. So haben die Sedimente mit dem kleinsten Feinkornanteil (“Offene Nordsee, IV”) die höchsten Bleigehalte in der Feinkornfraktion. Auch hier steht die quantitative Beschreibung der zugrunde liegenden Prozesse noch aus.

**Trend**

In den Sanden der Nordsee fluktuiert der Bleigehalt in der Feinkornfraktion mit fluktuierendem Feinkornanteil derart stark, dass nur in wenigen Fällen eine Trendabschätzung möglich ist. Wo dagegen eine Abschätzung möglich ist, wird eine Abnahme des Bleigehalts gefunden.

Die Abbildung zeigt die Entwicklung in dem schllickigen Gebiet Offene Nordsee, I.

Tab. 11: Bleigehalte in der Feinkornfraktion des Oberflächensediments von 1997/98 (mg/kg)

Gebiet	N	Minimum	Median	Maximum
<b>Weser</b>				
Weser, I, ARGEW	11	58	88	150
Weser, II, NLOE	7	41	55	71
Niedersächsische Küste, NLOE	26	32	45	68
<b>Elbe</b>				
Elbe, I, ARGEE	8	33	52	82
Elbe, II, ARGEE	8	18	39	52
Schleswig-Holsteinische Küste, LANU	5	47	51	67
<b>Offene Nordsee,</b>				
Offene Nordsee, I, BSHI	13	51	66	76
Offene Nordsee, II, BSH	49	57	138	216
Offene Nordsee, III, BSH	16	50	59	97
Offene Nordsee, IV, BSH	12	123	180	234

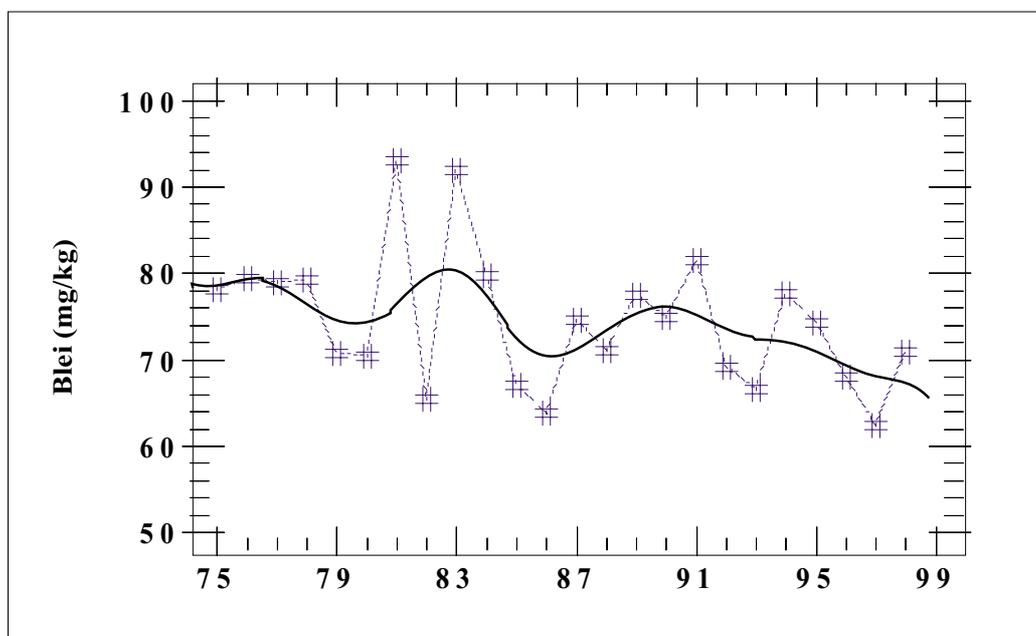


Abb. 28: Bleigehalte in der Feinkornfraktion von Sedimenten der inneren Deutschen Bucht (Gebiet Offene Nordsee, I) von 1975 bis 1998. Die Werte streuen erheblich. Dennoch ist der eingezeichnete Trend mit  $p < 0,05$  signifikant auf dem 95 % Niveau.

Biota

Die Bleigehalte in den Muscheln der deutschen Nordseeküste lagen 1997/98 zwischen 90 und 290 µg/kg Frischgewicht (Tab. 12). Die mittlere

ren Werte waren damit um das zwei bis fünffache höher als jene der Fische. Die Bleigehalte in Schollen der Deutschen Bucht sind seit 1995 auf einem annähernd gleichbleibenden Niveau geblieben und lassen keinen Trend erkennen.

Tab. 12: Blei-Gehalt in Miesmuscheln und Nordsee-Plattfischen 1997/98 in µg/kg Frischgewicht

	Mies- muschel	Mies- muschel	Mies- muschel	Flunder Leber	Flunder Leber	Scholle Leber
Messin- stitut	UPB 1997	UPB 1997	NLÖ 97/98	NLÖ 97/98	NLÖ 97/98	BFA 97/98
Herkunft	Sylt-Watt	Jadebusen	Ostfr. Küste	Weserästuar	Ostfr. Küste	Dt. Bucht
Minimum	-	-	90	<50	<50	27/31
Median	170	290	115	<50	<50/60	49/55
Maxi- mum	-	-	190/140	60/<50	<50/70	150/107

Vergleichende Blei-Betrachtung

Die Verteilung der mittleren Blei-Konzentrationen im Wasser entsprach den Vorstellungen der steten Abnahme von den Ästuaren zu der offenen Nordsee. Die Gebiete vor den Mündungen von Ems/Elbe/Weser waren deutlich höher belastet als das schleswig-holsteinische Wattenmeer, die niedrigste Belastung fand sich in der äußeren Deutschen Bucht. Die Verteilung des Bleis in der Feinkornfraktion der Sedimente unterscheidet sich hiervon völlig. Im äußeren Teil des deutschen Festlandsockels sind die Bleiwerte um den Faktor 3 höher als im küstennahen Bereich der Deutschen Bucht. Die Blei-Konzentrationen im Sediment lagen um das 10<sup>4</sup>- bis 10<sup>6</sup>-fache über denen im Wasser. Für die Biota lassen sich keine regionalen Unterschiede aufzeigen, da entsprechendes Datenmaterial fehlt. Die Akkumulation des Bleis war in den untersuchten Fischen um den Faktor 2 bis 5 niedriger als in den Miesmuscheln.

234 Kupfer

Kupfer ist als essentielles Spurenelement Bestandteil vieler Enzyme und spielt daher eine bedeutende Rolle im Stoffwechsel. Jedoch kann es genau so giftig wie nicht-essentielle Schwermetalle wie Blei oder Quecksilber wirken. Kupfer ist aber nur dann für Tiere toxisch, wenn die Kapazität der homeostatischen Regulierung im Körper überschritten wird, d.h. wenn das überschüssige Kupfer im Körper nicht mehr an die vorhandenen Kupferproteine gebunden werden kann. Es ist für viele Bakterien und Pflanzen ein toxisches Metall. Viele Pflanzen- und Tierorganismen haben jedoch Regulierungsmechanismen entwickelt, um seine Konzentration im Körper zu steuern.

Kupfer findet vor allem in der Elektro- und Metallindustrie Verwendung und ist Bestandteil von Farbstoffen und Pestiziden. Der Eintrag in die Gewässer erfolgt vor allem durch die metallverarbeitende Industrie, kommunale Abwässer und atmosphärische Deposition. Speziell in den Küstengewässern ist ein Eintrag durch den Einsatz von Kupfer in bewuchshemmenden Antifoulingfarben und Holzschutzimprägnierungen gegeben.

## Meerwasser

### Ems, Weser, Elbe

In den Jahren 1997/98 betrug der Kupfergehalt vor der Emsmündung 3,4 µg/l (Tab.13). In der Weser lagen die Werte zwischen 2,4 und 49 µg/l. Auch hier fallen die hohen Werte im unfiltrierten Wasser in dem Bereich der Wesertrübungszone vor Bremerhaven auf. Der Median von 18 µg/l ist der höchste Mittelwert im ganzen Überwachungsgebiet. In der Elbe scheint Brunsbüttel – auch hier die Trübungs-

zone der Elbe - ein Belastungsschwerpunkt zu bilden. Hier wurde der höchste aller Werte bestimmt (97 µg/l). Die mittleren Gehalte in Ems-, Weser- und Elbe-Ästuar variierten zwischen 2 und 3,4 µg/l.

### Nord- und ostfriesische Küste

An der ostfriesischen Küste sind die Kupferwerte vergleichbar mit denen der Ästuar (2,6-4,9 µg/l), jedoch ist die Belastung an der nordfriesischen Küste mit 0,9 µg/l deutlich niedriger.

**Tab. 13:** Kupferkonzentrationen (µg/l) 1997/98 in filtrierten (F) und unfiltrierten Proben (nicht in die Bewertung eingegangen)

Gebiet/Station	Minimum	Median	Maximum
<b>Ems</b>			
Außenems (NLÖ)	2,4	3,4	5,4
<b>Weser</b>			
Hemelingen (ARGE Weser)	<BG	4,7	13
Brake (ARGE Weser)	2,4	5,5	33
Bremerhaven (ARGE Weser)	7,2	18	49
Außenweser (NLÖ)	1,8	2,8	4,0
<b>Elbe</b>			
Seemannshöft 98 (ARGE Elbe) F	<0,5	1,9	6
Brunsbüttel 98 (ARGE Elbe) F	1,4	5,1	97
Cuxhaven 98 (ARGE Elbe) F	1,2	1,8	4,2
Außenelbe (NLÖ)	1,3	2,0	3,5
<b>Ostfriesische Küste</b>			
Ostfriesisches Watt (NLÖ)	1,4	4,9	10
Jade (NLÖ)	2,1	2,6	4,7
Wurster Watt (NLÖ)	2,2	3,7	3,9
Nordfriesische Küste (LANU)	<0,5	0,9	2,2
<b>Deutsche Bucht</b>			
südlich Helgoland (NLÖ)	1,1	1,7	2,1
Mischungsbereich Elbe (BSH) F	0,4	0,7	1,5
Abstrombereich der Elbe (BSH) F	0,3	0,5	0,8
Übergangswasser D.Bucht (BSH) F	0,3	0,4	0,6
Einstrombereich Kanal (BSH) F	0,2	0,4	0,6
zentrale Nordsee (BSH) F	0,2	0,2	0,4

### Deutsche Bucht

Wie Abb. 29 zeigt, waren die Gehalte von Kupfer, ähnlich wie die von Cadmium, sehr gleichförmig über die beiden Jahre

1997 und 1998 verteilt. Dagegen waren die Konzentrationsunterschiede zwischen dem Wasser der zentralen Nordsee und den Küstengewässern erheblich größer als beim Cadmium.

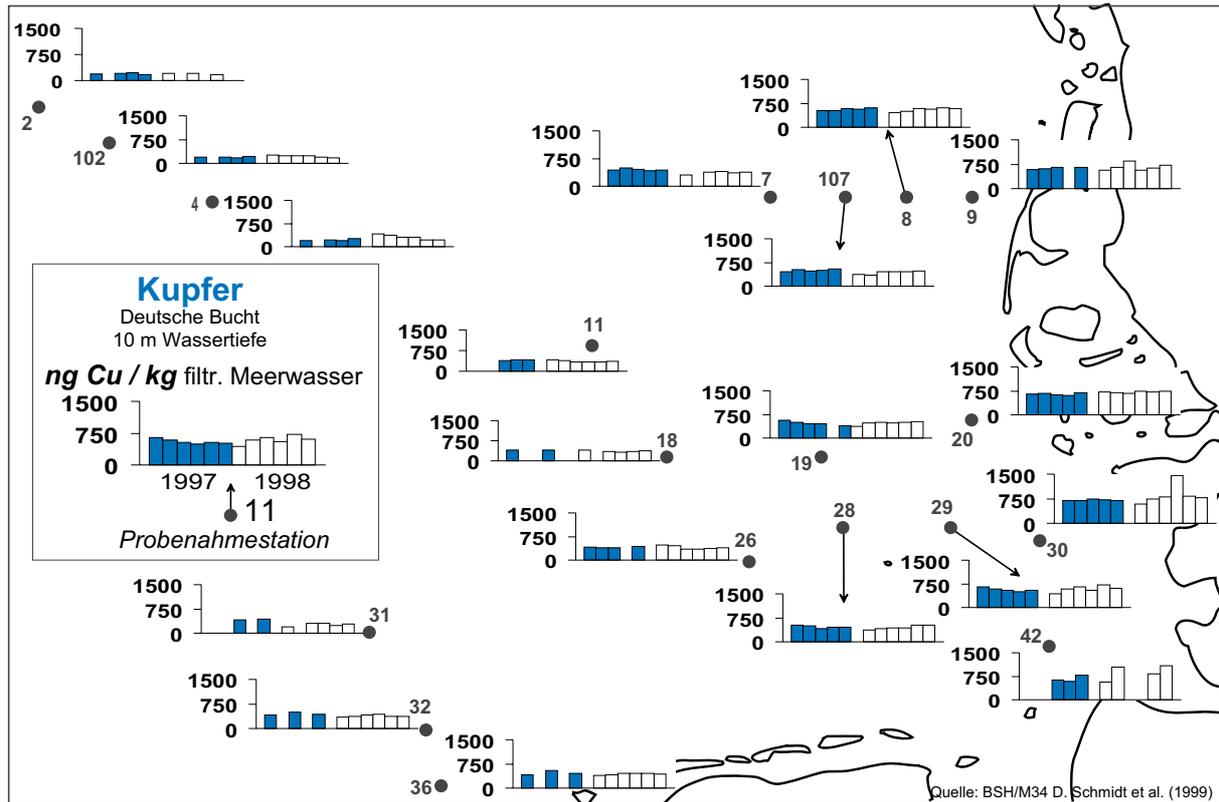


Abb. 29: Verteilung des Kupfers in der Deutschen Bucht 1997 - 1998

**Trend**

Der Kupfergehalt des Wassers der inneren Deutschen Bucht wird seit 25 Jahren bestimmt. Der Trend aus den reinen Konzentrationsdaten (Originaldaten) ist für die letzten acht Jahre zunehmend. Jedoch ergibt sich bei einer Normierung auf den Salzgehalt (Januardaten, Salzgehalt von 32) eine schwach abnehmende Tendenz. Dies gibt einen Hinweis auf die Wichtigkeit der Normierung. Der Anstieg bei den Originaldaten wird im Wesentlichen durch den stärkeren Einfluss der Probenahme im März bewirkt, da in diesem Monat direkt vor Beginn der Phytoplanktonblüte die Kupferkonzentration am höchsten ist.

**Sediment**

Die vom BSH für die Deutsche Bucht ermittelten Hintergrundwerte variieren zwischen 16 und 29 mg/kg, mit einem Medianwert von 20

mg/kg. Die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte sind in der Tabelle 14 angegeben. Von den inneren Gebieten "Weser, I" und "Elbe, I" abgesehen, liegen die Medianwerte in allen Teilgebieten nahe bei den Hintergrundwerten. Auch bei Bremerhaven fällt das Kupfer mit Werten zwischen 27 und 42 mg/kg nicht aus dem Rahmen. Der Maximalwert von 81 mg/kg wurde bei Hemelingen gemessen.

**Trend**

Durch die Betrachtung zeitlicher Veränderungen wird deutlich erkennbar, dass das Kupfer dennoch in den Sedimenten der Deutschen Bucht angereichert ist bzw. war. Für alle Stationen in den Gebieten "Offene Nordsee, I" bis "Offene Nordsee, III" konnte eine statistisch gesicherte Abnahme ( $p < 0,05$ ) nachgewiesen werden.

Tab. 14: Kupfergehalte in der Feinkornfraktion des Oberflächensediments von 1997/98 (mg/kg)

<i>Gebiet</i>	<b>N</b>	<b>Minimum</b>	<b>Median</b>	<b>Maximum</b>
<b>Weser</b>				
Weser, I, ARGEW	11	27	36	81
Weser, II, NLOE	7	18	23	33
Niedersächsische Küste, NLOE	26	16	23	37
<b>Elbe</b>				
Elbe, I, ARGEE	8	19	29	60
Elbe, II, ARGEE	8	8,8	19	22
Schleswig-Holsteinische Küste, LANU	5	19	23	29
<b>Offene Nordsee,</b>				
Offene Nordsee, I, BSH	13	20	24	29
Offene Nordsee, II, BSH	49	20	30	47
Offene Nordsee, III, BSH	16	19	22	25
Offene Nordsee, IV, BSH	12	21	25	35

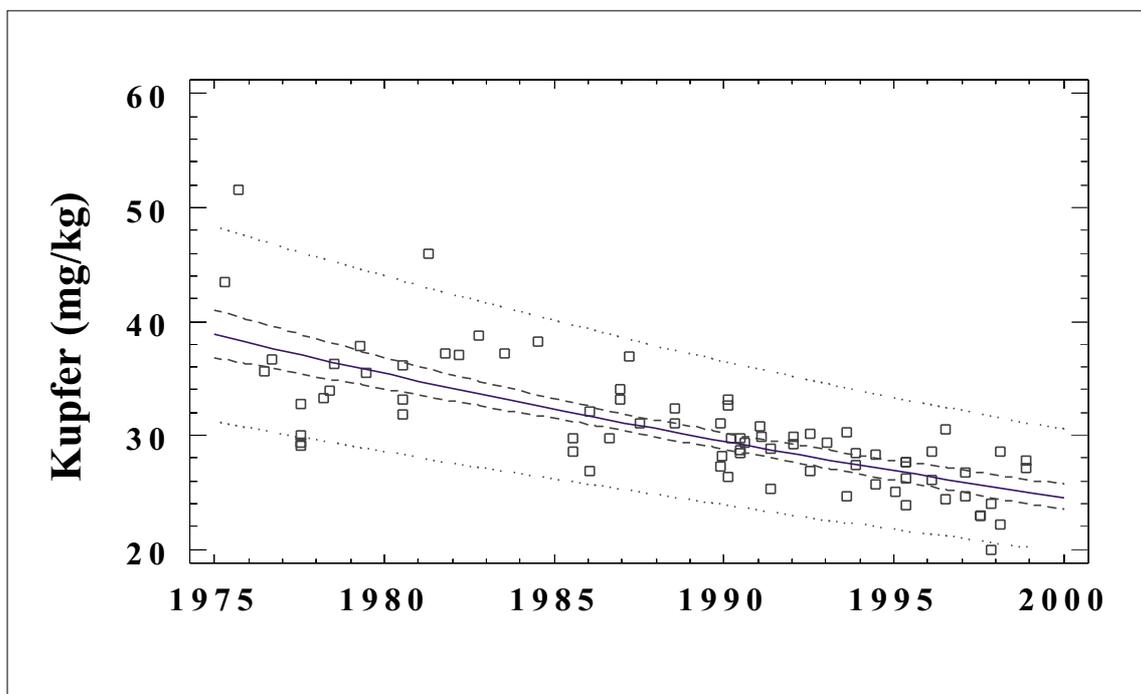


Abb. 30: Kupfergehalte im Sediment der inneren Deutschen Bucht (Offene Nordsee, I) von 1975-98

Biota

Die Kupfergehalte in den Muscheln der deutschen Nordseeküste lagen 1997/98 zwischen 0,6 und 1,2 mg/kg Frischgewicht (Tab. 15). Ebenso wie beim Blei waren die mittleren Konzentrationen in Muscheln damit um das 2-

bis 5-fache höher als jene in der Muskulatur von Fischen. Allerdings gilt das nicht für die Leber-Werte der Schollen aus der Deutschen Bucht, die mit 3 bis 4 mg/kg deutlich höher waren.

Tab. 15: Kupfer-Gehalt in Miesmuscheln und Nordsee-Plattfischen 1997/98 in mg/kg Frischgewicht (die Werte von der UPB aus einem jährlichen Proben-Homogenat sind dem Mittelwert vergleichbar)

	Mies- muschel	Mies- muschel	Mies- muschel	Flunder Muskel	Flunder Muskel	Scholle Leber
Messinstitut	UPB 1997	UPB 1997	NLÖ 97/98	NLÖ 97/98	NLÖ 97/98	BFA 97/98
Herkunft	Sylt-Watt	Jadebusen	Ostfr. Küste	Weserästuar	Ostfr. Küste	Dt. Bucht
Minimum	-	-	1,0	0,2/ 0,14	0,2/ 0,12	1,6/ 2,3
Median	0,58	0,73	1,1/ 1,2	0,27/ 0,19	0,28/ 0,17	3,1/ 4,1
Maximum	-	-	1,4/ 1,5	0,74/ 0,27	0,55/ 0,32	5,4/ 12,6

Vergleichende Kupfer-Betrachtung

Die mittleren Kupfer-Konzentrationen im Wasser der inneren Deutschen Bucht und der Küste waren 1997/98 dreimal so hoch wie im "Entenschnabel". Dagegen waren die Kupfer-Gehalte im Sediment sehr gleichmäßig verteilt und lagen nur wenig über den Hintergrundwerten. Die Belastung des Sediments war um den Faktor 10<sup>3</sup> bis 10<sup>4</sup> höher als jene des Wassers. Der Gehalt von Kupfer in den untersuchten Meerestieren ist biologisch geregelt und überschreitet erst bei extrem hoher Belastung den normalen Rahmen. Daher sind regionale Unterschiede nicht zu erkennen.

lich auf Zink. Eine übergroße Zinkkonzentration in Gewässern kann bei einigen Fischarten zu Problemen bei der Atmung führen. Zink findet hauptsächlich in der metallverarbeitenden Industrie als Korrosionsschutz von Eisen- und Stahlprodukten Anwendung. Der Eintrag von Zink ins Meer erfolgt vor allem über die Atmosphäre und die Flüsse.

Meerwasser

Ems, Weser, Elbe

In den Jahren 1997/98 wurden vor der Emsmündung Zinkkonzentrationen von 8,4 bis 20µg/l bestimmt (Tab. 16). In der Weser lagen sie im Mittel zwischen 23 und 91 µg/l. Auch hier fallen die hohen Werte im unfiltrierten Wasser vor Bremerhaven auf. Schon der Minimalwert von 48 µg/l liegt über allen mittleren Zinkkonzentrationen anderer Stationen. In der Elbmündung fanden sich die höchsten Werte in der Elbetrübungszone bei Brunsbüttel (Median: 81,5 µg/l). Die Gehalte in Ems-, Weser- und Elbe-Ästuar variierten im Mittel zwischen 9,7 und 13 µg/l.

235 Zink

Zink ist Bestandteil vieler Enzyme und für Pflanzen und Tiere ein essentielles Spurenelement. Mangel an diesem Element hat bei Pflanzen, Tieren und Menschen gefährlichere Auswirkungen als Überdosierung. Der Tagesbedarf des Menschen liegt zwischen 5 und 40 mg. Die Giftigkeit anorganischer Zinkverbindungen ist gering. Einige Pflanzen-, Phytoplankton- und Fischarten reagieren empfind-

Tab. 16: Zinkkonzentrationen ( $\mu\text{g/l}$ ) 1997/98 in filtrierten (F) und unfiltrierten Proben (in der Bewertung unberücksichtigt)

Gebiet/Station	Minimum	Median	Maximum
<b>Ems</b>			
Außenems (NLÖ)	8,4	13	20
<b>Weser</b>			
Hemelingen (ARGE Weser)	13	23	56
Brake (ARGE Weser)	12	33,5	71
Bremerhaven (ARGE Weser)	48	91	370
Außenweser (NLÖ)	4,0	9,7	13
<b>Elbe</b>			
Seemannshöft 98 (ARGE Elbe) F	1,4	5,2	16
Brunsbüttel 98 (ARGE Elbe) F	24	81,5	170
Cuxhaven 98 (ARGE Elbe) F	19	36,8	74,6
Außenelbe (NLÖ)	3,4	11	17
<b>Ostfriesische Küste</b>			
Ostfriesisches Watt (NLÖ)	7,9	15	22
Jade (NLÖ)	2,5	10	20
Wurster Watt (NLÖ)	16	19	29
<b>Nordfriesische Küste (LANU)</b>	2,4	5,1	13
<b>Deutsche Bucht</b>			
südlich Helgoland (NLÖ)	2,2	5,5	10
Mischungsbereich Elbe (BSH) F	0,95	1,7	2,3
Abstrombereich der Elbe (BSH) F	0,5	1,1	3,2
Übergangswasser D.Bucht (BSH) F	0,5	0,9	1,4
Einstrombereich Kanal (BSH) F	0,3	1,1	1,9
zentrale Nordsee (BSH) F	0,1	0,2	0,5

#### Nord- und ostfriesische Küste

Die Zinkbelastung im ostfriesischen Küstenwasser war ähnlich hoch wie in den Ästuaren, an der nordfriesischen Küste sind die Gehalte aber deutlich niedriger (Median: 5,1  $\mu\text{g/l}$ ).

#### Deutsche Bucht

Die Zink-Gehalte zeigen eine große Konstanz an den einzelnen Stationen, dagegen erhebliche Konzentrationsunterschiede zwischen der offenen Nordsee und den Küstengewässern (Abb. 31). Es lassen sich leicht einzelne Gebiete charakteristischer Gehalte erkennen: extrem niedrige Konzentrationen im Entenschnabel, erhöhte Werte im Übergangsbereich zur Helgoländer Bucht, weiter ansteigende Daten

vor der Emsmündung und die höchsten Werte vor der Elbmündung sowie nördlich davon bis Sylt. Damit wird der Eintrag dieses Elements durch die Flüsse deutlich.

#### Trend

Zink wird seit 1986 im Meerwasser durch das BSH/DHI bestimmt (Freimann & Schmidt 1989). Der Trend der letzten 10 Jahre zeigt mit unveränderten Daten eine deutliche Abnahme, bei normierten Daten eine noch stärkere negative Steigung. Die hohe Variabilität der Einzelwerte ist vor allem durch natürliche biogeochemische Prozesse bedingt.

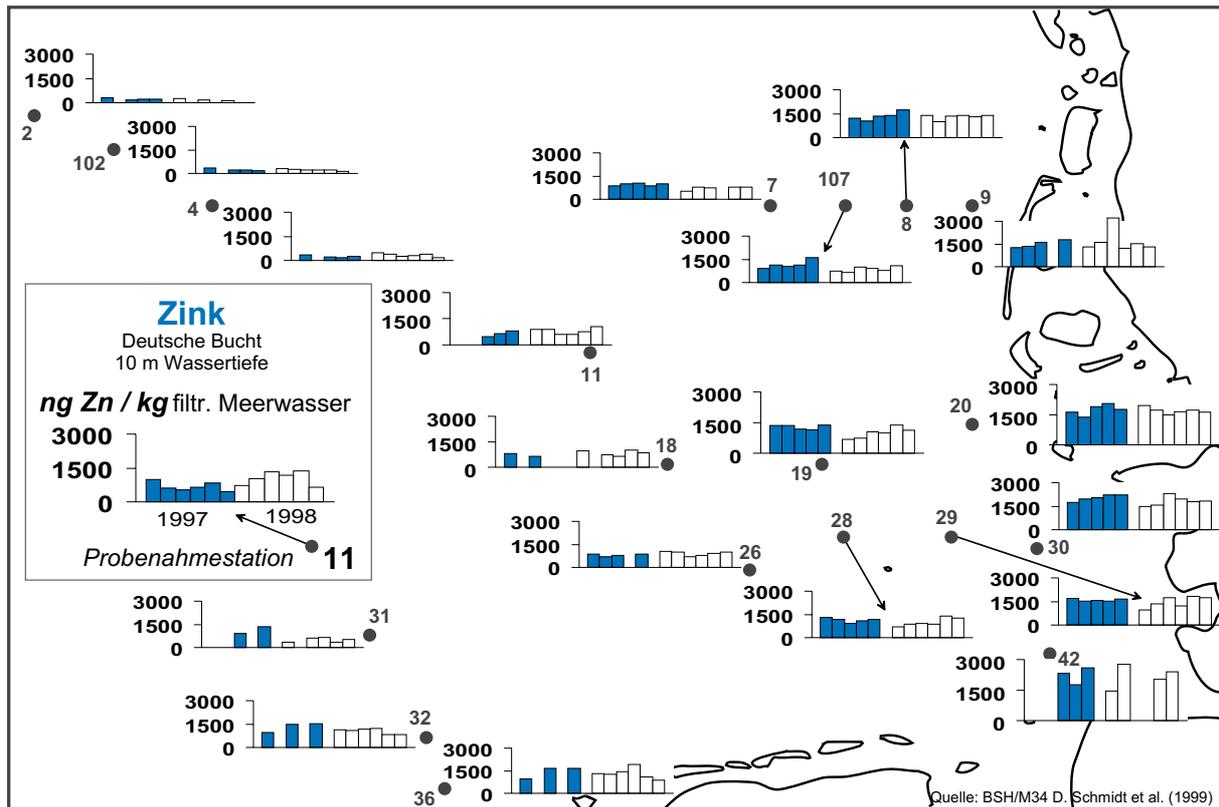


Abb. 31: Verteilung des Zinks in der Deutschen Bucht 1997/98.

### Sediment

Die vom BSH für die Deutsche Bucht ermittelten Hintergrundwerte variieren zwischen 81 und 103mg/kg, mit einem Medianwert von 116 mg/kg. Die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte sind in der Tabelle 17 angeführt. Der Maximalwert im inneren Bereich von 650 mg/kg wurde bei Hemelingen gefunden. Auch hier fällt die Station Bremerhaven mit Werten zwischen 240 und 330 mg/kg nicht aus dem Rahmen. In den Watten und im Gebiet "Offene Nordsee, I" liegen die Werte noch um etwa den Faktor zwei über den Hintergrundwerten. Die besonders hohen Werte im Gebiet "Offene Nordsee, II" sind im Zusammenhang mit der früher erfolgten Einbringung von Dünnsäure zu sehen. Die Einbringung führte hier zu einer Anreicherung von Eisen im Sediment. Damit verbunden war auch eine Anreicherung von

Zink. Auch knapp 10 Jahre nach dem Ende der Einbringung sind die Eisen- und Zinkgehalte hier immer noch recht hoch.

In den küstenferneren schlickigen Feinsanden (Offene Nordsee, III) liegen die Gehalte nur noch um knapp den Faktor 1,5 über den Hintergrundwerten.

### Trend

Die Zinkgehalte im Sediment der inneren Deutschen Bucht (Abb. 32) haben seit 1975 abgenommen, sind aber auch dort noch etwa doppelt so hoch wie der Hintergrundwert für die Nordsee (100 mg/kg). Auch in den küstenferneren schlickigen Feinsanden zeichnet sich eine Abnahme ab.

Tab. 17: Zinkgehalte in der Feinkornfraktion des Oberflächensediments von 1997/98 (mg/kg)

<i>Gebiet</i>	<b>N</b>	<b>Minimum</b>	<b>Median</b>	<b>Maximum</b>
<b>Weser</b>				
Weser, I, ARGEW	11	240	330	650
Weser, II, NLOE	7	170	190	270
Niedersächsische Küste, NLOE	26	160	190	240
<b>Elbe</b>				
Elbe, I, ARGEE	8	150	230	480
Elbe, II, ARGEE	8	83	140	190
Schleswig-Holsteinische Küste, LANU	5	170	190	260
<b>Offene Nordsee,</b>				
Offene Nordsee, I, BSHI	13	190	214	315
Offene Nordsee, II, BSH	49	177	468	903
Offene Nordsee, III, BSH	16	128	146	238
Offene Nordsee, IV, BSH	12	151	175	199

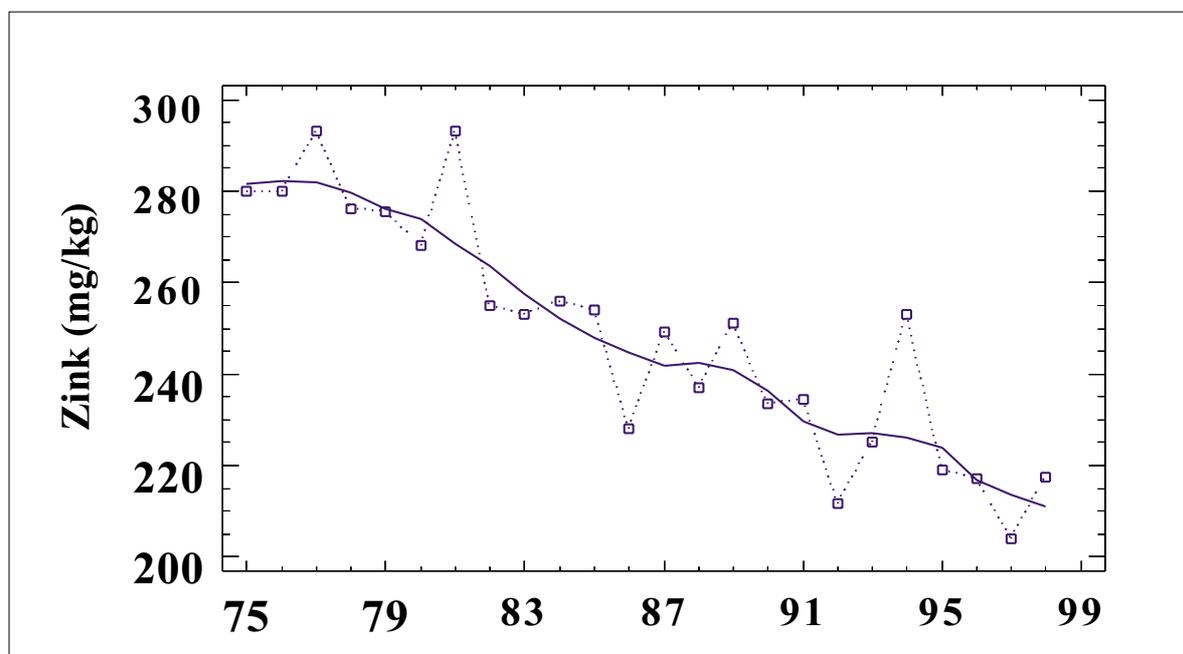


Abb. 32: Zink im Sediment der inneren Deutschen Bucht (Gebiet "Offene Nordsee, I") von 1975 bis 1998

**Biota**

Die Zinkgehalte in den Muscheln der ostfriesischen Nordseeküste lagen 1997/98 zwischen 12 und 21 mg/kg Frischgewicht (Tab. 18). Ebenso wie beim Blei und beim Kupfer waren die mittleren Konzentrationen in Muscheln damit höher als jene in der Muskulatur von

Flundern und Aalmuttern. Allerdings gilt das nicht für die Leber-Werte der Schollen aus der Deutschen Bucht, die mit 24 und 34 mg/kg deutlich darüber lagen. Diese Zinkgehalte liegen jedoch im natürlichen Schwankungsbereich und entsprechen Werten, wie sie üblicherweise in Schollen aus verschiedenen Regionen der Nordsee gefunden werden.

**Tab. 18:** Zink-Gehalt in Miesmuscheln und Nordseefischen 1997/98 in mg/kg Frischgewicht (die Werte von der UPB stammen aus einem jährlichen Proben-Homogenat sind dem Mittelwert vergleichbar)

	<b>Mies- muschel</b>	<b>Aalmutter Muskel</b>	<b>Aalmutter Muskel</b>	<b>Flunder Muskel</b>	<b>Flunder Muskel</b>	<b>Scholle Leber</b>
Messinstitut Jahr	NLÖ 1997/98	UPB 1997	UPB 1997	NLÖ 1997/98	NLÖ 1997/98	BFA 1997/98
Herkunft	Ostfr. Küste	NF-Küste	Jadebusen	Weserästuar	Ostfr.Küste	Dt. Bucht
Minimum	12/14	-	-	7,1/7,6	5,3/ 4,6	17/27
Median	13/18	12,2	12,6	8,6/8,4	8,2/6,8	24/34
Maximum	17/21	-	-	10/9,6	11/8,7	33/80

**Vergleichende Zink-Betrachtung**

Auch die Verteilung der Zink-Konzentrationen im Wasser zeigte 1997/98 den üblichen Gradienten mit fallenden Werten von den Flussmündungen in Richtung offene Nordsee. Im Wasser der Elb- und Weserfahne waren die Zink-Gehalte um den Faktor acht höher als in der äußeren Deutschen Bucht. Im Sediment hingegen variierten die Zink-Gehalte, wenn man vom eisenreichen sandigen Küstenvorfeld absieht, nur wenig. Die Zink-Belastung in der Deutschen Bucht war damit nur noch doppelt so hoch wie die Hintergrundbelastung. Daher sind regionale Unterschiede kaum zu erkennen.

früher von vielen Autoren (z. B. Schönfeld et al. 1990) aufgeführten hohen räumlichen und zeitlichen Variabilitäten der Schwermetall-Konzentrationen in einem komplexen Meeresgebiet wie der Deutschen Bucht waren wohl zu einem erheblichen Teil durch Probleme der Probenahme und Analytik hervorgerufen. Jetzt zeigt sich, dass die Schwermetall-Konzentrationen hauptsächlich durch den Vermischungsgrad des Nordseewassers mit Elbe, Weser und Ems bestimmt werden, da die Flüsse die Haupteintragsquelle der anorganischen Schadstoffe sind.

Die langjährigen Messreihen des BSH in der Deutschen Bucht zeigen, dass die Konzentrationen der Schwermetalle Quecksilber, Cadmium, Blei, Kupfer und Zink langsam abnehmen. Dies ist überwiegend auf einen geringeren Eintrag aus den Flüssen Elbe und Weser zurückzuführen. Auch hier wirken sich deutlich die Bemühungen für einen besseren Gewässerschutz aus. Der Rückgang der Bleikonzentration in der Nordsee lässt vermuten, dass er im Zusammenhang mit dem Rückgang der Verwendung von verbleitem Kraftstoff steht. Die Cadmiumkonzentrationen, die überwiegend

**236 Zusammenfassung  
und Bewertung**

**Meerwasser**

Die vorliegenden Ergebnisse aus der Überwachung der Jahre 1997 und 1998 zeigen eine gute Übereinstimmung der von verschiedenen Laboren unabhängig gewonnenen Proben. Die

durch geochemische Prozesse gesteuert werden, änderten sich dagegen kaum.

Zusammenfassend kann man feststellen, dass Schwermetalle auch 1997/98 aus den Flüssen in die Nordsee über dem geochemischen Hintergrundwert eingetragen wurden und damit die Küstengewässer belasten. Die Flüsse sind die Hauptquellen für die Schwermetalle in der Deutschen Bucht, wo deutlich geringere Konzentrationen aufgrund der Vermischung mit dem Meerwasser gemessen werden. Die vorgefundenen Schwermetall-Konzentrationen stellen für Flora und Fauna im Meer keine unmittelbare Gefahr dar.

### Sediment

Die in den Jahren 1997/98 ermittelte räumliche Verteilung der hier vorgestellten Elemente stimmt mit der in früheren Jahren gefundenen Verteilung recht gut überein.

Die Station Bremerhaven kann nach Ausweis der in den Sedimenten gefundenen Konzentrationen nicht als besonderer Belastungsschwerpunkt angesehen werden.

In der inneren Deutschen Bucht haben die Konzentrationen der fünf Elemente abgenommen.

Von den inneren Bereichen ("Weser, I", "Elbe, I") des Untersuchungsgebietes abgesehen, liegen die Medianwerte für das Kupfer nun innerhalb des Variationsbereiches der für die Deutsche Bucht ermittelten Hintergrundwerte. Die anderen Elemente sind immer noch angereichert. Die Anreicherungsfaktoren in den Sedimenten der Watten und der inneren Deut-

schen Bucht ("Offene Nordsee, I") betragen für

Quecksilber:	10 bis 20
Cadmium:	3 bis 5
Blei:	ca. 2
Zink:	ca. 2.

### Biota

Die in dem vorliegenden Bericht vorgestellten Ergebnisse geben ein annähernd realistisches Bild der Schwermetallgehalte von Meerestieren (Fischen, Muscheln und Seevögeln) aus der Nordsee wieder. Die ermittelten Daten zeigen charakteristische Unterschiede sowohl zwischen den Schwermetallgehalten generell als auch zwischen den untersuchten Materialien (Leber, Muskel, Eier) und zwischen den untersuchten Tierarten.

Besorgniserregend hohe Schwermetallgehalte wurden nicht festgestellt. Die Cadmium- und Bleigehalte bewegen sich seit 1995 auf einem annähernd gleichbleibenden Niveau. Die Kürze des Untersuchungszeitraums lässt keine Aussagen über Trendentwicklungen zu. Ähnliches gilt für Kupfer und Zink. Bei diesen beiden Elementen ist noch zu berücksichtigen, dass ihre Gehalte in den Organismen biologisch geregelt werden. Dieser Regelmechanismus wird erst bei extrem hoher Belastung außer Kraft gesetzt. Eine solche Ausnahmesituation ist nicht zu erkennen. Erfreulich ist der seit einigen Jahren erkennbare, abnehmende Trend von Quecksilber in Schollen der Deutschen Bucht. Auch die Quecksilbergehalte der Eier von Austernfischern, Flusseeeschwalben und Silbermöwen haben sich in allen untersuchten Brutgebieten parallel zur zurückgehenden Belastung von Rhein und Elbe verringert.

## 24 Organische Schadstoffe

Die überwiegende Zahl organischer Schadstoffe stammt aus industrieller Produktion und gelangt durch menschliche Aktivitäten in die Meeresumwelt. Viele dieser Verbindungen enthalten polyzyklische Strukturen und Halogenelemente (Chlor, Brom, Fluor), von denen die Organochlorverbindungen (CKW) bisher am intensivsten untersucht worden sind.

Die meisten Organochlorverbindungen sind ausgesprochen lipophil (mit Ausnahme der HCH-Isomeren) und damit nur gering wasserlöslich. Sie reichern sich daher besonders in Sedimenten und im Fettgewebe von Organismen an. Da sie zum Teil sehr persistent sind (in der Natur nur langsam abbaubar), findet innerhalb der Nahrungskette eine Akkumulation statt. Je höher ein Organismus in der Nahrungskette steht, desto größer kann die Anreicherung und damit die Belastung für den Organismus sein. Neben der unmittelbaren toxischen Wirkung der aufgenommenen Substanzen können im Organismus erzeugte Abbauprodukte zu einer Verstärkung der Schadstoffwirkung führen.

Ebenso besitzen viele Schadstoffe auch hormonelle Wirkungen (z. B. DDE, Dieldrin). Diese als Umweltöstrogene oder Xenoöstrogene bezeichneten organischen Verbindungen sind hinsichtlich ihrer chemischen Zusammensetzung und Struktur - und damit auch in ihren physikalischen und chemischen Eigenschaften sehr heterogen. Sie stehen im Verdacht, in die hormonellen Regelkreise von Organismen einzugreifen. Dieses führt zu Funktionsstörungen mit negativen Folgen für Fortpflanzung und Entwicklung.

### Messprogramm

#### Meerwasser

Messungen im Wasser wurden von den Wassergütestellen Elbe und Weser, dem NLÖ (Winter), dem BSH (Sommer) und dem LANU (Winter und Sommer) durchgeführt. Die untersuchten Einzelkomponenten sind allerdings unterschiedlich; bei übereinstimmenden Stoffen sind die Ergebnisse nur eingeschränkt ver-

gleichbar und können daher auch nur bedingt zu einem Gesamtbild zusammengefasst werden. Durch die bei der ARGE Elbe ab 1998 eingeführten Bestimmungsgrenzen von 5 ng/l liegt ein höherer Anteil der Messungen unterhalb dieser Grenzkonzentration; dadurch hat sich die Anzahl verwertbarer Messdaten für die Elbe deutlich verringert.

#### Sedimente

Sedimente wurden von den Wassergütestellen Elbe und Weser, dem NLÖ, dem LANU, dem BSH und der BfG untersucht.

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

Eine andere Möglichkeit wäre der Bezug oder die Analytik in einer bestimmten Kornfraktion des Sediments. Es besteht bisher jedoch keine Einigung, welche der Fraktionen (< 20µm oder < 63 µm) geeigneter ist. Daher wurden die organischen Schadstoffe im Rahmen des BLMP aus der Gesamtprobe (<2mm) bestimmt. Da für die vorliegenden Daten aus dem Nordsee-Bereich TOC-Werte vorlagen, werden die Daten auch auf TOC normiert dargestellt und diskutiert.

## Biota

Muscheln wurden an der Westküste von Schleswig-Holstein (LANU), an der ostfriesischen Küste (NLÖ) und im Elbe-Ästuar (Wassergütestelle Elbe) entnommen und untersucht, jedoch lagen die Ergebnisse zur Zeit der Berichterstellung noch nicht vor. Fische wurden aus den Ästuaren, den Wattgebieten und der offenen Nordsee auf organische Schadstoffe hin untersucht. Im Mai 1997 und 1998 wurden Aalmuttern aus dem niedersächsischen (Transekt Varel-Mellum) und aus dem schleswig-holsteinischen Wattenmeer (Meldorfer Bucht) beprobt (UPB<sup>2</sup>). Das mittlere Alter der gefangenen Fische lag zwischen 1,5 und 2,3 Jahren. Die Muskulaturen und die Lebern der Aalmuttern wurden getrennt nach Jahrgang und Probenahmegebiet zu einem Homogenat zusammengeführt. Flundern und Klieschen wurden vor der niedersächsischen Küste in fünf Gebieten gefangen (NLÖ). Ergebnisse zu diesen Proben liegen noch nicht vor.

Für die Bestimmung der zeitlichen Veränderung der Belastung von Fischen der offenen See wurden im Zeitraum August-September Klieschen und Schollen im Untersuchungsgebiet nordwestlich bis nördlich von Helgoland gefangen (BFA-Fi<sup>3</sup>). Ergebnisse zu diesen Proben liegen zur Zeit noch nicht vor. Daneben wurden im Rahmen der biologischen Untersuchungen zum Gesundheitszustand von Klieschen in verschiedenen Nordseegebieten Proben für die Analyse organischer Schadstoffe genommen. Die Probennahme wurden allerdings hinsichtlich der Probenahmezeit nicht nach den Monitoring-Richtlinien durchgeführt, sondern seit 1987 zu Beginn des Winters (in der Regel im Januar) und im Frühsommer (seit 1991 im Juni, ab 1996 im Mai). Es wurden jeweils 25 weibliche Klieschen mit einer Körperlänge von 20-25 cm genommen und deren Lebern in fünf Poolproben auf chlorierte Kohlenwasserstoffe analysiert.

<sup>2</sup> Umweltprobenbank des Bundes

<sup>3</sup> Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Institut für Fischereiökologie

## 241 Hexachlorcyclohexan-Isomere ( $\alpha$ -HCH, $\beta$ -HCH und $\gamma$ -HCH)

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

### Meerwasser

Die Verteilung der Mittelwerte von  $\alpha$ -,  $\beta$ - und  $\gamma$ -HCH (Lindan) in der Deutschen Bucht ist in Abb. 33 wiedergegeben. Während die drei HCH-Isomeren in der Elbe in etwa gleichen Konzentrationen von ca. 3-5 ng/l vorlagen, zeigten sie in der Deutschen Bucht und in den Küstengebieten unterschiedliche Verteilungen.

### $\alpha$ -HCH

Die Konzentrationen von  $\alpha$ -HCH befanden sich in den Flüssen **Ems** (Herbrum) und **Weser** (Farge) meist unterhalb der Nachweisgrenze von < 0,07 ng/l und erreichten 1998 maximale Werte von 0,4 ng/l und 0,6 ng/l. In der **Elbe** lagen die Konzentrationen zwischen < 0,7 und 9 ng/l (Mittelwert 5, 6 ng/l). Damit trug nur die Elbe nennenswert zur Belastung der Deutschen Bucht bei.

An den Stationen der **schleswig-holsteinischen Westküste** variierten die  $\alpha$ -HCH Werte zwischen nicht nachweisbar (< 0,7 ng/l) und 1,5 ng/l. Aus dem Gebiet der **ostfriesischen Küste** (Inseln, Ems- und Weser-Ästuar) lagen keine Werte für  $\alpha$ -HCH vor.

In der Deutschen Bucht zeigte das  $\alpha$ -HCH eine recht gleichmäßige Verteilung mit Konzentrationen um 0,2 ng/l, wobei höhere Werte nur

in der Elbwasser-Fahne (Maximum: 0,36 ng/l) gemessen wurden.

### *$\beta$ -HCH*

Auch für  $\beta$ -HCH war in der **Deutschen Bucht** eine wesentlich geringere Belastung (<0,03 ng/l) als in den vom Elbwasser beeinflussten Bereichen (Mittelwerte bis 0,19 ng/l) zu beobachten.  $\beta$ -HCH wies in der **Elbe** mittlere Konzentrationen von 3,5 ng/l auf.

### *$\gamma$ -HCH (Lindan)*

Die Konzentrationen von  $\gamma$ -HCH variierten in den Flüssen Ems (Herbrum) und Weser (Far-ge) zwischen 0,3 ng/l und 3 ng/l (Median: 0,6 und 1,0 ng/l). Die Maximalwerte wurden im Juni beobachtet. In der Elbe lagen die Konzentrationen zwischen 0,3 und 5 ng/l (Mittelwert 4,3 ng/l). Durch die bei der ARGE Elbe ab 1998 eingeführten sehr hohen Bestimmungsgrenzen von 5 ng/l kann Lindan in der Elbe kaum noch nachgewiesen werden.

An den Stationen der **schleswig-holsteinischen Küste** lagen die Lindan-Konzentrationen 1997 und 1998 zwischen 1,1 und 5,3 ng/l. Die höchsten Werte wurden auf der Station Süderpiep im Januar und Februar 1998 beobachtet (3,5 und 5,3 ng/l). Auch im Eiderästuar und südlich von Amrum wurden zu dieser Zeit Maximalwerte gefunden. Dies ist bemerkenswert, da in allen anderen Gebieten für Lindan die höchsten Konzentrationen im Sommer (Mai – Juli) beobachtet wurden. Im August wurden Werte zwischen 1,1 und 2,2 ng/l gemessen, die vergleichbar sind mit den im September in der Deutschen Bucht vom BSH gemessenen Werten (s.u.).

Im Ästuarbereich der Ems und Weser so wie der ganzen **ostfriesischen Küste** lagen die Lindan-Konzentrationen auf einem relativ einheitlichen Niveau. Die Mittelwerte der Wintermessungen 1997/98 schwankten zwischen 1,1 und 1,3 ng/l, die Maximal-Konzentrationen lagen bei 3 ng/l. Diese Winter-Werte können aber nicht mit den Sommerwerten des BSH aus der Deutschen Bucht verglichen wer-

den, da beim Lindan ein starker saisonaler Einfluss vorhanden ist.

In der **Deutschen Bucht** waren in den Sommermonaten 1997/98 mittlere Gehalte von 0,82 bis 2,80 ng/l zu beobachten. Dabei zeigte sich ein deutliches Konzentrationsgefälle von Süden nach Norden, das nur graduell durch die Elbe beeinflusst wurde. Wie frühere großräumige Untersuchungen gezeigt haben, liegt die Ursache hierfür darin, dass das in die Nordsee einströmende Kanalwasser bereits relativ hoch mit Lindan belastet ist (THEOBALD, GAUL und ZIEBARTH, 1996).

### *Trend*

Für die HCH-Isomeren liegen verlässliche Messwerte seit 1975 vor, so dass die zeitliche Entwicklung der Konzentrationen sehr gut verfolgt werden kann. In den Jahren seit 1986 konnte für  $\alpha$ -HCH trotz hoher Schwankungen ein deutlicher Rückgang beobachtet werden (Abb. 34). Auch in den Jahren 1997 und 1998 setzte sich diese Abnahme fort, allerdings wird sie nur aufgrund der langfristigen Untersuchungen signifikant.

Beim Lindan ist eine große Schwankungsbreite festzustellen, die durch eine hohe saisonale Variabilität verstärkt wird. Hohe Werte waren oft im Frühsommer zu beobachten. Dennoch ist langfristig auch für  $\gamma$ -HCH eine Abnahme festzustellen, die allerdings geringer als beim  $\alpha$ -HCH ausfällt und erst bei der Betrachtung des Zeitraums seit 1975 in Erscheinung tritt.

Dagegen wurden in den Jahren 1997 und 1998 auf einigen Stationen relativ hohe Maximal-Konzentrationen gefunden. Vor der ostfriesischen Küste (Station T36) wurden 1997 Werte bis 4 ng/l gemessen. Ferner wurden auch vor der schleswig-holsteinischen Küste im Winter 1998 sehr hohe Werte (3 bis 5 ng/l) beobachtet. Die Gründe für diese Spitzen sind zur Zeit noch nicht geklärt.

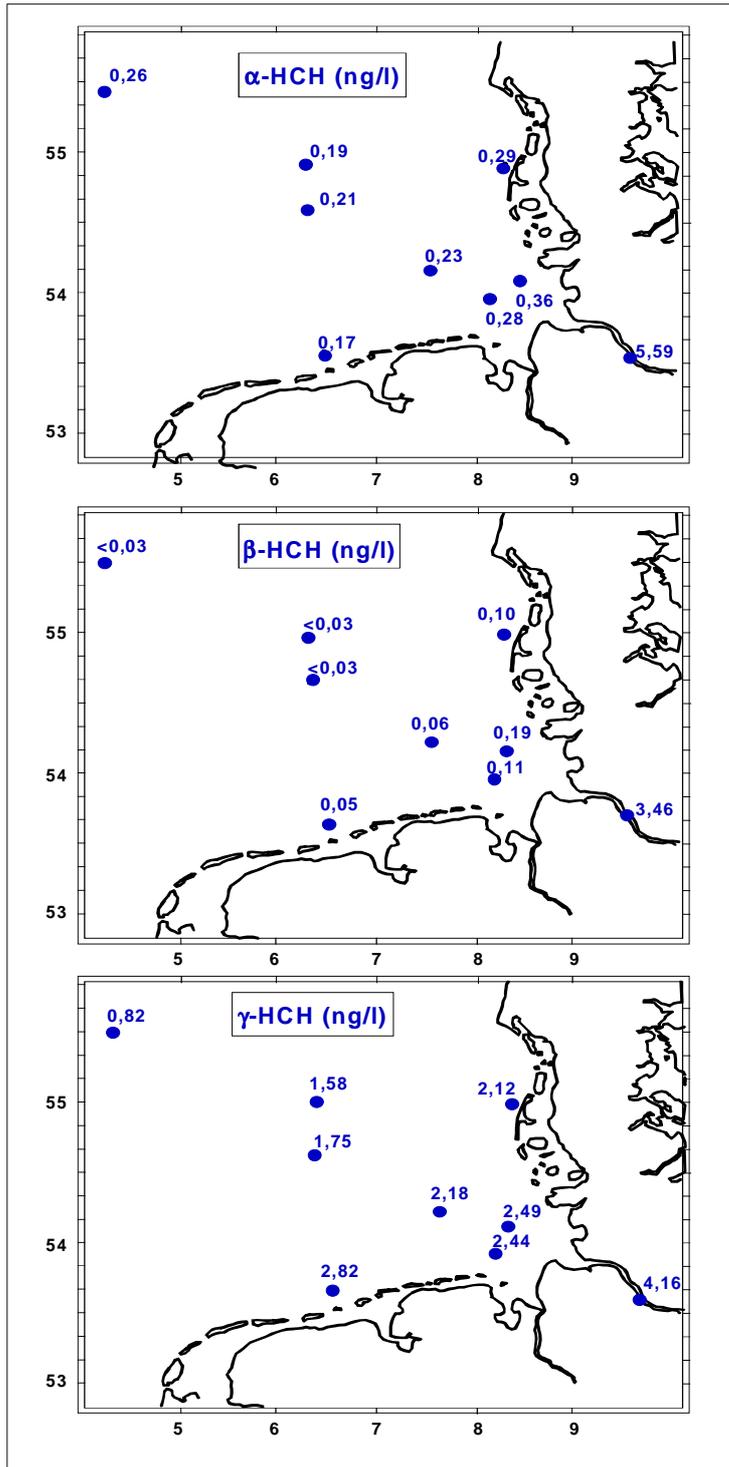


Abb. 33: Verteilung von  $\alpha$ - $\beta$ - und  $\gamma$ -HCH in der Deutschen Bucht 1997/98 (Mittelwerte)

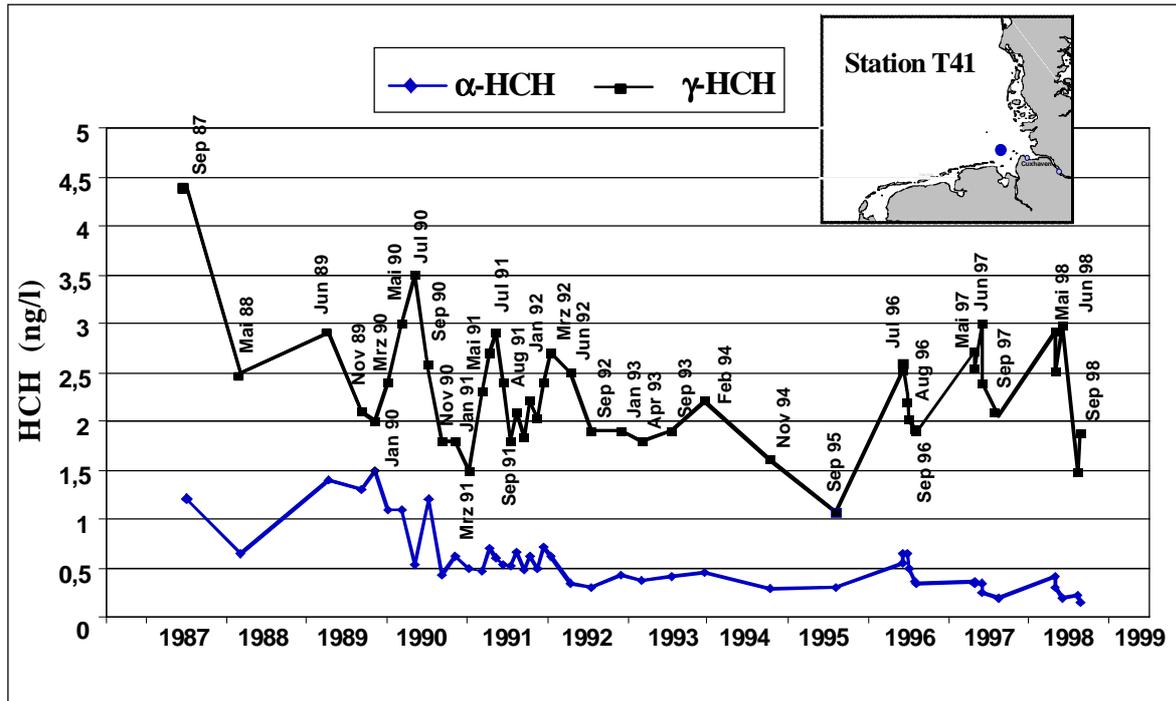


Abb. 34: Entwicklung der  $\alpha$ - und  $\gamma$ -HCH-Konzentration im Wasser der Deutschen Bucht (Station T41) seit 1987

### Sediment

Aufgrund der relativ polaren Eigenschaften der HCH-Verbindungen findet nur eine geringe Anreicherung im Sediment statt; die Konzentrationen lagen daher häufig unterhalb der Bestimmungsgrenzen.

In der Ems und Weser lagen die Mittelwerte für Lindan zwischen  $<0,1$  und  $0,4 \mu\text{g}/\text{kg}$ , in der Elbe zwischen  $0,1$  und  $0,75 \mu\text{g}/\text{kg}$ .

Vor der ostfriesischen Küste wurden für  $\gamma$ -HCH mittlere Konzentrationen von  $0,03 \mu\text{g}/\text{kg}$  (Spiekeroog) bis  $0,5 \mu\text{g}/\text{kg}$  (Dollart, Jadebusen) gefunden. Vor der nordfriesischen Küste lagen die HCH-Konzentrationen meist unter der Bestimmungsgrenze.

In der Deutschen Bucht waren die höchsten Konzentrationen in Proben von der schlickreichen Station KS11 vor der Elbmündung zu beobachten (Mittelwerte:  $\alpha$ -HCH:  $0,1 \mu\text{g}/\text{kg}$ ,  $\gamma$ -HCH:  $0,16 \mu\text{g}/\text{kg}$ ). Im übrigen Gebiet variierten die Mittelwerte zwischen  $0,02$  und  $0,15 \mu\text{g}/\text{kg}$ .

Zeitliche Trends sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu beobachten.

### Biota

#### Fische

Die HCH-Belastung von Fischen wurde im Küstenbereich an Aalmuttern, in der offenen See an Klieschen gemessen.

Im Vergleich der beiden Probenahmegebiete an der Küste waren die Aalmuttern aus der Meldorfer Bucht etwa doppelt so hoch mit  $\alpha$ - und  $\beta$ -HCH belastet wie die Fische aus dem Transekt Varel-Mellum (Tab 19). In der Leber wurden bis zu über zwanzigfach höhere Werte gemessen als im Muskel, wo die Konzentrationen mit  $<0,1$  (Varel-Mellum) bis  $0,5 \mu\text{g}/\text{kg}$  Frischgewicht (Meldorfer Bucht) relativ niedrig waren. Es gab in der Höhe der Belastung keine bemerkenswerten Unterschiede zwischen 1997 und 1998. Anders verhielt es sich mit dem  $\gamma$ -HCH (Lindan). Hier traten keine großen räumlichen Unterschiede auf, dafür zeigte sich zwischen den beiden Jahren eine Abnahme von

1997 nach 1998 (je nach Gebiet und untersuchtem Gewebe zwischen 17 und 47 %).

Für die Klieschen aus der Deutschen Bucht lagen die mittleren Gehalte von  $\alpha$ -HCH im Winter 1998 unter denen von 1997, bei  $\gamma$ -HCH galt dieses nur für die auf den Fettgehalt bezogenen Werte. Die auf Frischgewicht bezogenen Konzentrationen in den Sommerproben lagen bei beiden Isomeren um mehr als die Hälfte niedriger als in den Winterproben. Mit zunehmendem Fettgehalt (1997: Sommer: 6,7%, Winter: 19,6%, 1998: Sommer: 6,0%, Winter: 27,8%) steigt parallel auch der HCH-Gehalt. Dementsprechend sind die Unterschiede bei den auf Fettgehalt bezogenen Werten durch die „Normierung“ deutlich geringer ( $\alpha$ -HCH) bzw. nicht mehr vorhanden ( $\gamma$ -HCH 1997) oder gar

zwischen Sommer und Winter umgekehrt ( $\gamma$ -HCH 1998). Der niedrige Fettgehalt im Mai ist bedingt durch die vorangegangene Laichzeit. Bei  $\gamma$ -HCH bestand saisonbezogen kein großer Unterschied zwischen 1997 und 1998. Im Vergleich zu den Aalmuttern der Küste waren die Lebern der Klieschen aus der offenen Nordsee deutlich geringer (Faktor 0,1-0,16) belastet.

In der langjährigen Betrachtung ergibt sich bei den Klieschen ein abnehmender Trend. Seit 1987 zeigten die Winterwerte von  $\alpha$ -HCH eine durchschnittliche Abnahme von knapp 8% pro Jahr. Die  $\gamma$ -HCH-Gehalte nahmen durchschnittlich 12% pro Jahr ab, aber nur bis 1994, danach lässt sich kein Trend mehr berechnen. Die Sommerwerte von  $\gamma$ -HCH lassen seit 1995 sogar eine signifikante Zunahme erkennen.

**Tab. 19:** Mittlere HCH-Gehalte in Fischen (in  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Frischgewicht, in Klammern:  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Fett. Hinsichtlich Matrix und Saison vergleichbare Werte zwischen Küstenbereich und offener See sind fettgedruckt)

Fangzeit	Aalmutter Muskel / Leber		Kliesche Leber	
	Mai	Mai	Dez.-Januar	Mai
Fanggebiet	Varel-Mellum	Meldorfer Bucht	Deutsche Bucht	
$\alpha$ -HCH 1997	<0,1 / <b>1,9</b>	0,3 / <b>3,8</b>	1,5 (7,7)	<b>0,6</b> (4,7)
$\alpha$ -HCH 1998	<0,1 / 1,7	0,5 / 3,8	1,2 (4,3)	n.d./ (-)
$\beta$ -HCH 1997	<0,1 / 2,4	0,5 / 6,9		
$\beta$ -HCH 1998	<0,1 / -	0,5 / 4,5		
$\gamma$ -HCH 1997	2,1 / <b>27</b>	2,2 / <b>30</b>	8,6 (44)	<b>2,8</b> (43)
$\gamma$ -HCH 1998	1,4 / <b>23</b>	1,8 / <b>16</b>	9,2 (33)	<b>2,5</b> (41)

### Vergleichende HCH-Betrachtung

Für die HCH-Isomere scheint das Wasser als Untersuchungs-Matrix Vorteile aufzuweisen; es sind sowohl klare räumliche Strukturen als auch zeitliche Trends zu beobachten. Die Anreicherung vom Wasser zum Sediment (Faktor: 10 – 100) ist relativ gering und bringt für die analytischen Bestimmungen keine Vorteile. Durch den Einfluss der unterschiedlichen Sedimenteigenschaften wird die Interpretation räumlicher Strukturen erschwert; auch zeitliche Trendaussagen sind z. Z. nicht möglich. Die Anreicherung in den untersuchten Fischen beträgt ca. 1000 (Muskel) bis 10000 (Leber). Hier werden bei langjähriger Betrachtung (ab

1987) abnehmende Trends erkennbar. Bemerkenswert ist, dass sowohl im Wasser als auch in den Fischen in den Jahren seit 1995 eine leichte Zunahme der Lindan-Werte ( $\gamma$ -HCH) zu beobachten ist. In allen untersuchten Matrices lagen die  $\alpha$ -HCH Werte deutlich unter denen des  $\gamma$ -HCH.

## 242 Hexachlorbenzol (HCB)

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

### Meerwasser

In der **Ems** (Herbrum) lagen die Mittelwerte der HCB-Konzentrationen im Bereich von 0,11 bis 0,15 ng/l, in der **Weser** (Farge) bei 0,09 bis 0,13 ng/l. Die Maximal-Werte lagen bei 1 und 0,5 ng/l. In der **Elbe** (Stade) wurde ein Median-Wert von 3,6 ng/l errechnet, wobei die gemessenen Konzentrationen zwischen 1,19 bis 35,41 ng/l variierten.

An den **Küstenstationen Schleswig-Holsteins** lagen die HCB-Gehalte unter der analytischen Bestimmungsgrenze des für diesen Bereich zuständigen Laboratoriums von 0,5 ng/l. Im Ems- und Weser-Ästuar und an den Stationen der **ostfriesischen Inseln** wurden Mittelwerte der Wintermessungen zwischen <0,06 und 0,2 ng/l beobachtet. Der Grund für die höheren Konzentrationen vor der ostfriesischen Küste liegt wahrscheinlich in der Winterbeprobung und den damit einhergehenden höheren Schwebstoff-Gehalten. In dem Gebiet südlich von Helgoland wurden mittlere Konzentrationen bis 0,36 und ein Maximum von 2,0 ng/l ermittelt.

In der Elbe-Fahne waren Median-Werte im Sommer 1997 und 1998 bis zu 0,02 ng/l zu finden (Station 30). In der übrigen **Deutschen Bucht** liegen die Konzentrationen meist unter der Bestimmungsgrenze von 0,01 ng/l.

Aufgrund der niedrigen Konzentrationen, der damit verbundenen relativ hohen Variabilität der Messwerte und des Fehlens längerer Zeitreihen konnten keine zeitlichen **Trends** angegeben werden.

### Sediment

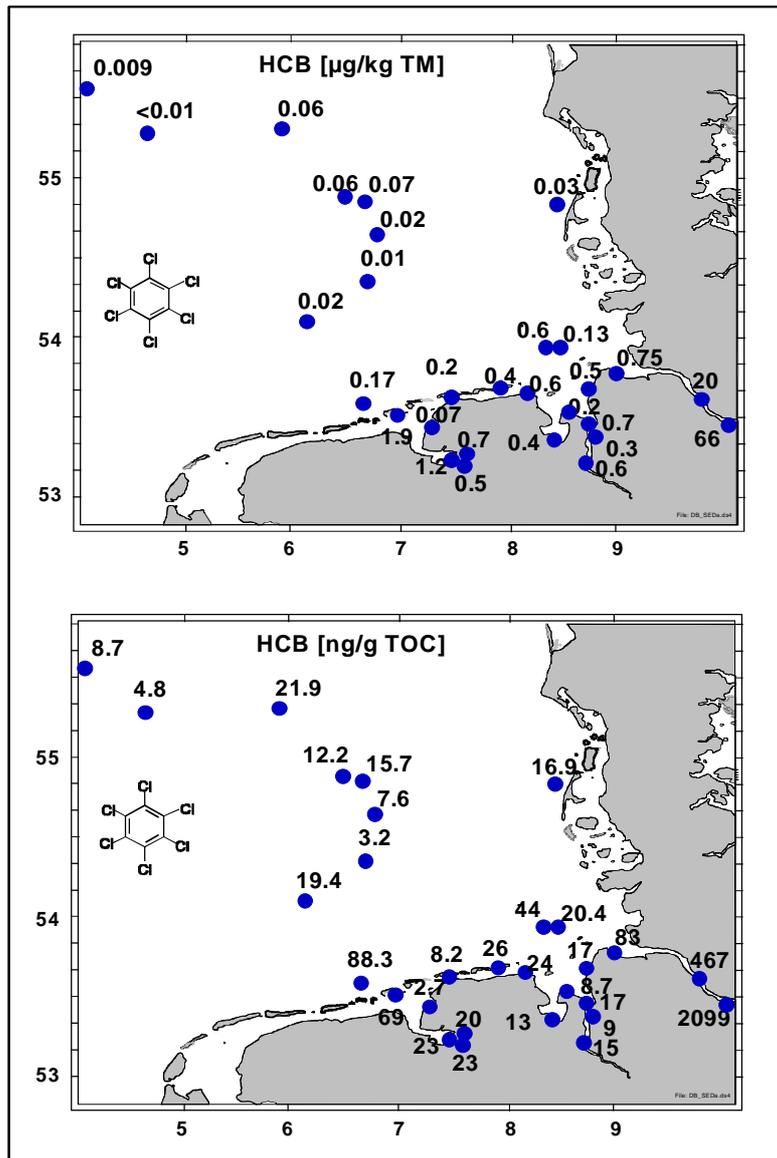
HCB ist auf fast allen untersuchten Stationen in den Sedimenten nachweisbar (Abb. 35). In der **Ems** und **Weser** lagen die mittleren Konzentrationen für 1997/98 zwischen 0,3 und 0,7 µg/kg TM. Deutlich höher war die Belastung der schwebstoffbürtigen Sedimente in der **Elbe**, in der mittlere Werte von 20 bis 70 µg/kg TM beobachtet wurden.

Vor der **ostfriesischen Küste** bewegten sich die Werte zwischen < 0,003 µg/kg (Spiekerog) und 1,2 µg/kg (Dollart). Dagegen lagen die Konzentrationen vor der nordfriesischen Küste unterhalb der Bestimmungsgrenze.

In der **Deutschen Bucht** variierten die Gehalte meist zwischen 0,01 und 0,16 µg/kg TM; die höchsten Werte wurden in der Elbfahne auf Station KS11 mit einem Mittelwert von 0,61 µg/kg TM gefunden.

Bei der Betrachtung der Konzentrationen bezogen auf den organischen Gehalt (TOC) ist – erwartungsgemäß – eine Nivellierung der Werte festzustellen: die meisten Konzentrationen lagen im Bereich von 3 bis 23 ng/g TOC (Abb. 35); dies gilt sowohl für die Fluss- und Küstensedimente als auch für die der offenen Nordsee. Deutlich höhere Konzentrationen wurden allerdings in den Sedimenten der Elbe (476 bis 2099 ng/g TOC) und der Elbmündung gemessen (Station KS11: 44 ng/g TOC). Diese hohen Konzentrationen in den Elbsedimenten und denen der Elbfahne fielen auch bezogen auf die Trockenmasse (TM) als stark erhöht auf. Dagegen ragten die Stationen vor Borkum mit den hohen Werten von 69 und 88 ng/g TOC in Bezug auf die Trockenmasse nicht so stark aus den Umgebungswerten heraus.

Zeitliche **Trends** sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu erkennen.



**Abb. 35:** HCB-Konzentrationen bezogen auf Trockenmasse ( $\mu\text{g/kg TM}$ ) und auf den organischen Gehalt ( $\text{ng/g TOC}$ ) im Oberflächensediment (Mittelwerte 1997-98)

## HCB in Biota

### Fische

Die HCB-Belastung von Fischen wurde im Küstenbereich an Aalmuttern, in der offenen See an Klieschen gemessen.

Wie bei den HCH-Komponenten waren die Fische aus der Meldorfer Bucht höher mit HCB belastet als jene aus dem Transekt Varel-Mellum (Faktor 1,5 bis 3). In beiden Gebieten nahm der HCB-Gehalt von 1997 nach 1998 deutlich ab (Tab. 20).

Auch die Klieschen der Deutschen Bucht zeigten eine Abnahme der mittleren HCB-Gehalte von 1997 nach 1998. Die starke Abnahme bei den fettbezogenen Winterwerten (30%) war jedoch zum größten Teil durch einen hohen Fettgehalt der Fische im Januar 1998 bedingt (Verdünnungseffekt). Bei der Betrachtung der HCB-Gehalte seit 1987 lässt sich für die Winterproben ein signifikanter Trend mit einer durchschnittlichen Abnahme von 8% pro Jahr berechnen. Dagegen nahm die Belastung in den Fischen, die im Mai gefangen wurden, von 1991 bis 1998 zu.

Tab. 20: HCB-Gehalte in Fischen (in µg/kg Frischgewicht, in Klammern: µg/ kg Fett)

Fangzeit	Aalmutter Muskel / Leber		Kliesche Leber	
	Mai	Mai	Dez.-Januar	Mai
Fanggebiet	Varel-Mellum	Meldorfer Bucht	Deutsche Bucht	
HCB 1997	0,4 / 4,6	1,2 / 14	4,5 (23)	2,4 (37)
HCB 1998	0,2 / 4,0	0,5 / 5,7	4,2 (16)	2 (34)

### Vergleichende HCB-Betrachtung

Aufgrund der sehr großen Variabilität der HCB-Konzentrationen im Wasser und in den Sedimenten ist eine vergleichende Betrachtung der Matrices sehr schwierig. Die Anreicherungsfaktoren für die Sedimente liegen zwischen  $10^3$  und  $10^4$ , für die Fische zwischen  $10^4$  (Muskel) und  $10^5$  (Leber).

## 243 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Polychlorierte Biphenyle (PCB) stellen eine Verbindungs-Klasse dar, die aus 209 isomeren und homologen Vertretern (Kongeneren) besteht. PCB werden seit Ende der 20er Jahre industriell in großen Mengen hergestellt und verwendet. PCB sind giftig und zeigten im Tierversuch krebserregende Wirkung. Im tierischen Organismus werden sie kaum abgebaut, sondern reichern sich zu hohen Konzentrationen an. Aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften wurden sie in den unterschiedlichsten Bereichen verwendet, z. B. als Kühl- und Isolierflüssigkeiten in Transformatoren, als Weichmacher für Lacke und Klebstoffe sowie als Hydraulikflüssigkeiten und Wärmeübertrageröle.

Der Einsatz der PCB ist seit 1976 durch verschiedene Gesetze und Richtlinien stark eingeschränkt. In Deutschland werden PCB seit 1983 nicht mehr produziert, international wurde 1989 ein Produktionsverbot ausgesprochen. Aktuelle Quellen für PCB sind jedoch nach wie vor alte Anlagen und Geräte.

### Meerwasser

Die PCB Konzentrationen lagen in der Ems und Weser, in ihren Ästuaren und im Gebiet vor der ostfriesischen Küste (Inseln) in einem sehr ähnlichen Bereich; für das PCB 153 wurden Mittelwerte von <0,2 bis 0,3 ng/l beobachtet, für die Summe der PCB (sieben Kongenere) Mittelwerte von < 1,8 bis 2,8 ng/l. In der Elbe (Stade) wurde für das PCB 153 ein Median-Wert von 0,65 ng/l beobachtet, wobei die Konzentrationen zwischen 0,15 bis 1,36 ng/l variierten.

Im Gebiet vor der ostfriesischen Küste lagen die Werte im gleichen Bereich wie jene der Weser- und Ems-Ästuare (Summe 7: 1,8-2,8 ng/l). Dagegen blieben die Summengenhalte der untersuchten acht PCB-Verbindungen an den Küstenstationen Schleswig-Holsteins unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,5 ng/l. Beim regionalen Vergleich muss allerdings die unterschiedliche Beprobungszeit berücksichtigt werden. Die Probennahme im Winter an der ostfriesischen Küste kann zu einer "Höherbelastung" durch den höheren Schwebstoffgehalt im Wasser geführt haben. In der Elbefahne in der Deutschen Bucht (Station 30) waren PCB153 Werte zwischen 0,01 und 0,15 ng/l (Median: 0,03 ng/l) zu finden. In der übrigen Deutschen Bucht lagen die Konzentrationen meist unter der Bestimmungsgrenze (<0,01 ng/l).

Aufgrund der niedrigen Konzentrationen und der damit verbundenen relativ hohen Variabilität der Messwerte und des Fehlens längerer Zeitreihen konnten keine zeitlichen Trends beobachtet werden.

## Sediment

Die Summe der PCB nehmen unter den CKW mengenmäßig eine dominierende Stellung ein. Von den 209 theoretisch möglichen Isomeren wurden 10 (bzw. 7) Komponenten von den Tri- bis zu den Heptachlorbiphenylen (PCB 28,

(31), 52, 101, (105), 118, 138, 153, (156), 180) quantitativ ausgewertet. Die Gehalte aller untersuchten Komponenten lagen in der Regel über der Nachweisgrenze, wobei die PCB-Isomere 153 und 138 jeweils den größten Anteil ausmachten.

**Tab. 21:** Mittlere PCB-Gehalte in Sedimenten der Deutschen Bucht und ihrer Zuflüsse

	<b>CB 153</b>	<b>PCB (S7)</b>	<b>CB 153</b>	<b>PCB (S7)</b>
	<b>µg/kg TM</b>	<b>µg/kg TM</b>	<b>ng/g TOC</b>	<b>ng/g TOC</b>
<b>Elbe</b>	3,9	16,4	113	469
<b>Weser</b>	4,0	15,2	104	387
<b>Ems</b>	2,5	11,6	99	455
<b>Ostfriesische Küste</b>	0,7	3,2	24	107
<b>Deutsche Bucht</b>	0,2	0,6	33	153

In **Elbe**, **Weser** und **Ems** lagen die Mittelwerte der Summe von sieben PCB zwischen 5,2 und 20,3 µg/kg TM; im Gegensatz zum HCB waren bei den PCB in allen drei Flüssen sehr ähnliche Konzentrationen zu finden, was auf diffusere Quellen hinweist.

Vor der **ostfriesischen Küste** wurden mittlere Gehalte von 1,1 µg/kg (Spiekeroog) bis 6,1 µg/kg TM (Dollart) beobachtet. Die Konzentrationen vor der nordfriesischen Küste lagen unter der Bestimmungsgrenze.

In der **Deutschen Bucht** wurden bei der schlückigen Station KS 11 vor der Elbmündung bis zu 3,6 µg/kg TM im Sediment gefunden. Auf den übrigen Stationen variierten die Konzentrationen zwischen 0,04 und 1,1 µg/kg TM.

Die räumliche Verteilung (Abb. 36) ist recht schwierig zu interpretieren, da der Eintrag der PCB anscheinend einen hohen diffusen Anteil aufweist und die Konzentrationen im Sediment sehr stark vom Sediment-Typ beeinflusst werden. Betrachtet man die Konzentrationen bezogen auf TM und TOC zusammen, so fallen 3 Stationen in der Deutschen Bucht auf: KS11 vor der Elbmündung, WB5 in der Zentralen DB (hoher TOC Gehalt) und ES1 vor Borkum. Bezogen auf den organischen Gehalt wiesen diese Stationen mit PCB153-Konzentrationen von 80 ng/g TOC ähnlich hohe Werte auf, wie sie in den Flüssen zu beobachten waren.

Zeitliche **Trends** sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu erkennen.

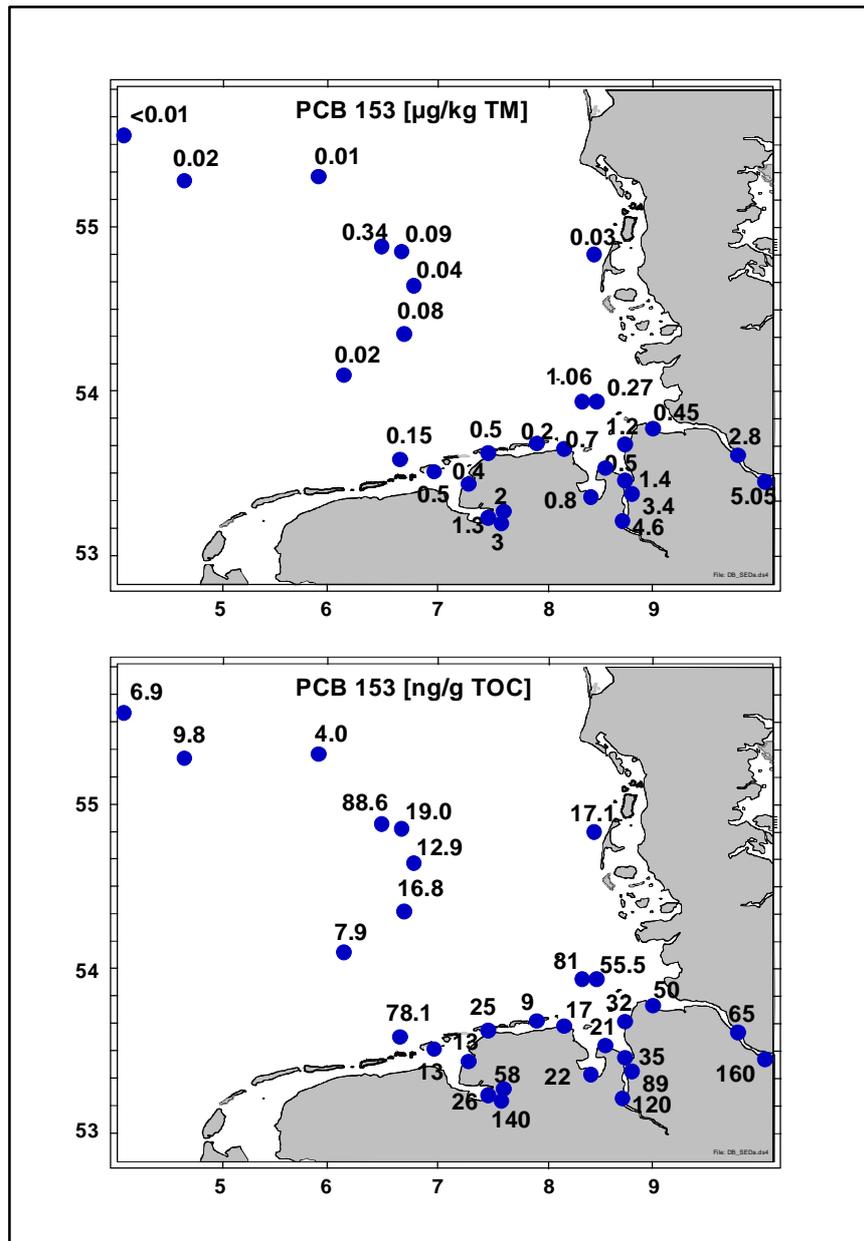


Abb. 36: PCB153-Konzentrationen bezogen auf Trockenmasse ( $\mu\text{g/kg TM}$ ) und auf den organischen Gehalt ( $\text{ng/g TOC}$ ) im Oberflächensediment (Mittelwerte 1997-98)

## Biota

### Fische

Die PCB-Belastung von Fischen wurde im Küstenbereich an Aalmuttern und in der offenen See an Klieschen gemessen.

In der Aalmuttermuskulatur lagen die Werte für die Summe der PCB in beiden Probenahmegebieten und in beiden Jahren bei 10 bis 11  $\mu\text{g/kg}$  Frischgewicht. In den Leberproben zeigten sich keine lokalen Unterschiede, aber

ein Anstieg von 1997 nach 1998, vermutlich als Folge eines höheren Fettgehalts im Jahr 1998.

Im Vergleich zu den Aalmuttern der Küstenregionen waren die Klieschen der offenen Nordsee weniger als halb so stark mit PCB belastet. Bedingt durch den biologischen Zyklus und verbunden mit der Abgabe von Schadstoffen beim Ablaichen im Frühjahr, sind die Winterwerte etwa doppelt so hoch wie die Sommerwerte. Auch in der offenen See war eine Zunahme der PCB-Konzentrationen zu beobach-

ten. Die Winterwerte von 1998 waren gegenüber dem Vorjahr erhöht, die Sommerwerte lagen etwa auf vergleichbarem Niveau. Damit setzte sich eine steigende Tendenz fort, die seit 1994 zu beobachten ist. In den Jahren davor

(Winter 1987-1994 und Sommer 1991-1994) konnte dagegen ein signifikanter Abwärtstrend von durchschnittlich etwa 10% pro Jahr bestimmt werden.

Tab. 22: PCB-Gehalte (Summe 7) in Fischen in µg/kg Frischgewicht (in Klammern: µg/kg Fett)

Fangzeit	Aalmutter Muskel / Leber		Kliesche Leber	
	Mai	Mai	Dez.-Januar	Mai
Fanggebiet	Varel-Mellum	Meldorfer Bucht	Deutsche Bucht	
PCB (S7) 1997	11 / 117	9,8 / 125	93 (477)	53 (836)
PCB (S7) 1998	11 / 182	10 / 163	134 (494)	58 (931)

### Seevögel

Der PCB-Gehalt in Silbermöweneiern schwankte 1997/98 im Mittel zwischen 354 und 594 µg/kg FG. Die Konzentrationen in den Eiern von Trischen waren deutlich höher als in

jenen von Mellum (Abb. 37), was auf den erhöhten Schadstoff-Eintrag der Elbe zurückzuführen ist. Die Belastung hat sich in den letzten 8 Jahren wenig verändert, seit 1996 ist sie in den Eiern von Mellum etwas zurückgegangen.

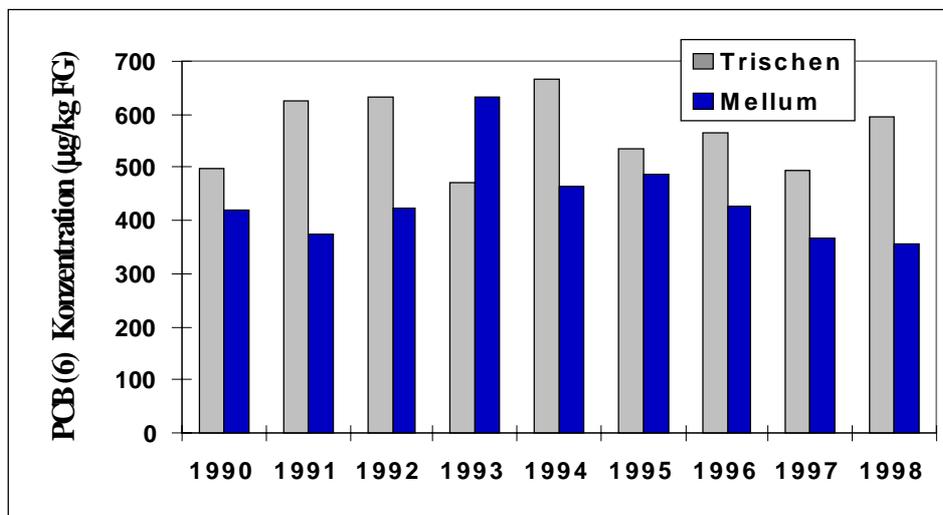


Abb.37: Entwicklung des PCB (6)-Gehaltes in Seemöweneiern von Trischen und Mellum seit 1990

### Vergleichende PCB-Betrachtung

Die Zusammenfassung der PCB-Gehalte aus allen untersuchten Bereichen zeigte ein ähnliches Bild wie beim HCB, allerdings waren die Konzentrationsunterschiede zwischen dem Wasser und den übrigen Kompartimenten ca. um den Faktor 10 größer. Während die PCB-Konzentrationen im Wasser etwa in der gleichen Größenordnung vorlagen wie die des

HCB, wurden in den festen Matrices höhere Werte beobachtet. Dadurch liegen die Anreicherungsfaktoren zum Wasser zwischen  $10^5$  (Sediment) und  $10^6$  (Fische).

## 244 DDT-Gruppe

Dichlor-diphenyl-trichlorethan (DDT) ist ein Insektizid, das seit den 30er Jahren in der Land- und Forstwirtschaft zur Bekämpfung von Schadinsekten eingesetzt wurde. Seine Anwendung wurde 1972 in der BRD und 1988 in der DDR verboten. In einigen Entwicklungsländern kommt DDT nach wie vor zur Anwendung. Über die Atmosphäre und den Import von Agrarprodukten gelangt DDT auch weiterhin nach Europa. Neben dem Hauptisomeren p,p'-DDT werden meistens auch die Hauptabbauprodukte p,p'-DDE und p,p'-DDD bestimmt.

### Meerwasser

Die Flüsse **Ems** und **Weser** waren nur sehr gering mit DDT und seine Metaboliten DDD und DDE belastet, es waren 1997 und 1998 keine Werte oberhalb der Nachweisgrenze von 0,1 ng/l zu beobachten. Eine Ausnahme stellt die Station bei Nordenham (Weser) dar, die deutlich belastet ist. Hier wurden für DDT Mittelwerte von 1,0 bis 1,1 ng/l und für DDD 1,3 ng/l gefunden. In der **Elbe** (Stade) wurde für die häufigste Verbindung der DDT-Gruppe, das p,p'-DDD, Konzentrationen von 0,74 bis 2,36 ng/l (Median: 1,13 ng/l) beobachtet.

An der **nordfriesischen Küste** lagen die Werte unter der Nachweisgrenze, zum Teil wurden sie nicht bestimmt. In den Ästuaren von Ems und Weser, sowie vor der **ostfriesischen Küste** wurden für das DDT und DDD Mittelwerte von <0,1 bis 0,18 ng/l beobachtet. Nur auf Stationen der Außenelbe und südlich von Helgoland wurden leicht erhöhte Mittelwerte im Bereich von bis zu 0,34 ng/l für das DDT bzw. bis zu 0,2 ng/l für DDD gefunden (Winterwerte). In der Elbfähne waren im Sommer Maximalwerte bis zu 0,07 ng/l (Median: 0,03 ng/l) zu finden. In der übrigen **Deutschen Bucht** lagen die Konzentrationen meist unter der Bestimmungsgrenze (<0,01 bis <0,03 ng/l).

Zeitliche **Trends** sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu erkennen.

### Sediment

Das p,p'-DDT konnte aus analytisch-technischen Gründen häufig nicht quantitativ ausgewertet werden, diese Probleme traten insbesondere bei sehr niedrigen Konzentrationen auf. p,p'-DDE und p,p'-DDD konnten in nahezu allen Proben nachgewiesen werden, mittlere Konzentrationen zeigt Tab. 23:

Tab. 23: Mittlere DDT-, DDD- und DDE- Gehalte in Sedimenten der Deutschen Bucht und ihrer Zuflüsse

	DDDpp	DDEpp	DDTpp	DDDpp	DDEpp	DDTpp
	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM	ng/g TOC	ng/g TOC	ng/g TOC
<b>Elbe</b>	9,5	4,2	11,6	276	122	352
<b>Weser</b>	0,9	1,0	1,0	20,5	24	23
<b>Ems</b>	0,4	0,6	1,0	12	22	40
<b>Ostfries. Küste</b>	0,2	0,2	0,04	12,9	8,0	2,4
<b>Deutsche Bucht</b>	0,1	0,07		20	13,7	

In **Weser** und **Ems** lagen die Werte von DDE und DDD zwischen 0,2 und 1,3 µg/kg TM während in der **Elbe** deutlich höhere Konzentrationen zu beobachten waren (2,8 bis 12,9 µg/kg TM).

Vor der **ostfriesischen Küste** wurden Werte zwischen 0,01 und 0,6 µg/kg TM gefunden. Im Bereich der nordfriesischen Inseln lagen die Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

In der **Deutschen Bucht** lagen die Mittelwerte zwischen 0,01 und 0,91  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TM; wie bei den anderen Schadstoffen wurden die höchsten Werte auf der Station KS11 vor der Elbmündung beobachtet. Bezogen auf den organischen Gehalt liegen in der Deutschen Bucht relativ

gleichmäßige Gehalte mit ca. 10 bis 20  $\text{ng}/\text{g}$  TOC vor, die sich kaum von den Werten in der Ems und Weser unterscheiden (Abb. 38). Zeitliche **Trends** sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu festzustellen.

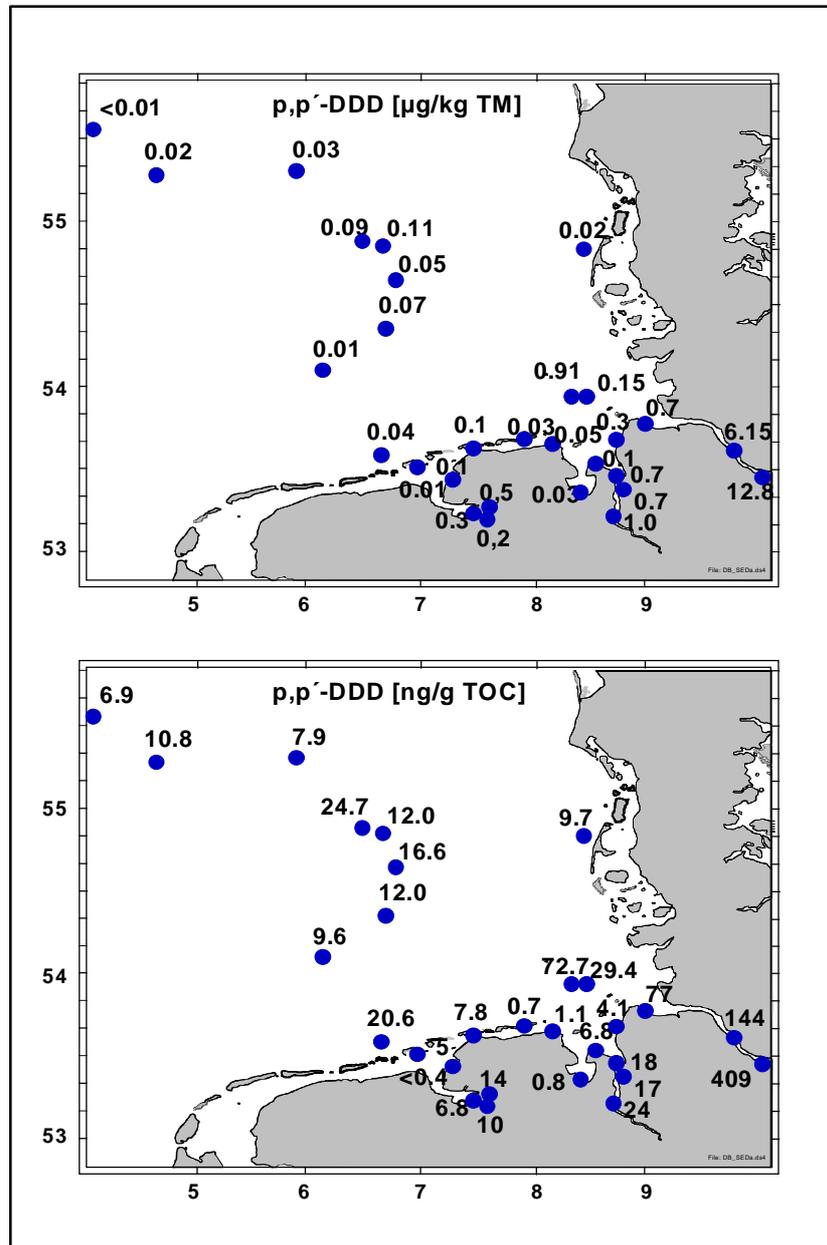


Abb. 38: p,p'-DDD-Konzentrationen im Oberflächensediment (Mittelwerte 1997-98)

### Biota

#### Fische

Die DDT-Belastung von Fischen wurde im Küstenbereich an Aalmuttern und in der offenen See an Klieschen gemessen.

Die Belastung der Fische mit DDT war an der deutschen Nordseeküste 2-3mal höher als in der offenen Nordsee.

Betrachtet man die Summe der DDT, finden sich seit 1995 kontinuierlich sinkende Gehalte bei Aalmuttern aus der Meldorfer Bucht.

DDT zeigt in Fischen der offenen Nordsee ein vergleichbares Verhalten wie die PCB-Verbindungen. Die DDT-Gehalte in Klieschen waren im Winter etwa doppelt so hoch wie im Sommer, und die Werte von 1998 lagen etwa

ein Drittel höher als 1997. Auch bei der langjährigen Betrachtung zeigt sich, dass die Konzentrationen seit 1994 im Winter bzw. 1996 im Sommer nicht mehr abnehmen.

**Tab.24:** Summen-DDT-Gehalte in Fischen in µg/kg Frischgewicht (in Klammern: µg/kg Fett)

Fangzeit	Aalmutter Muskel / Leber		Kliesche Leber	
	Mai	Mai	Dez.-Januar	Mai
Fanggebiet	Varel-Mellum	Meldorfer Bucht	Deutsche Bucht	
S-pp-DDX 1997	1,2 / 21	2,9 / 53	12 (63)	5,8 (92)
S-pp-DDX 1998	1,2 / 21	3,0 / 42	22 (81)	8 (131)

**Vergleichende DDT-Betrachtung**

Die übergreifende Betrachtung der DDT-Konzentrationen in allen untersuchten Bereichen zeigt ein sehr ähnliches Bild wie das der anderen organischen Schadstoffe. Die Anreicherungsfaktoren vom Wasser zum Sediment (zwischen  $10^3$  und  $10^4$ ) und zu den Fischen (zwischen  $10^4$  und  $10^5$ ) sind ähnlich wie beim HCB.

## 245 Kohlenwasserstoffe

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

Erdöl wird weltweit in großen Mengen gefördert, transportiert und verarbeitet, so dass eine besondere Umweltbeobachtung vor allem aufgrund der großen Mengen angezeigt ist. Kohlenwasserstoffe werden aus der Luft, durch die

Flüsse, von Schiffen und Offshore-Förderanlagen ins Meer eingetragen.

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

Einige der im Erdöl vorkommenden Kohlenwasserstoffe (z. B. n-Alkane) können auch durch pflanzliche oder tierische Organismen gebildet werden.

Eine Unterscheidung zwischen biogenen und petrogenem Ursprung ist durch Betrachtung der relativen Konzentrationen der einzelnen Kohlenwasserstoffe zueinander möglich. Bei den Alkanen weist eine Verteilung mit Bevorzugung ungeradzahlgiger Kettenlängen auf Landpflanzen als Ursprung hin.

Aber auch Algen sind Produzenten bestimmter n-Alkane. Als Maß für den Anteil an biogenen Alkanen wird der "Carbon Preference Index" (CPI) verwendet, der für petrogene Muster etwa 1 und für biogene Muster > 4 ist.

**"Gesamtkohlenwasserstoff"- Konzentrationen ("Erdölkohlenwasserstoffe")**

Der Gehalt an "Gesamtkohlenwasserstoff" ist ein halbquantitatives Maß für die Belastung

eines Wasserkörpers durch aromatische Erdölkohlenwasserstoffe. In der **Deutschen Bucht** lagen die Gesamtkohlenwasserstoffgehalte 1997 - 1998 zwischen 0,24 µg/l in der **zentralen Nordsee** und 1,4 µg/l in der **inneren Deutschen Bucht**. Mit bis zu 56 µg/l wiesen die Werte 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.

Hintergrundwerte, wie sie z. B. im Atlantik gemessen werden, sind um den Faktor 10 niedriger. Während in der Deutschen Bucht und in der südlichen Nordsee die "Gesamt-Kohlenwasserstoff-Konzentration" zwischen 0,5 und 1,4 µg/l liegt, sinkt sie im offenen Atlantik auf 0,1 bis 0,05 µg/l ab. Neben quantitativen Unterschieden bestehen allerdings auch große qualitative Unterschiede in der Zusammensetzung, so dass erst die Untersuchungen der Einzelkomponenten genauere Aussagen erlauben.

Für **Ems und Weser, nord- und ostfriesische Küstengebiete** lagen 1997/98 keine EKW-Messungen vor.

Auf allen Stationen war eine hohe zeitliche Variabilität zu beobachten, besonders an den küstennahen Stationen, die in der Elbfahne liegen. Der Grund für die beobachtete hohe Variabilität liegt darin, dass die Konzentrationen nicht nur durch die Temperatur (Abbauprozesse), sondern auch durch den Süßwasseranteil und den Schwebstoffgehalt der Wasserproben (hohe Anreicherung der Kohlenwasserstoffe) beeinflusst wird. So ist der Gehalt an EKW im Wasser an saisonale und kurzzeitig veränderliche (meteorologische und hydrographische) Prozesse gebunden. Aufgrund der hohen Variabilität ist derzeit keine Beurteilung der zeitlichen Entwicklung möglich. Die 1997/98 beobachteten Werte lagen im gleichen Bereich wie in den vorangegangenen Jahren.

#### Aliphatische Kohlenwasserstoffe – Alkane

Der Konzentrationsbereich der Summe der Aliphaten lag 1997 - 1998 zwischen 40 ng/l in der äußeren **Deutschen Bucht** und 400 ng/l bei Stade. Der Grund für den relativ geringen Gra-

dienten liegt in der Zusammensetzung der Alkane und dem relativ hohen biogenen Anteil. Die Konzentrationen einzelner n-Alkane (C<sub>19</sub> bis C<sub>30</sub>) lagen in der Deutschen Bucht zwischen 0,7 und 5 ng/l, mit vereinzelt 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 ungeradzahligter Kettenlängen (Maximum meist bei C<sub>29</sub>) deutete auf Landpflanzen als Ursprung hin. Allerdings wies der "Carbon Preference Index" von 1,2 bis 2 auch auf einen hohen Anteil petrogener Alkane hin. In den Monaten mit starker Primärproduktion (Mai bis Juli) überragte C<sub>17</sub> (bis 300 ng/l) alle anderen Alkane, vereinzelt waren auch C<sub>15</sub> und C<sub>19</sub> 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.

## 246 Polyzyklische, aromatische Kohlenwasserstoffe

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind organische Verbindungen, die aus zwei oder mehreren kondensierten, aromatischen Ringen bestehen. Von den Hunderten von PAK, die bisher in der Umwelt nachgewiesen wurden, wird nur eine begrenzte Auswahl für Monitoring-Untersuchungen herangezogen.

PAK sind als reine Kohlenwasserstoffe wenig wasserlöslich, zeigen eine hohe Affinität zu festen Oberflächen und werden an Schwebstoffen, Sedimenten und in Biota stark angereichert. Sie entstehen bei allen unvollständigen Verbrennungsprozessen von organischem Material (Holz, Kohle, Benzin, Öl). PAK sind ferner im Steinkohlenteer und im Erdöl vorhanden.

Einige PAK lösen Haut- und Lungenkrebs aus. Wegen der hohen Expositionswahrscheinlich-

keit und ihres ubiquitären Vorkommens gelten sie als prioritär zu berücksichtigende Umweltkanzerogene.

In die Meeresumwelt werden sie hauptsächlich direkt aus der Luft und durch die Flüsse eingetragen. Aufgrund ihrer hohen Affinität zu Schwebstoffen sind sehr starke Gradienten von den Fluss-Ästuaren und der Küste (hohe Schwebstoffgehalte) zur offenen See (geringe Schwebstoffgehalte) zu beobachten.

**Meerwasser**

Die mittleren Konzentrationen (Mediane) der Summe von sechs Aromaten (TrinkwasserVO) in der **Deutschen Bucht** lagen 1997 - 1998 zwischen 0,34 ng/l (Station 1) und 3,96 ng/l (Station 30); in der **Elbe** bei Stade wurden 44,56 ng/l gefunden. Die Konzentrationen der Einzel-PAK variierten in der Elbe und der Deutschen Bucht - je nach Substanz und Ort - im Bereich von 14 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, Fluoranthen, Pyren) in der offenen See im Bereich von 0,01 bis 0,5 ng/l vorlagen, wiesen 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" und erlaubt momentan keine Aussagen zu einem eindeutigen Trend.

**Sediment**

Die Konzentrationen der PAK im Sediment waren ca. 100 bis 1000 mal höher als die der chlorierten Kohlenwasserstoffe, daher konnten sie auf allen Stationen nachgewiesen werden. Die Muster der Einzelverbindungen sind relativ ähnlich, daher kann stellvertretend für alle PAK das Benzo[a]pyren (BaP) als ein typischer Vertreter für die Diskussion der Überwachungsergebnisse herangezogen werden (Abb. 39 und Tab. 25).

**Tab. 25:** Mittlere Gehalte von Benzo[a]pyren und der Summe von 6 Aromaten (ARO-TVO) in Sedimenten der Deutschen Bucht und ihrer Zuflüsse

	BaP	ARO-TVO	BaP	ARO-TVO
	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/g TOC	µg/g TOC
<b>Elbe</b>	150		4,2	
<b>Weser</b>	137	1155	3,5	30,6
<b>Ems</b>	90	741	3,6	29,3
<b>Ostfriesische Küste</b>	33,5	296	1,1	9,3
<b>Deutsche Bucht</b>	11,3	147	2,6	30,8

Die mittleren Konzentrationen des Benzo[a]pyren waren in den drei Flüssen Ems, Weser und Elbe sehr ähnlich und variierten von 60 bis 200 µg/kg TM.

Vor der ostfriesischen Küste wurden Werte zwischen 27 und 65 µg/kg TM beobachtet.

Im der nordfriesischen Küstebereich wurden keine PAK bestimmt.

In der Deutschen Bucht lagen die Mittelwerte des BaP zwischen 0,3 und 37 µg/kg TM; die höchsten Werte wurden wie bei den CKW vor der Elbmündung (KS11) und an einer Station mit relativ hohen TOC-Gehalten in der zentralen Deutschen Bucht (WB 5) beobachtet.

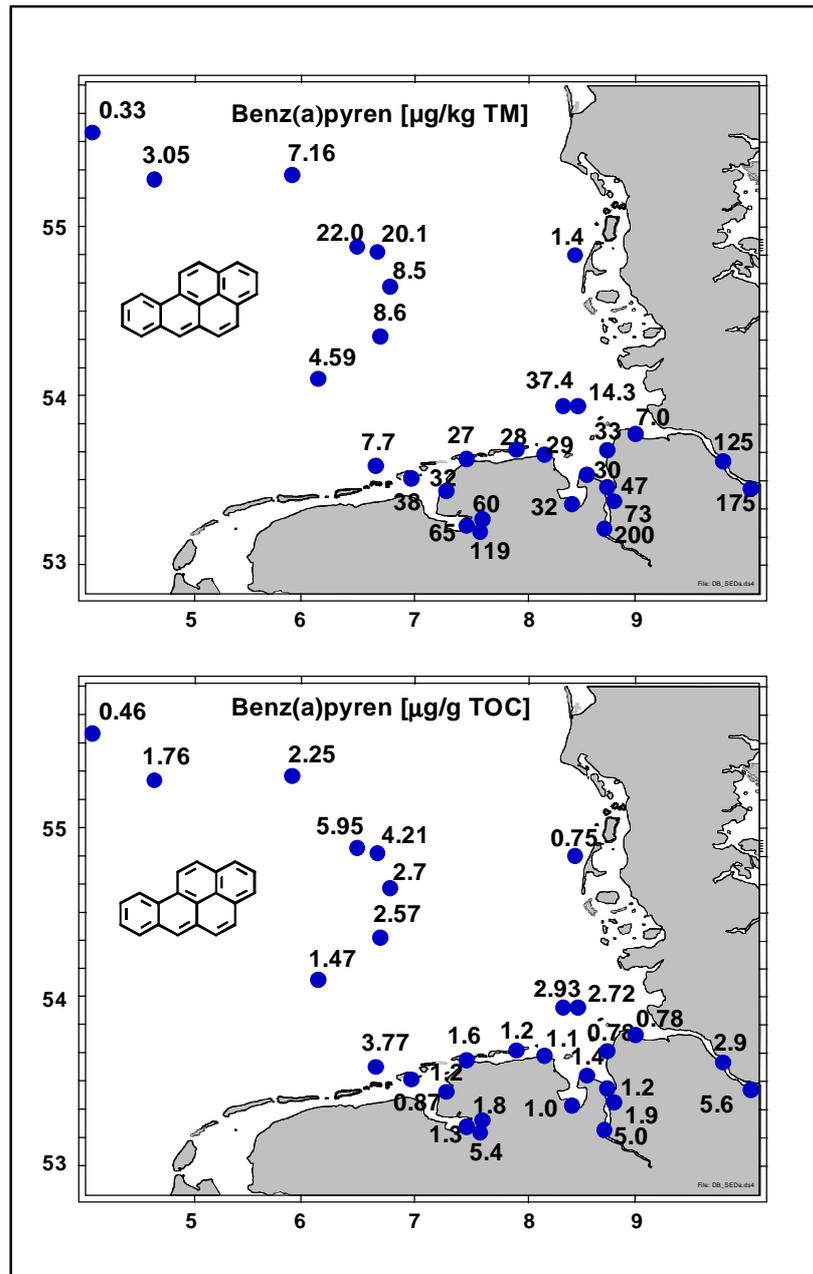


Abb. 39: Benzo[a]Pyren-Konzentrationen im Oberflächensediment (Mittelwerte 1997-98)

Die PAK weisen die gleichmäßigste Verteilung aller Schadstoffe im Sediment auf; dies wird insbesondere deutlich, wenn die Konzentrationen bezogen auf TOC betrachtet werden. Hier variierten die Werte nur noch in dem Bereich von 0.5 bis 6  $\mu\text{g}/\text{g TOC}$ , wobei zwischen Sedimenten der offenen See und der Flüsse praktisch kein Unterschied mehr vorhanden ist. Der Grund für eine fehlende Struktur ist höchstwahrscheinlich der sehr diffuse Eintrag der PAK und das ubiquitäre Vorkommen in der Umwelt.

Zeitliche **Trends** sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu beobachten.

## 247 Zinnorganische Schadstoffe

Organozinnverbindungen werden in unterschiedlichen Bereichen großtechnisch eingesetzt. Neben der Verwendung von Mono- und Dialkylzinnverbindungen als Stabilisatoren und Katalysatoren in der kunststoffverarbeitenden Industrie werden Tributylzinnverbindungen (TBT) in Antifouling-Farben zur Verhinderung von Bewuchs auf Schiffsrümpfen eingesetzt.

Durch seine hormonähnliche Wirkung hat es bereits in extrem niedrigen Konzentrationen (wenige ng/l) Einfluss auf das Reproduktionssystem mariner Schneckenarten, was zur Vermännlichung der weiblichen Tiere (Imposex- und Intersexphänomen) und damit zum Verlust der Fortpflanzungsfähigkeit führen kann.

### Sediment

In schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe und einiger Nebenflüsse werden seit 1991 Organozinnverbindungen analysiert (ARGE Elbe, 1999). Die Ergebnisse dieser langjährigen Untersuchungen sind in Tab. 26 dargestellt.

Daraus wird ersichtlich, dass die Mulde, in die Abwässer eines organozinnproduzierenden Betriebes im Raum Bitterfeld eingeleitet werden, eine relevante Eintragsquelle ist. Hohe Werte wurden auch in der Elbe bei Bunthaus, Schnackenburg und Magdeburg gemessen, diese haben aber seit 1995 abgenommen.

An der Messstelle Seemannshöft ist seit 1996 ein TBT-Anstieg zu verzeichnen, der auf einen erheblichen Einfluss des Werftbetriebs und Schiffsverkehrs im Hamburger Hafen und in der Tideelbe zurückzuführen ist.

Als weiterer Eintragspfad für TBT kommt die Remobilisierung aus Sedimenten in Betracht, die bei Unterhaltungsmaßnahmen zur Fahrrinnenanpassung und der Freihaltung von Hafeneinfahrten anfallen. Sedimentproben aus der Glückstädter Nebelbe bzw. an der Brunsbüttler Schleuse wiesen TBT-Gehalte von 52 µg Sn/kg TM und 30 µg Sn/kg TM auf.

Aus der Weser und Ems liegen keine Werte vor.

Im ostfriesischen Küstengebiet wurden mittlere Konzentrationen von 4,6 µg Sn/kg TM beobachtet.

**Tab. 26:** Butylzinnspesies in schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe und ausgewählter Nebenflüsse von 1991 bis 1997, dargestellt als 90%-Quantil- bzw. zweifache Medianwerte (fett/kursiv), in µg Sn/kg TM. BG= Bestimmungsgrenze= 1 µg Sn/kg TM

	Cuxhaven	Grauerort	Blankenese	Seemannshöft	Bunthaus	Schnackenburg	Magdeburg	Rosenburg (Saale)	Dessau (Mulde)	Schmilka
<b>Monobutylzinn</b>										
1991	20	20	<BG	-	140	520	-	-	-	-
1992	15	130	350	-	1210	1750	-	-	-	-
1993	15	20	<BG	30	360	940	590	-	-	60
1994	-	-	-	160	-	1150	360	-	3580	26
1995	-	34	-	33	-	66	81	21	1520	12
1996	-	50	-	152	-	201	175	-	2070	47
1997	-	48	-	91	-	240	207	150	2020	85
<b>Dibutylzinn</b>										
1991	<BG	20	60	-	360	2400	-	-	-	-
1992	25	80	140	-	810	1890	-	-	-	-
1993	<BG	30	40	70	760	1360	800	-	-	230
1994	-	-	-	75	-	590	232	-	5480	32
1995	-	24	-	27	-	89	61	70	1380	18
1996	-	17	-	41	-	88	115	-	820	25
1997	-	16	-	31	-	107	82	142	671	19
<b>Tributylzinn</b>										
1991	20	120	280	-	600	1160	-	-	-	-
1992	60	190	630	-	690	1010	-	-	-	-
1993	<BG	60	120	190	460	480	320	-	-	85
1994	-	-	-	128	-	102	58	-	1440	25
1995	-	68	-	129	-	49	42	46	463	21
1996	-	101	-	407	-	72	56	-	408	44
1997	-	78	-	359	-	33	26	62	186	14
<b>Tetrabutylzinn</b>										
1991	<BG	80	60	-	320	1880	-	-	-	-
1992	<BG	25	30	-	260	630	-	-	-	-
1993	<BG	15	<BG	40	140	230	150	-	-	<BG
1994	-	-	-	144	-	616	710	-	39400	<BG
1995	-	22	-	79	-	256	220	44	5980	<BG
1996	-	6	-	23	-	38	20	-	990	<BG
1997	-	8	-	15	-	25	16	<BG	587	<BG

## 248 Sonstige Organische Schadstoffe

Das Spektrum der Stoffe, die von den einzelnen im BLMP mitarbeitenden Laboren gemessen werden, ist sehr unterschiedlich. Aus diesem Grund wird auf eine Darstellung dieser Ergebnisse hier verzichtet und auf die speziellen Veröffentlichungen der einzelnen Institutionen verwiesen (J. LÖFFLER et al. 1999,

C.FOOKEN et al. 2000, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie 1999).

## 249 Zusammenfassung und Bewertung

### Wasser

Die Verteilung der  $\alpha$ -HCH Konzentrationen in der Deutschen Bucht war 1997/98 recht gleichmäßig und wies eine niedrige Grundbelastung auf, allerdings zeigte sich die Elbe weiterhin als Eintragsquelle. Lindan wurde in allen Flüssen und im Küstenbereich in erhöhten Konzentrationen gefunden. In der Deutschen Bucht war ein abnehmender Gradient von den Küsten zur offenen See und vom Süden nach Norden zu beobachten. Beim  $\alpha$ -HCH konnte der abnehmende Trend, der seit 1986 beobachtet wurde, weiter bestätigt werden. Beim Lindan ist aufgrund der sehr hohen Variabilität in den letzten Jahren kein Trend zu beobachten.

Im Wasser der Deutschen Bucht ähnelt die räumliche Verteilung der sehr lipophilen chlorierten Kohlenwasserstoffe HCB, PCB und DDT jener der hochkondensierten PAK: es ist ein starker Konzentrationsgradient von der Küste zur offenen See zu beobachten. Außerdem sind die Konzentrationen stark von den Schwebstoffgehalten der Proben abhängig. Aussagen über Trends können aufgrund der kleinen Messwerte und des Fehlens längerer Zeitreihen nicht gemacht werden.

### Sediment

Durch die Anreicherung der meist lipophilen Stoffe im Sediment ist die Datenlage der meisten Schadstoffe in den Sedimentproben besser als im Wasser; eine Ausnahme bilden die polareren HCH, bei denen sich die Lage umgekehrt darstellt. Trotz der höheren Konzentrationen ist die Interpretation der Sedimentdaten schwierig, da eventuell vorhandene regionale Unterschiede durch die Charakteristik unterschiedlicher Sediment-Typen überlagert werden. Der Bezug auf organischen Kohlenstoff (TOC) ergibt nur zum Teil ein leichter

bewertbares Bild. Die PAK weisen die homogenste Verteilung aller untersuchten Stoffe auf, gefolgt von den PCB; bei beiden Substanzklassen sind in den Flüssen Ems, Weser und Elbe jeweils ähnliche Konzentrationen (bezogen auf die Trockenmasse) zu beobachten, die in der Deutschen Bucht abnehmen. Die Abnahme ist bei den PCB etwas größer als bei den PAK. Bei der DDT-Gruppe und dem HCB sind in der Elbe weitaus höhere Konzentrationen zu beobachten als in der Ems und Weser. In der Deutschen Bucht nehmen die Konzentrationen ab, sind auf einigen Stationen jedoch auf einem ähnlich hohen Niveau wie in der Ems und Weser. Bezogen auf TOC gibt es sogar einige Stationen in der Deutschen Bucht, die höhere Konzentrationen aufweisen als die Sedimente der Flüsse.

Aufgrund der noch relativ kurzen Zeitreihen und der hohen Variabilität der Messwerte können derzeit für keinen der untersuchten Parameter zeitliche Trends beobachtet werden. Auch nach Normierung auf TOC konnte keine Verbesserung diesbezüglich erreicht werden. Die Konzentrationen liegen alle auf dem Niveau der Vorjahre.

### Biota

Im Vergleich zu den Aalmuttern der Küste waren die Klieschen aus der offenen Nordsee – analog zur Verteilung der Schadstoffe im Wasser – deutlich geringer mit chlorierten Kohlenwasserstoffen (HCH, HCB, PCB und DDT) belastet.

Die Entwicklung der Belastung von 1997 nach 1998 zeigte für die PCB und die DDT-Gruppe gleichbleibende bis ansteigende Tendenzen. Für HCH und HCB waren leicht abnehmende Tendenzen festzustellen, nur das  $\alpha$ -HCH in Fischen der offenen See nahm deutlich ab.

Die Belastung von Silbermöweneiern mit PCB war auch 1997/98 hoch und hat sich seit 1990 kaum geändert.

## 25 Marine Lebensgemeinschaften

### 251 Phytoplankton

Das Phytoplankton besteht aus einzelligen Algen, deren Artenvielfalt und Bestandsdichten durch anthropogene Einflüsse, besonders durch Überdüngung (Eutrophierung) deutlich verändert werden können. Die Algen nehmen die im Seewasser enthaltenen Nährstoffe auf und wandeln sie mit Hilfe des Sonnenlichts in organische Substanz um. Nach einer Algenblüte gelangt diese organische Substanz in tiefere Wasserschichten oder auf den Meeresboden und wird dort abgebaut. Ist die Abbaurate größer als die Zufuhr von Sauerstoff, kann es zu anoxischen Bedingungen kommen, was zu Massensterben von benthischen Organismen führt. Bekannte Beispiele waren die „Schwarzen Flecken“ im ostfriesischen Wattenmeer 1996, die vor allen Dingen durch den strengen Winter und dessen Folgen bedingt waren, und das sauerstofflose Bodenwasser in tieferen, geschichteten Teilen der Deutschen Bucht in den Jahren 1981-1983. Auch kann es unter bestimmten Umständen zu Massentwicklungen toxischer Algen kommen, wie die Blüte des kleinen Flagellaten *Chrysochromulina polylepis*, die im Frühjahr 1988 verheerende Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften im Skagerrak und im Kattegat hatte.

#### Messprogramm

Im Rahmen des Messprogramms wird die zeitliche Entwicklung der Artenzusammensetzung und Biomasse des Phytoplanktons in den Küstengewässern der Deutschen Nordseeküste erfasst. Besondere Aufmerksamkeit gilt der Verbreitung von Massenblüten und der Ent-

wicklung toxischer Algen. Die in diesem Kapitel dargestellten Ergebnisse basieren auf hoch auflösenden Zeitreihen der NLO-Forschungsstelle Küste auf Norderney, des Landesamtes für Natur und Umwelt (LANU) in Flintbek durch das Algenfrüherkennungssystem (ALGFES), der Biologischen Anstalt Helgoland und der Wattenmeerstation Sylt. Die letztgenannten Institute sind seit 1998 Teil der „Stiftung Alfred Wegener Institut für Polar- und Meeresforschung“ und stellen ihre Daten zur Langzeitforschung dem BLMP zu Verfügung.

#### Vergleich der Biomasse im Jahresgang

Als Maß für die Phytoplanktonbiomasse dient das Chlorophyll a, dessen Jahresgänge in Abb. 40 und 41 dargestellt werden. Beim Vergleich der mittleren Jahresgänge in den verschiedenen Regionen des Wattenmeeres (1990-96) fällt auf, dass die höchsten Biomassen im südlichen Bereich von Schleswig-Holstein angetroffen werden. Sie sind fast doppelt so hoch wie die Werte der übrigen Gebiete, was auf die Elbwasserfahne und ihre Nährstofffracht zurückzuführen ist. Eine weitere Auffälligkeit ist das um einen Monat frühere Einsetzen der Frühjahrsblüte im Nordsylter Wattenmeer. In den übrigen Gebieten ist ihr Maximum erst im Mai zu beobachten.

Ein Vergleich der Jahresgänge 1997 (Abb. 40) und 1998 (Abb. 41) zeigt ähnliche Biomassen wie in den vorangegangenen Jahren. Auffällig ist, dass 1997 sowohl bei Norderney als auch im Nordsylter Wattenmeer die Frühjahrsblüte etwa einen Monat später als üblich sein Maximum erreichte. Das Frühjahrsmaximum war etwas ausgeprägter als im Durchschnitt.

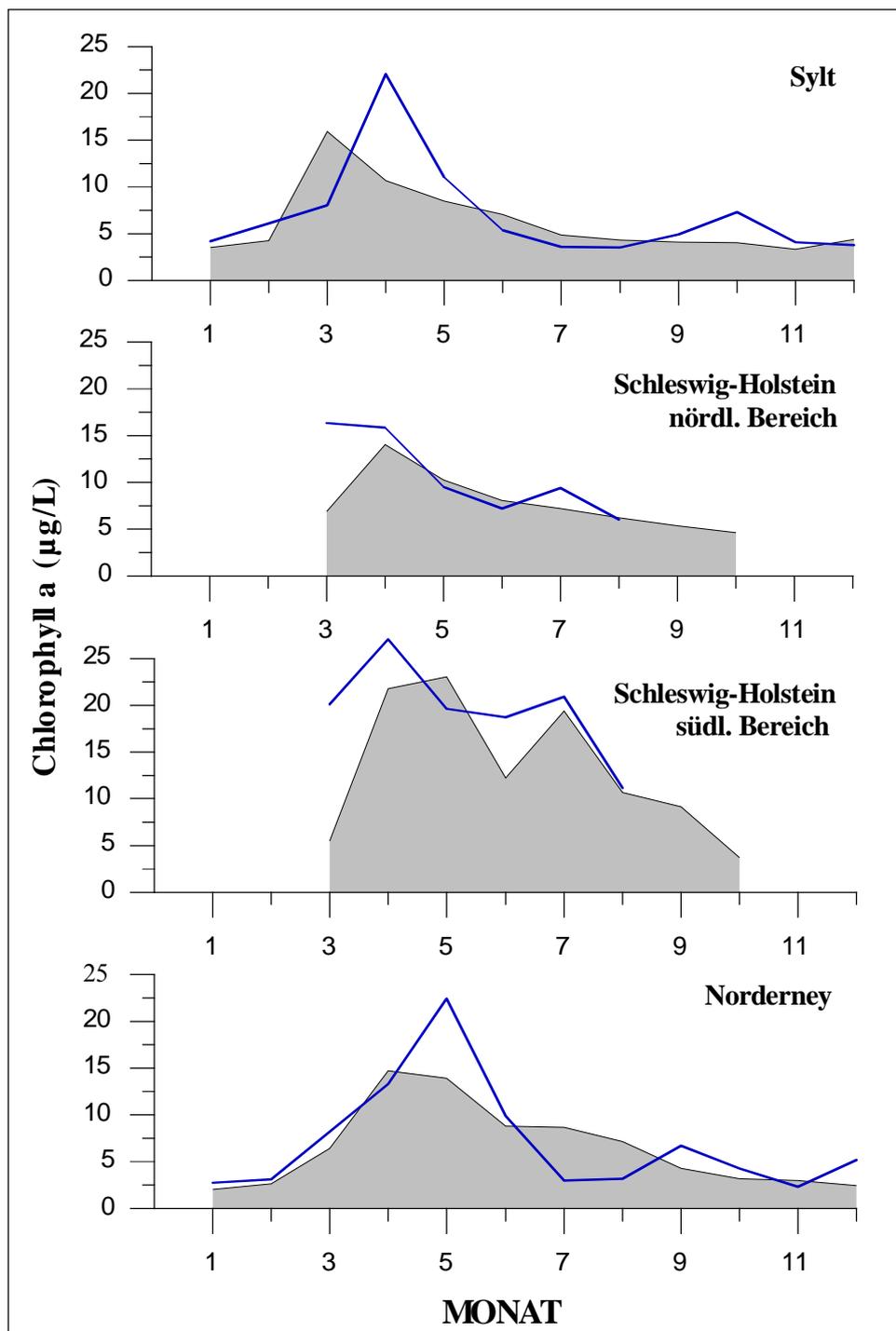
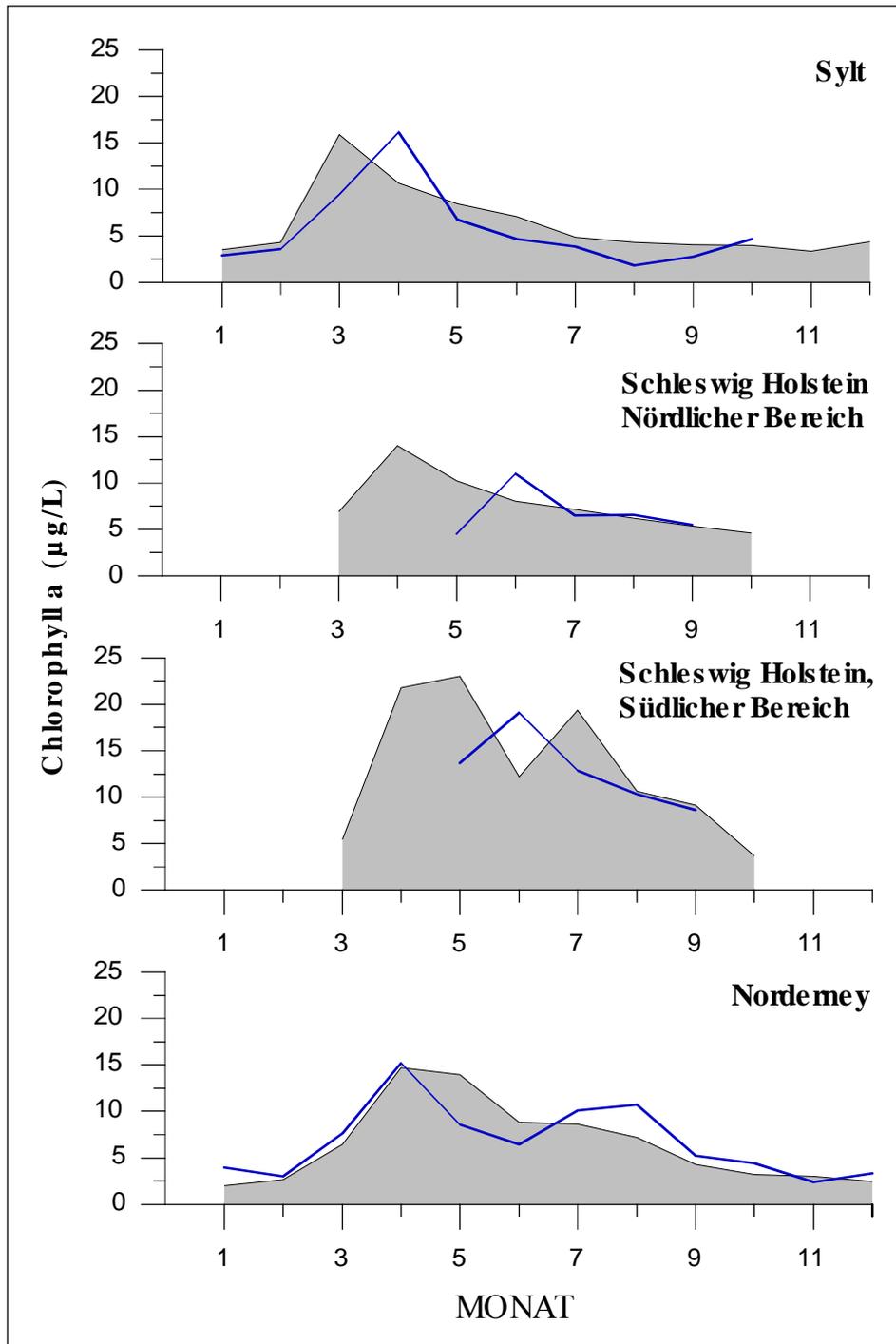


Abb. 40: Vergleich der Chlorophyll a -Jahresgänge 1997 in verschiedenen Regionen der deutschen Nordseeküste mit dem mittleren Jahresgang von 1990 bis 1996 (schraffierte Fläche)



**Abb. 41:** Vergleich der Chlorophyll a -Jahresgänge 1998 in verschiedenen Regionen der deutschen Nordseeküste mit dem mittleren Jahresgang von 1990 bis 1996 (schraffierte Fläche)

### „Normale“ Phytoplanktonzusammensetzung und Artensukzession

In unseren Gewässern wird die Frühjahrsblüte dann ausgelöst, wenn den Algen genügend Licht und damit genügend Energie zur Verfügung steht, um sich vermehren zu können. Dieser Zeitpunkt trifft in unseren Breiten

meistens im März oder im April ein. Ab dem Moment kann sich das Phytoplankton massenhaft vermehren. Das Wachstumspotential wird in erster Linie von den vorhandenen gelösten Nährstoffen bestimmt. Zunächst sind Kieselalgen bestandsbildend. Typische Vertreter des Frühjahrsplanktons sind Vertreter der Gattungen *Odontella*, *Coscinodiscus* und *Thalassiosira*.

ra. Wenn das für das Wachstum der Kieselalgen essentielle Silikat erschöpft ist, können andere Algen das Phytoplankton dominieren. *Phaeocystis globosa* ist die wohl wichtigste Alge, die nach der Frühjahrsblüte der Kieselalgen bestandsbildend ist. Diese Alge - auch Schaumalge genannt - wurde durch ihren sprunghaften Anstieg im niederländischen Küstenwasser während der achtziger Jahren mit der Eutrophierung in Verbindung gebracht. Ihren schlechten Ruf verdankt die Alge den auffälligen Schaummengen auf den Stränden, die entstehen, wenn Wellen die Kolonien zerschlagen. Die Blüten von *Phaeocystis* werden meistens begleitet durch einen parallelen Beginn der Entwicklung des Dinoflagellaten *Noctiluca*. Dieser Dinoflagellat betreibt selbst keine Photosynthese und deckt seinen Energiebedarf mit dem Verzehr kleinerer Algen und Bakterien. *Noctiluca* ist allein schon durch seine Größe (0,5 - 1 mm Durchmesser) eine auffällige Erscheinung im Plankton, da sich die Zellen an der Wasseroberfläche anreichern und diese hellrot färben („Rote Tide“). Darüber hinaus ist die Art für das Meeresleuchten verantwortlich.

Das Sommerplankton ist vor allem auf Nährstoffe angewiesen, die durch den Abbau der Frühjahrsblüte freigesetzt werden. Im Wattenmeer werden meistens soviel Silikat und andere Nährstoffe freigesetzt, dass Kieselalgen den ganzen Sommer hindurch das Phytoplankton dominieren. Typische Vertreter sind die Gattung *Rhizosolenia* („Stäbchenplankton“), *Chaetoceros* („Borstenplankton“) und *Guinardia*. Aber im Sommerplankton befinden sich auch viele Phytoplanktonarten, die sich mit Hilfe einer oder mehrerer Geißeln aktiv fortbewegen können und die nicht auf Silikat angewiesen sind. Prominente Vertreter dieser Gruppe sind die Dinoflagellaten. Die formenreichsten Gattungen *Ceratium* (bis zu 6 Arten) und *Protoperidinium* (bis zu 10 Arten) erreichen ihr jährliches Maximum etwa im August. Einige Dinoflagellaten wie *Dinophysis* oder *Alexandrium* können toxisch wirken. Dinoflagellaten der Gattung *Ceratium* können im Sommer vor allem in küstenfernen Teilen der Deutschen Bucht sehr hohe Zelldichten erreichen, und nach ihrem Absterben zu „Sauerstofflöchern“, sauerstofflosen, bodennahen Wasserkörpern führen. Eine weitere wichtige Gruppe der Flagellaten sind die Raphidiphyceae, zu denen toxische Algen wie *Chattonel-*

*la*, *Heterosigma* oder *Fibrocapsa* gehören. Als letzte Gruppe sind die Prymnesiophyceae zu nennen mit den bedeutenden Gattungen *Phaeocystis* und *Chrysochromulina*. Flagellaten spielen im Sommer in den küstenfernen Regionen meistens eine größere Rolle als im Wattenmeer. Mehrere Faktoren, wie Turbulenz, Nährstoffangebot und Schichtung der Wassersäule tragen dazu bei. Im Allgemeinen sind Flagellaten besser an wenig turbulente und nährstoffarme Bedingungen angepasst, Kieselalgen dagegen besser an turbulente, nährstoffreiche Bedingungen.

Im Herbst geht, bedingt durch die sich rapide verschlechternden Lichtverhältnisse, die Biomasse des Phytoplankton und auch der Artenreichtum vor allem der Flagellaten stark zurück. Bei den Kieselalgen gibt es nun einen Wechsel von typischen Sommerarten, deren Lebenszyklus stark an die Wassersäule gebunden ist, zu Arten, deren Großteil ihrem Lebenszyklus am Boden verbringen. Vor allem nach den ersten Herbststürmen findet man solche Kieselalgen, wie z.B. *Odontella rhombus* oder *Coscinodiscus radiatus*, des öfteren im Plankton.

### Besonderheiten im Phytoplankton des nordfriesischen Wattenmeeres 1997/98

Im Jahr 1997 trat die Frühjahrsblüte etwas verzögert ein. Während im ostfriesischen Wattenmeer (Norderney) und auch in großen Teilen des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres die massenhafte Vermehrung der Schaumalge *Phaeocystis* ausblieb, wurde im Nordsylter Wattengebiet eine starke *Phaeocystis*-Blüte beobachtet. Frühere Untersuchungen wiesen schon auf den fleckenhaften Charakter der Massenvorkommen dieser Alge hin. Ein sowohl zeitlich wie auch räumlich zu grobes Beobachtungsnetz kann demzufolge Trends in der langjährigen Phytoplanktonentwicklung nur bedingt erkennen.

Ab Ende Juni wurden im ganzen Gebiet besonders großflächige Verfärbungen der Wasseroberfläche beobachtet, die durch Akkumulationen von *Noctiluca* verursacht wurden. Im Verlauf der sommerlichen Entwicklung fiel vor allem die lange bis in den Herbst andauernde Dominanz von *Rhizosolenia imbricata* auf. Im Juli/August wurden im Küstenwasser des nordfriesischen Wattenmeeres bis zu 6000

Zellen pro Liter des toxischen Dinoflagellaten *Dinophysis* beobachtet.

Im Jahr 1998 entwickelte sich die Frühjahrsblüte im nordfriesischen Wattenmeer eher normal. Die Schaumalge *Phaeocystis* war wieder Bestandteil der Frühjahrsblüte und erreichte große Zelldichten. Auffälligstes Ereignis des Jahres war die fisch-toxische Algenblüte des Flagellaten *Chattonella verrucosa*. Die Blüte wucherte in den dänischen und süd-norwegischen Gewässern mit bis zu 23 Mio. Zellen/Liter. Sie wurde verantwortlich für den Tod von vielen freilebenden und in Aquakultur gehaltenen Fischen gemacht. Die südliche Grenze der Blüte verlief nordwestlich Sylts, wo immerhin noch 0,17 Mio. Zellen/Liter gefunden wurden. *Chattonella* wurde auch in unseren Gewässern wahrgenommen, erreichte aber keine großen Zelldichten und führte zu keinem Fischsterben. Im August traten im Nordsylter Wattenmeer Arten aus der Gattung *Dinophysis* auf, die DSP-Toxine produzieren. Diese Toxine reichern sich in Muscheln an und können beim Verzehr durch den Menschen zu diarrhöischen Vergiftungen führen. Tatsächlich musste im Süden von Sylt die Muschelernte vorübergehend eingestellt werden.

#### Besonderheiten im Phytoplankton des ostfriesischen Wattenmeeres 1997/98

Bei Norderney trat im Jahr 1997 die Frühjahrsblüte etwas verzögert ein. Hier war die Kieselalge *Coscinodiscus concinnus* bestandsbildend. Ein Massenvorkommen dieser Kieselalge wurde im Jahr 1996 mit dem Entstehen schwarzer Flecken assoziiert. Obwohl bei Norderney höhere Zelldichten als im Vorjahr beobachtet wurden, blieben negative Folgen aus. Bei Norderney kam es nicht zur massenhaften Vermehrung der Schaumalge *Phaeocystis* wie an der nordfriesischen Küste. Ab Ende Juni wurden im ganzen Gebiet besonders großflächige Verfärbungen der Wasseroberfläche beobachtet, die durch Ansammlungen von *Noctiluca* verursacht wurden. Der toxische Dinoflagellat *Dinophysis* trat im Juli/August im Küstenwasser bei Norderney mit bis zu 2100 Zellen pro Liter auf.

Im Frühjahr 1998 entwickelte sich das Phytoplankton des ostfriesischen Wattenmeeres eher normal. Bei Norderney war im Gegensatz zu den beiden Vorjahren auch die Schaumalge

*Phaeocystis* wieder Bestandteil der Frühjahrsblüte, erreichte aber wie an der schleswig-holsteinischen Küste keine übermäßigen Zelldichten. Der sich meistens parallel zur *Phaeocystis*-Blüte entwickelnde heterotrophe Dinoflagellat *Noctiluca* brachte es ungewöhnlich früh im Jahr zu hohen Zellzahlen. Die rote Verfärbung wurde von Mitte April bis Ende Juli beobachtet. Im September und Oktober tauchten auch an der ostfriesischen Küste toxische *Dinophysis*-Arten auf, blieben aber in sehr geringen Zelldichten (100-200/Liter), sodass keine Maßnahmen für die Muschelernte getroffen werden mussten.

#### Besonderheiten im Phytoplankton der Deutschen Bucht 1997/98.

Im Jahr 1997 erreichte die Frühjahrsblüte bei Helgoland ihr Maximum Mitte April. Die Blüte wurde wie im Vorjahr durch die Kieselalge *Coscinodiscus concinnus* dominiert. Die maximalen Biomassen von etwa 200 µg Kohlenstoff (C) pro Liter sind als normal zu betrachten. Nach der Frühjahrsblüte der Kieselalgen wurde in Mai eine Massenentwicklung eines bis jetzt unbekanntes, etwa 20 µm großen Flagellaten beobachtet, der mit Biomassen bis zu fast 50 µg C pro Liter eine braune Wasserfärbung verursachte. Im Sommerplankton traten die Kieselalgen *Rhizosolenia imbricata*, *Guinardia flaccida* und *Lauderia annulata* besonders hervor. Anfang August entwickelte sich eine Blüte des Dinoflagellaten *Ceratium furca* mit einer Biomasse von bis zu 120 µg C pro Liter. Der potentiell toxische Dinoflagellat *Dinophysis acuminata* wurde mit Zelldichten von etwa 1000 bis 5000 Zellen pro Liter relativ häufig beobachtet.

Im Frühjahr 1998 entwickelte sich das Phytoplankton bei Helgoland nur sehr schwach (Biomasse kleiner als 50 µg C pro Liter). In Gegensatz zu den Vorjahren trat jetzt die importierte Kieselalge *Coscinodiscus wailesii* in Erscheinung. Nach der Frühjahrsblüte kam es diesmal zu keiner Flagellatenblüte. Jedoch wurde der heterotrophe Dinoflagellat *Noctiluca* auch in Teilen der offenen Nordsee ungewöhnlich früh ab Mitte April beobachtet. Im Mai und im Juni dominierten die Kieselalgen *Rhizosolenia setigera*, *Rhizosolenia imbricata*, *Guinardia delicatula* und *Lauderia annulata* das Phytoplankton. Im Juli wurden größere Mengen des Ciliaten *Micronecta rubra* wahr-

genommen. Dieser Einzeller gehört streng genommen nicht zum Phytoplankton, kann aber wie manche Phytoplankton-Arten rote Wasserverfärbungen verursachen. Ende Juli erreichte eine intensive Blüte der Kieselalge *Lauderia annulata* eine Biomasse von etwa 180 µg C pro Liter. Im August waren wie üblich die Dinoflagellaten bestandsbildend. *Ceratium furca* erreicht eine maximale Biomasse von mehr als 50 µg C pro Liter. Wie im Vorjahr kam der potentiell toxische Dinoflagellat *Dinophysis acuminata* mit Zelldichten von etwa 1000 bis 5000 Zellen pro Liter relativ häufig vor.

### Zusammenfassung

Die Phytoplanktonzusammensetzung und Artensukzession (saisonale Artenabfolge) in den Jahren 1997 und 1998 verlief in der Deutschen Bucht und im angrenzenden Wattenmeer weitgehend normal. Es wurden keine ungewöhnlichen Blüten beobachtet, die zu unerwünschten Effekten auf die Meeresumwelt führten. Große Massenentwicklung der Schaumalge *Phaeocystis* blieben aus. Hin und wieder wurden toxische Algen beobachtet und es kam lokal zu erhöhten Toxinwerten im Muschelfleisch (August 1998), sodass im Süden von Sylt die Muschelernte kurzfristig eingestellt werden musste. Im Jahr 1998 war die Blüte des fischtoxischen Flagellaten *Chattonella verrucosa*, die in dänischen und norwegischen Gewässern zu Fischsterben führte, das wichtigste Ereignis im Phytoplankton. In deutschen Gewässern wurde die Alge zwar beobachtet, Massenentwicklungen und damit einhergehende negative Folgen blieben jedoch glücklicherweise aus.

## 252 Zooplankton

Zum Zooplankton gehören definitionsgemäß alle tierischen Organismen, die im freien Wasser leben und in ihrer Beweglichkeit der Strömung ausgesetzt sind, also winzig kleine Einzeller (Mikrozooplankton) ebenso wie die relativ großen Quallen. Das Mesozooplankton (150µm Maschenweite) und das Makrozooplankton (500 µm Maschenweite) werden hier behandelt. Beide Größengruppen enthalten sowohl Vertreter des Holozooplanktons, die immer im Pelagial leben, als auch des Meroplanktons, das sich aus Larven der bodenlebenden Organismen und der Fische zusammensetzt. Auch die Medusenstadien der Coelenteraten (Quallen), deren Polypenstadien auf dem Meeresboden leben, gehören zum Meroplankton. In flachen Schelfmeeren wie der Nordsee sind Meroplankter von besonderer Bedeutung.

### Messprogramm

Das Biodiversitätsmonitoring an der Station „Helgoland Reede“ wurde in den Jahren 1997 und 1998 fortgeführt. Da die Proben bisher nur teilweise ausgewertet sind, ist die vergleichende Betrachtung der Zooplanktondynamik nur für 1998 möglich.

### Mesozooplankton

Das Mesozooplankton wird geprägt durch Copepoden (Ruderfußkrebse), Cladoceren (Wasserflöhe), Appendicularien und vielfältige Larvenformen der benthischen Wirbellosen. Mengenmäßig ist bei Helgoland der heterotrophe Dinoflagellat *Noctiluca scintillans* die dominante Art des Mesozooplanktons. Zum Holoplankton und zum Meroplankton werden jeweils 30 Arten gezählt. Das Holoplankton dominiert in der Regel die Zusammensetzung des Mesozooplanktons. Nur zu Saisonbeginn können die Larven des Zoobenthos bis zu 60% des Bestandes ausmachen (Abb. 42).

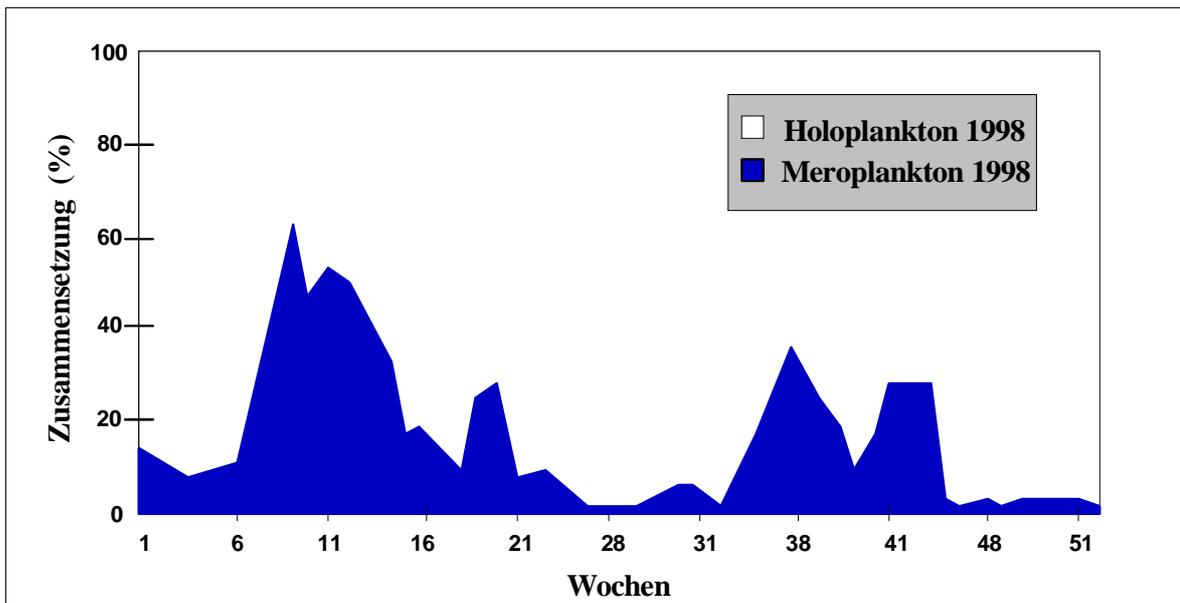


Abb. 42: Zusammensetzung des Mesozooplanktons 1998

Die Mesozooplanktonentwicklung des Jahres 1998 unterschied sich von der mittleren Dynamik der letzten 20 Jahre (1975-94) durch die Vorverlagerung des Saisonbeginns bei 19 von 34 langfristig registrierten Arten bzw. Artengruppen. Als Kriterium für den Saisonbeginn wird der Zeitpunkt der 15% Schwellenwertüberschreitung der Abundanz benutzt. Bei 11 der 34 Populationen war der Saisonbeginn verzögert (Tab. 27). Das Extrem war der um 19 Wochen vorverlagerte Saisonbeginn bei dem Turbellar *Alaurina composita*, der erstmalig eine erhöhte Winterabundanz zeigte (Abb. 43), die von der Reduktion des calanoiden Copepoden *Acartia clausi* (+*longiremis*) begleitet war, da dieser von *A. composita* gefressen wird.

Vierzehn der vierunddreißig Taxa waren 1998 häufiger als in früheren Jahren. Bei dem har-

pacticoiden Copepoden *Corycaeus* sp. wurde einer Erhöhung der mittleren Jahresabundanz auf 222 % des langjährigen Mittelwertes gemessen (Abb. 43). Noch stärkere Abweichungen vom Mittelwert zeigte die Appendicularie *Fritillaria borealis*, die 280% des bisher beobachteten Mittels erreichte (Tab. 27 und Abb. 43).

Negative Abweichungen vom langjährigen Mittel der Abundanz wiesen 20 der 34 Arten bzw. Artengruppen auf. Dabei fiel insbesondere das seltenere Vorkommen der marinen Cladoceren der Gattungen *Evadne* und *Podon* auf, die nur 18% bzw. 19% des langjährigen mittleren Vorkommens erreichten (Tab. 27). Die Actinotrocha-Larven des tentaculaten Röhrenwurms *Phoronis* sp. erreichten nur 9% des mittleren Vorkommens (Abb. 43).

**Tab.27:** Abweichung einzelner Arten bzw. Artengruppen des Mesozooplanktons 1998 von der mittleren Jahressumme der Abundanz und vom mittleren Saisonanfang (positiv: früher, negativ: später)

Prozentuale Abweichung von der mittleren Jahressumme		Abweichung vom mittleren Saisonanfang in Wochen	
<i>Fritillaria borealis</i>	280	<i>Alaurina</i>	19
<i>Corycaeus</i>	222	Ophiuridea	6
Cyphonautes	208	<i>Oikopleura dioica</i>	4
<i>Penilia avirostris</i>	161	<i>Beroe</i> spp. juv.	4
Ophiuridea	137	<i>Noctiluca</i>	3
<i>Pleurobrachia</i> juv.	124	Spioniden Metatroch.	3
Nauplien	58	<i>Temora</i>	3
<i>Sagitta</i> spp.	43	<i>Asterias</i>	2
<i>Oikopleura dioica</i>	38	<i>Evadne</i> spp.	2
<i>Oithona</i>	34	Lamellibranchia	2
Lamellibranchia	28	<i>Lanice</i>	2
<i>Noctiluca</i>	8	Spatangoidea	2
Gastropoda	5	Trochophora unbest.	2
Fischlarven	1	<i>Penilia avirostris</i>	2
<i>Para-/Pseudocalanus</i>	-2	Gastropoda	1
<i>Lanice</i>	-20	<i>Pleurobrachia</i> juv.	1
<i>Centropages</i>	-34	<i>Podon</i> spp.	1
<i>Acartia</i>	-38	<i>Sagitta</i> spp.	1
<i>Calanus</i> spp.	-40	<i>Obelia</i>	1
<i>Alaurina</i>	-41	Fischlarven	0
Spioniden Metatroch.	-41	<i>Fritillaria borealis</i>	0
Cirripedier	-45	Nauplien	0
Fischeier	-49	<i>Centropages</i>	0
Spatangoidea	-51	Cirripedier	-1
<i>Asterias</i>	-52	<i>Magelona</i> spp.	-1
Trochophora unbest.	-63	<i>Acartia</i>	-2
<i>Magelona</i> spp.	-69	Actinotrocha	-3
<i>Temora</i>	-77	<i>Para- Pseudocalanus</i>	-3
<i>Rathkea + Lizzia</i>	-77	Fischeier	-5
<i>Obelia</i>	-78	Cyphonautes	-8
<i>Beroe</i> spp. juv.	-80	<i>Calanus</i> spp.	-11
<i>Podon</i> spp.	-81	<i>Rathkea +Lizzia</i>	-11
<i>Evadne</i> spp.	-82	<i>Oithona</i>	-26
Actinotrocha	-91	<i>Corycaeus</i>	-31

### Makrozooplankton

Im Makrozooplankton werden seit 1974 33 Arten bzw. Artengruppen erfasst. Diese Taxa wurden bis 1998 auf 249 unterschiedene Einheiten erweitert, die allerdings zum langjährigen Vergleich noch nicht herangezogen werden können.

Das Makrozooplankton wird vom Meroplankton dominiert. Nur 5 der 33 Standardarten sind Holoplankter. 14 Arten bzw. Artengruppen zeigten einen verfrühten Saisonbeginn (Tab.

28). Dazu gehörten auch die Larven der Cragoniden, die die Reproduktionsaktivität der Nordseegarnele wiedergeben. Der Saisonbeginn trat früher als im langjährigen Mittel ein (Abb. 43).

Bei 15 der 33 Makrozooplankton-Taxa wurde diese Abundanzschwelle später überschritten. Der Extremfall war hier das Vorkommen der Mysidacee *Gastrosaccus* sp., deren Auftreten sich um 45 Wochen verzögerte (Tab. und Abb. 43). Die Abweichungen von der mittleren Jahresabundanz waren zum Teil extrem groß. Nur

6 Arten bzw. Artengruppen waren häufiger als im langjährigen Mittel (Tab. 28). So kam der Copepode *Labidocera sp.* im Jahresmittel auf 175 % der mittleren Abundanz (Abb. 43).

Häufiger waren die negativen Abweichungen vom langfristigen Vorkommen: 27 von 33 Arten bzw. Artengruppen kamen 1998 in ge-

ringeren Abundanzen vor. Besonders deutlich war das bei den Larven der dekapoden Krebse *Pinnotheres pisum* und *Pisidia longicornis*. Beide Arten kamen ganzjährig nicht in der gewohnten Anzahl im Plankton vor. *Pinnotheres pisum* fehlte ganz. *Pisidia longicornis* wurde nur an einem Tag des Jahres in geringer Abundanz registriert (Abb. 43).

**Tab.28:** Abweichung einzelner Arten bzw. Artengruppen des Makrozooplanktons 1998 von der mittleren Jahressumme der Abundanz und vom mittleren Saisonanfang (positiv: früher, negativ: später)

Prozentuale Abweichung von der mittleren Jahressumme		Abweichung vom mittleren Saisonanfang in Wochen	
<i>Labidocera</i>	175	<i>Phialidium + Phialella</i>	32
<i>Anomalocera</i>	88	Leptomedusen	26
<i>Sagitta</i>	64	<i>Leuckartiara</i>	25
<i>Calanus</i>	52	Cumacea	18
<i>Phialidium + Phialella</i>	51	Crangonidae	16
Fischlarven	13	<i>Pleurobrachia</i>	7
<i>Pleurobrachia</i>	-3	<i>Anomalocera</i>	5
Crangonidae	-10	Anthomedusen	4
Fischeier	-19	<i>Lizzia + Rathkea</i>	4
<i>Mesopodopsis</i>	-20	Anomura Zoa	3
<i>Bougainvillia</i>	-21	<i>Carcinus Zoa</i>	3
Leptomedusen	-21	<i>Galathea Zoa</i>	3
Amphipoda	-38	<i>Steenstrupia</i>	2
<i>Galathea Zoa</i>	-39	<i>Callianassa Zoa</i>	1
Cumacea	-43	Brachyura Zoa	0
<i>Carcinus Zoa</i>	-54	Fischlarven	0
Paguridae Zoa	-54	<i>Sagitta</i>	0
<i>Paramysis</i>	-54	Arachnactis	-1
Brachyura Zoa	-58	<i>Liocarcinus Zoa</i>	-1
<i>Steenstrupia</i>	-59	<i>Mesopodopsis</i>	-1
Anomura Zoa	-60	<i>Aglantha</i>	-3
<i>Liocarcinus Zoa</i>	-60	<i>Labidocera</i>	-3
<i>Callianassa Zoa</i>	-70	Paguridae Zoa	-4
<i>Obelia</i>	-76	<i>Beroe gracilis</i>	-5
Anthomedusen	-78	Fischeier	-6
<i>Leuckartiara</i>	-79	<i>Obelia</i>	-8
<i>Aglantha</i>	-84	<i>Pisidia Zoa</i>	-8
<i>Lizzia + Rathkea</i>	-88	<i>Bougainvillia</i>	-12
<i>Beroe gracilis</i>	-91	<i>Calanus</i>	-13
Arachnactis	-93	Amphipoda	-23
<i>Gastrosaccus</i>	-95	<i>Paramysis</i>	-32
<i>Pinnotheres Zoa</i>	-100	<i>Gastrosaccus</i>	-45
<i>Pisidia Zoa</i>	-100		

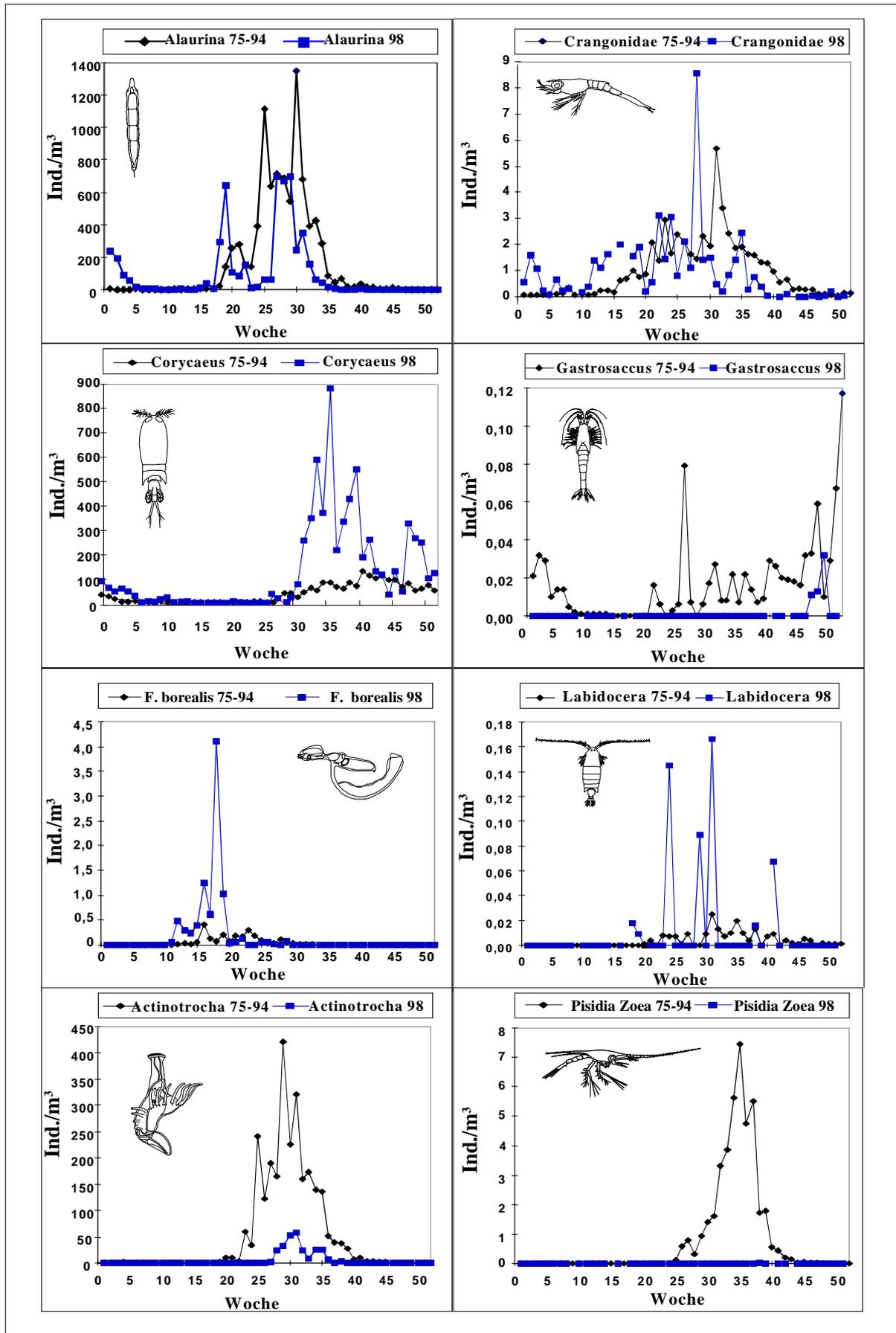


Abb. 43: Saisonales Auftreten einiger Zooplanktonarten 1998 im Vergleich zum mittleren Vorkommen 1975-94

## Zusammenfassung und Bewertung

Für das Zooplankton von Helgoland war 1998 ein besonderes Jahr: Wahrscheinlich bedingt durch die relativ hohen Winterwassertemperaturen (siehe Kapitel 2.1) zeigten einige Arten im Januar noch Dichten, die über den langjährigen Mitteln lagen. Außerdem kam es bei fast jeder zweiten Art zur Vorverlegung des Saisonbeginns. Dabei handelte es sich meist um carnivore (räuberische) Arten, die wohl bis in den Winter gute Nahrungsbedingungen vorfanden und daher sowohl zahlenmäßig als auch was die Anlage der Reproduktionsprodukte angeht im Frühjahr im Vorteil waren. Ein gutes Drittel der Arten trat 1998 verspätet auf, was in der Regel auch mit geringeren Dichten als in den Vorjahren einherging. Insgesamt waren sogar 70% der Arten bzw. Artengruppen 1998 weniger häufig. Auffällig viele davon sind Krebse bzw. deren Larven (Amphipoden, Copepoden, Cumaceen, Mysidaceen, Cladoceren, Cirripedier- und Dekapodenlarven), aber es sind auch Quallen, Wurm- und Seesternlarven, die in geringeren Zahlen als in den Vorjahren auftraten. Über die Gründe dafür kann nur spekuliert werden. So kommen eine Dezimierung der Bestände durch carnivore Arten, ein Verpassen der Frühjahrsblüte und die kühlen Wassertemperaturen im Sommer als Ursachen in Frage.

## 253 Seegraswiesen und Makroalgen

Die Zunahme der Makroalgen im Flachwasser und die Abnahme der Seegraswiesen werden als mögliche Effekte der Eutrophierung angesehen. Daher werden Vorkommen und Ausdehnung von Seegraswiesen und Grünalgenmatten seit 1994 regelmäßig im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer erfasst. Die Daten wurden während dreier Befliegungen der Wattflächen gewonnen und in einem Geoinformationssystem digital aufgenommen. Im Bedarfsfall wurden Begehungen von Standorten durchgeführt, um einzelne Befunde zu verifizieren.

## Seegras

Nahezu alle Seegraswiesen im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer befinden sich auf den vor Seegang geschützten Seiten von Inseln und hohen Sänden und wachsen auf Watten, wo sich unter einer dünnen Sedimentschicht feste Klei- oder Torfböden ehemaliger Marschländer befinden. Nur wenige Seegraswiesen kommen entlang der festländischen Küste vor, wo die Aufschlickungsraten im Sommer hoch sind und wo die Landgewinnung zu einer stufenweisen Vorverlegung der Küstenlinie führte. Diese räumliche Verteilung lässt den Schluss zu, dass eine langfristige Substratstabilität der Schlüsselfaktor für das Seegrasvorkommen in diesem Wattgebiet ist. Wo diese abnimmt, ist auch mit einem Zurückweichen der Seegrasbestände zu rechnen. Für das frühere Vorkommen der langen Wuchsform des Großen Seegrases *Zostera marina* in den ständig wasserbedeckten Bereichen gilt auch der umgekehrte Schluss. Als diese Seegraswiesen im Zuge einer epidemischen Krankheit 1933-34 abstarben, erodierte das Sediment und das Seegras kehrte bis heute nicht wieder zurück (REISE 1994).

Während im südlichen Wattenmeer dramatische Flächenverluste in den Seegrasbeständen auftraten (JONGE et al. 1993, KASTLER & MICHAELIS 1997), unterlagen die großen Vorkommen im nordfriesischen Wattenmeer ausgeprägten Schwankungen, die einen möglichen Rückgang (noch) nicht erkennen lassen. Für das Wattengebiet südlich Eiderstedt fehlt es an guten Aufzeichnungen früherer Jahre. Gegenwärtig kommt dort Seegras nur bei Blauortsand und auf der Südseite von Eiderstedt vor. Im Gegensatz dazu sind Seegraswiesen in Nordfriesland auf etwa 30 km<sup>2</sup> vorhanden. Diese Ausdehnung wurde schon bei einer Befliegung 1978 ermittelt und seit Beginn regelmäßiger Erfassungen ab 1994 ist es bei dieser Fläche geblieben. Eine Befliegung im Sommer 1991 ergab allerdings eine doppelt so große Fläche. Da gleichzeitig Grünalgen in diesem Jahr ihre maximale Entfaltung hatten und diese zum Teil mit Seegräsern durchmischt vorkamen, könnte es vom Flugzeug aus zu einer Überschätzung der Seegrasflächen gekommen sein. Begehungen einzelner Gebiete in den 80er Jahren und Anfang der 90er stützen aber die Annahme, dass sich vorübergehend die Seegräser in Nordfriesland ausdehnen konnten und seit

1994 wieder auf das Niveau der 70er Jahre zurückgefallen sind.

Dafür spricht auch eine genauere Betrachtung langfristiger Bestandsveränderungen in einem ausgewählten Referenzgebiet, dem Königshafen am nördlichen Ende der Insel Sylt. Die Entwicklung im Königshafen spricht für das Auftreten langfristiger Zyklen. Möglicherweise könnten sehr strenge Winter dabei Auslöser für eine vorübergehende Ausbreitung sein. So waren die Winter 1923/24 und 1978/79 sehr streng und in beiden Fällen waren danach die Seegraswiesen sehr ausgedehnt und von *Z. marina* dominiert. Allerdings scheint dies keine regelmäßige Folge strenger Winter zu sein: nach dem ebenfalls harten Winter 1995/96 blieb eine erneute Ausdehnung der Seegrasbestände aus.

### Grünalgen

Grünalgenmatten werden hauptsächlich von fädigen Grünalgen der Gattung *Enteromorpha* gebildet. Nur zeit- und stellenweise erlangen auch die Gattungen *Ulva* und *Chaetomorpha* eine Bedeutung. Im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer konzentrierte sich Anfang der 90er Jahre das Vorkommen der Grünalgenmatten auf seeseitige Wattflächen mit nur geringem Auftreten in schlickreichen, geschützten Buchten und Flussmündungen. Dieses Muster deutet darauf hin, dass der Zusammenhang von Grünalgenentwicklung und erhöhten Stickstoffeinträgen allein das Massenvorkommen nicht erklären kann, denn dann wäre die stärkste Ausprägung der Algenmatten in den geschützten Buchten und Flussmündungen zu erwarten gewesen. Modifizierend können Lichtangebot, Keimungssubstrat, Algenfresser und weitere Faktoren bedeutsam werden (SCHORIES 1995, SCHORIES & REISE 1993, WILHELMSSEN & REISE 1994). Die lockere Verbindung der Grünalgen mit dem Wattboden erklärt die häufig beobachteten Umverteilungen und Abnahmen der Grünalgenmatten nach stürmischen Wetterlagen.

Massenentwicklungen von Grünalgen im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer wurden erstmals zu Beginn der 80er Jahre registriert (REISE 1983, REISE et al. 1989, REISE & SIEBERT 1994). Nach Wattbefliegungen, die regelmäßig seit 1989 erfolgten, war das Maximum der Grünalgenentwicklung im August

1991 erreicht. Rund 20% der Wattflächen wiesen Grünalgenbewuchs auf. Seit 1994 ist ein Wiederabklingen der Massenvermehrung deutlich. Zwar treten immer noch ausgedehnte Grünalgenmatten auf, der Bewuchs ist aber auf weniger als 20 km<sup>2</sup> (1-2% der Wattflächen) zurückgegangen (1997-98). Diese Entwicklung lässt vermuten, dass es sich bei der Massenvermehrung der Grünalgen im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer um eine mehrjährige Episode im Eutrophierungsgeschehen handelt, die noch nicht ganz wieder abgeklungen ist. Mit der Nährstoffdynamik in der Deutschen Bucht ist dieses episodische Auftreten nicht korreliert (HICKEL et al. 1995). Möglich wäre, dass die erhöhten Stickstoffeinträge in das Küstenwasser in Kombination mit günstigen Witterungsbedingungen zu einer Anreicherung von Algensporen im Wattboden führten, die in den Folgejahren auch unter weniger günstigen Bedingungen noch sommerlichen Massenwuchs ermöglichte, da sich diese "Sporenbank" im Wattboden erst langsam wieder abbaute.

### Zusammenfassende Bewertung

Der alarmierende Rückgang der Seegrasbestände im südlichen Wattenmeer erfordert höchste Wachsamkeit auch für das schleswig-holsteinische Watt. Wegen der starken Bestandsschwankungen im Verlauf des 20. Jahrhunderts kann für diesen Bereich eine statistisch signifikante Abnahme erst konstatiert werden, wenn der gegenwärtige Bestand sich noch weiter reduziert. Als Ursachen für die Bestandsabnahme werden in den Niederlanden indirekte Eutrophierungseffekte angenommen (PHILIPPART 1994). Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer zeigten die Seegraswiesen 1991 ein gleichzeitiges Ausdehnungs-Maximum mit der Grünalgenbedeckung, was auf andere wirksame Faktoren hindeutet. Die mehrjährige Episode der Massenentwicklung von Grünalgen zeigt, dass der Eintrag von Nährstoffen allein genommen nur wenig von der Algendynamik zu erklären vermag. Das Zusammentreffen mit günstiger Witterung und weiteren Faktoren führt erst zum Massenvorkommen.

## 254 Makrozoobenthos

Ziel der langjährigen Untersuchungen des Zoobenthos ist das Erkennen langfristiger Trends in der Struktur, Zusammensetzung, Produktion und Biomasse, um Hinweise auf den Zustand der Küstengewässer zu erhalten. Dies erfolgt über die dauerhafte, jährliche Aufnahme der Bestände. Das Makrozoobenthos als meist ortsgebundene und mehrjährige Artengemeinschaft eignet sich als Indikator zur Beurteilung des Zustandes, da es Rückschlüsse auf besondere Ereignisse (auch nach Monaten) oder Veränderungen (über Jahre) in der Meeresumwelt zuläßt.

### Messprogramm

Die Ergebnisse der Zoobenthos-Bestände der schleswig-holsteinischen Küste (LANU) werden derzeit für einen 10-jahres-Zeitraum intensiv ausgewertet. Nach Abschluß der Auswertung dieser Zeitreihe werden die Resultate präsentiert. Nur die zwei Stationen vor Sylt (BAH) und die Ergebnisse aus dem Eiderästuar (BfG) können hier dargestellt werden. Die Beprobung der Makrofauna vor Sylt erfolgte plangemäß im September. Zur Abschätzung der kurzzeitigen Variabilität wurde zusätzlich im August 1998 ein Probensatz gleichen Umfangs genommen.

Daten zum Makrozoobenthos der niedersächsischen Küste (NLÖ) lagen ebenfalls zur Zeit der Berichterstellung nicht vor. Dargestellt werden Daten aus den Ästuaren Ems, Weser, Elbe und aus der Jade (BfG).

### Schleswig-Holsteinische Küste

Nach dem Eiswinter 1995/96 war die Arten-dichte an der westlich von Sylt gelegenen Station (Station WEST) von 330 auf 210/m<sup>2</sup> gesunken. 1997 sank sie weiter auf 19 und erholte sich erst 1998 wieder auf 250/m<sup>2</sup>. Im Lister Tief (Station LT) sank die Artendichte seit 1993 kontinuierlich, von 290 auf 120/m<sup>2</sup> im September 1998. Seit 1993 veränderte sich auch die Sedimentzusammensetzung; die mittlere Korngröße sank von 200 µm auf 70-80 µm. 1993, im Jahr mit der höchsten Artenzahl, waren auch die Sedimentunterschiede zwi-

schen den Parallelproben am größten (170 bis 450 µm).

Die Verschiebungen im Artenspektrum nach dem Eiswinter 1995/96 (geringere Abundanzen bei „temperatursensiblen“ Arten und hohe Abundanzen bei anderen Arten) waren auch 1997 noch ersichtlich. 1998 zeigten sich demgegenüber wieder „normale“ Verhältnisse. An Station WEST entspricht die Dominanzfolge der Arten 1998 weitgehend der von 1992/93. Nur *Lanice conchilega* und *Urothoe poseidonis* waren noch deutlich seltener als zuvor, wohingegen *Fabulina fabula* und *Magelona mirabilis* durch erfolgreiche Rekrutierung 1998 deutlich häufiger waren. Mit 5000 Individuen/m<sup>2</sup> lag die Gesamtabundanz an Station WEST im August 1998 in der gleichen Größenordnung wie 1992 bis 95 (ohne *Phoronis muelleri*). Durch den Rekrutierungserfolg einer einzigen Art, *Magelona mirabilis*, erhöhte sich die Dichte aber binnen eines Monats auf 15.000 Individuen/m<sup>2</sup>. Deutlich höhere Gesamtabundanzen des Zoobenthos gab es nur 1994 und 1995, als *Phoronis muelleri* mit 12.000 bzw. 30.000 Individuen/m<sup>2</sup> eine Massenentfaltung zeigte. Diese Art konnte sich bisher nicht vom Eiswinter 1995/96 erholen.

An Station Lister Tief variierte die Faunenzusammensetzung stark von Jahr zu Jahr. Neben dem Eiswinter 1995/96 wirkten sich hier die Änderungen der Sedimentzusammensetzung aus. Wie die Artenzahl so erreichte auch die Individuenzahl 1998 mit unter 1000/m<sup>2</sup> den Tiefststand seit 1992. Dies betraf alle Taxa gleichermaßen.

Weitergehende Untersuchungen zeigen, dass sich das Benthos dieser küstennahen Stationen kurzfristig stark verändert. Neben lokalen Mortalitätsunterschieden wird dies besonders durch großräumige Umverteilungen durch die Strömungen (aktive Wanderungen oder passiver bedload-transport infolge Sedimentumlagerungen) verursacht. Die beiden Stationen alleine können daher das Geschehen an der nordfriesischen Küste nicht ausreichend beschreiben.

Im **Eider-Ästuar** wurden 1998 42 Taxa des Makrozoobenthos nachgewiesen (nur im Greifer: 32). Die Polychaeten (vielborstige Würmer) waren mit 14 Arten die größte taxonomische Gruppe, gefolgt von den Crustaceen

(Krebse) mit 13 Arten. Die restlichen Taxa verteilten sich auf Bivalvia (Muscheln), Hexapoda (Insekten), Hydrozoa (Polypen von Nesseltieren), Oligochaeta (wenigborstige Würmer), Gastropoda (Schnecken) und Porifera (Schwämme). 1997 wurden 54 Arten gefunden, die von Crustaceen (13 Arten), Polychaeten (11 Arten) und Oligochaeten (11 Arten) dominiert wurden.

Von der limnischen (Süßwasser-) Station in der Eider nahm die Artenzahl in Greifern je Station von 4 bis zu 26 Arten in der Außen-Eider entlang des Salinitätsgradienten zu. 1997 wurden an den inneren Stationen mehr Arten gefunden als 1998. Auch hier stieg die Artenzahl vom limnischen zum marinen Abschnitt des Ästuars. Derselbe Trend wurde 1996 verzeichnet.

Das Makrozoobenthos der Eider kann über die Untersuchungsjahre hinweg als stabil bezeichnet werden. Acht Arten (*Bathyporeia pilosa*, *Capitella capitata*, *Eteone longa*, *Heteromastus filiformis*, *Hydrobia ulvae*, *Macoma*

*balthica*, *Scolelepis squamata*, *Tubificoides benedii*) kamen in jedem Jahr vor.

Die mittlere Individuenzahl pro Station (Abb. 44) war 1998 an der limnischen Station (3637 Ind./m<sup>2</sup>) etwa gleich wie an der polyhalinen Station (3650 Ind./m<sup>2</sup>). Die mesohaline Station zeigt mit 2505 Ind./m<sup>2</sup> etwas geringere Werte. Dabei dominierte *Limnodrilus spp.* im limnischen Bereich, *Marenzelleria spp.* im mesohalinen Bereich und *Hydrobia ulvae* im polyhalinen Bereich. Im Vorjahr fand man in der Eider die höchste Individuendichte mit 9508 Ind./m<sup>2</sup>, zu der vor allem *Limnodrilus spp.* und *Chironomidenlarven* beitrugen. Die beiden anderen Stationen zeigten sehr viel kleinere Abundanzen von 145 bzw. 807 Ind./m<sup>2</sup>.

1998 war die mittlere Biomasse (Abb. 44) an der mesohalinen Station mit 6460 mg/m<sup>2</sup> durch hohe Dichten von *Marenzelleria spp.* am größten. An der marinen Station stellten *Ensis sp.*, *Macoma balthica* und *Hydrobia ulvae* den Hauptanteil der Biomasse (1470 mg/m<sup>2</sup>). Diese Werte entsprachen denen der Vorjahre.

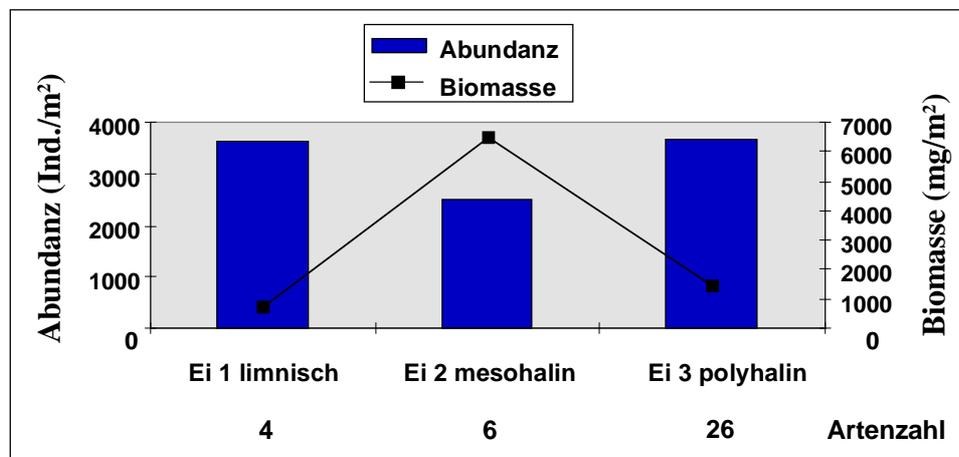


Abb. 44: Artenzahl, Abundanz und Biomasse des Makrozoobenthos' im Eider-Ästuar

### Ostfriesische Küste

1998 wurden in der Ems insgesamt 54 Taxa des Makrozoobenthos nachgewiesen (nur in Greifer: 43). Die Crustaceen bildeten mit 20 vertretenen Arten die größte taxonomische Gruppe, gefolgt von den Polychaeten mit 15 Arten und den Oligochaeten mit 7 Arten. Die restlichen Taxa verteilten sich auf Anthozoa (Blumentiere), Bryozoa (Moostierchen), Bi-

valvia, Hydrozoa und Asteroidea (Seesterne). Wie 1998 wurden auch 1997 54 Makrozoobenthosarten gefunden. Polychaeten und Crustaceen dominierten mit je 20 Arten, von den Oligochaeten wurden jedoch nur 3 Arten gefunden. In den Vorjahren wurden deutlich weniger Arten nachgewiesen, was auf eine geringere Stations- und Probenahmezahl zurückzuführen ist, jedoch bildeten auch hier

Crustaceen und Polychaeten die dominierenden Gruppen.

An den einzelnen Stationen des Ästuars nahm die Artenzahl in Greifern je Station von 6 Arten im limnisch-oligohalinen Bereich auf 10 bis 20 Arten im marinen Bereich zu. Station Em1 zeigte in den Jahren 1995 bis 1998 eine zunehmende Verarmung der Artenzahlen. 1998 konnte nur noch der limnische Tubificide *Tubifex tubifex* nachgewiesen werden. Die Fauna im marinen Ems-Ästuar war im Laufe der Untersuchungsjahre am artenreichsten, zeigte aber auch hohe Fluktuationen im Artenvorkommen. Nur 2 Arten wurden in jedem Jahr gefunden: *Capitella capitata* und *Tubificoides benedii*.

Die Individuendichten auf den Stationen entlang des Ems-Ästuars (Abb. 45) reichten 1998 von 10 Ind./m<sup>2</sup> an der oligohalinen Station bis zu 3530 Ind./m<sup>2</sup> an der polyhalinen Station. Insgesamt fand man die geringsten Dichten im limnischen und oligohalinen Bereich, die

höchsten Dichten im meso-/polyhalinen Bereich und mittlere Dichten im poly-/euhalinen Bereich. Damit ergab sich eine ähnliche Rangfolge der Stationen wie bei den Artenzahlen. Im Vergleich zu den Vorjahren ergaben sich jedoch auch erhebliche Schwankungen.

1998 wurden mittlere Biomassen von < 3 mg/m<sup>2</sup> an den limnisch-oligohalinen Stationen und 7 bis 52 mg/m<sup>2</sup> an polyhalinen Standorten gemessen (Abb. 45). 1997 stiegen die mittleren Biomassen von <10mg/m<sup>2</sup> an der limnischen Station auf 355 mg/m<sup>2</sup> an der euhalinen Station an. Extrem hohe Biomassen von 18000 mg/m<sup>2</sup> fanden sich im polyhalinen Bereich, die vor allem auf die biomassereichen Muschel-Arten *Mytilus edulis* und *Ensis americanus*, auf die Strandkrabbe *Carcinus maenas* und den Seestern *Asterias rubens* zurückzuführen waren. Auch 1996 fand man hier die höchsten Biomassewerte (über 1000 mg/m<sup>2</sup>, v.a. *Mytilus edulis*), die Biomassen der übrigen Stationen lagen weit unter 100 mg/m<sup>2</sup>.

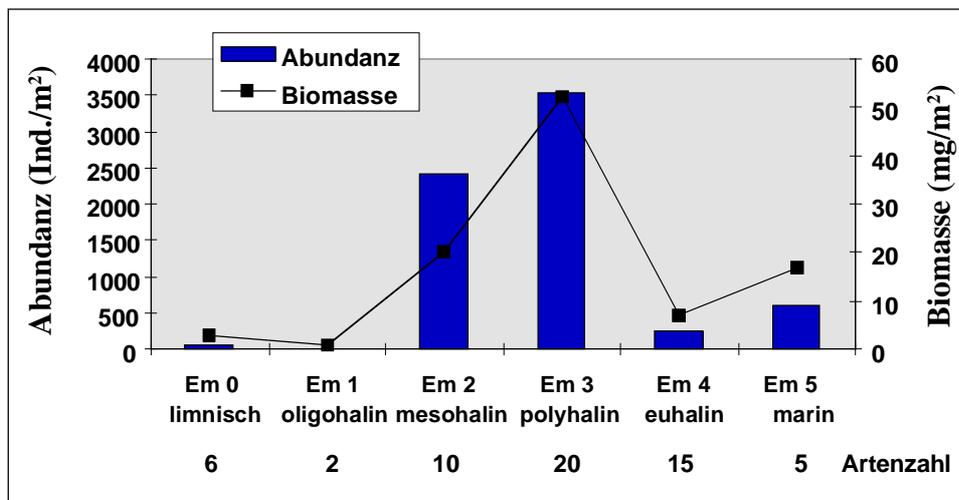


Abb. 45: Artenzahlen, Abundanz und Biomasse des Makrozoobenthos im Ems-Ästuar

1998 wurden bei der Beprobung des Jadebusens insgesamt 72 Taxa des Makrozoobenthos mit Greifer und Dredge nachgewiesen (nur in Greifer: 61). Die Polychaeten bildeten mit 32 Arten die größte taxonomische Gruppe, gefolgt von den Crustaceen mit 16 Arten und den Bivalvia mit 8 Arten. Die restlichen Taxa verteilten sich auf Hydrozoa, Bryozoa, Gastropoda, Oligochaeta, Asteroidea, Echinoidea (Seeigel), Nemertini (Schnurwürmer), Ophiuridea (Schlangensterne) und Porifera (Schwämme).

1997 wurden insgesamt 58 Arten des Makrozoobenthos nachgewiesen. Auch hier bildeten die Polychaeten mit 23 Arten die stärkste Gruppe und die Crustaceen mit 15 Arten die zweitstärkste, gefolgt von den Hydrozoa mit 7 Arten und den Bivalvia mit 5 Arten. Wie 1998 und 1997 waren auch in den Vorjahren die Polychaeten und die Crustaceen die dominierenden taxonomischen Gruppen. 1995 wurden deutlich weniger Arten gefunden, was durch

methodische Unterschiede (kein Dredgezug, veränderte Stationen) zu erklären ist.

An den einzelnen Stationen der Jade lagen die Artenzahlen greiferbezogen 1998 zwischen 10 und 18, an der äußeren Station wurden 30 Arten angetroffen. Die Besiedlung der Jade kann

als ausgesprochen stabil gewertet werden, mit Ausnahme der Station Ja3, an der vermutlich starke Strömungen Fluktuationen der Besiedlung verursachten. Nur zwei Arten, nämlich *Gastrosaccus spinifer* und *Micropthalmus similis* kamen hier in 2 von 4 Jahren vor. Alle anderen Arten waren weniger stetig.

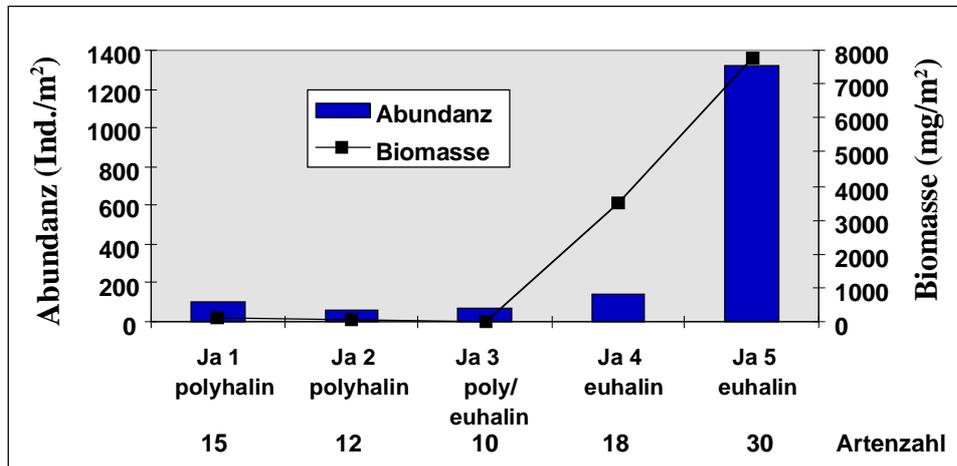


Abb. 46: Artenzahlen, Abundanz und Biomasse des Makrozoobenthos der Jade (die Stationen sind von links=Innenjade nach rechts= Außenjade geordnet)

Geringe Individuenzahlen von 60 bis 140 Ind./m<sup>2</sup> wurden in der Jade gefunden mit Ausnahme von hohen Dichten von 1320 Ind./m<sup>2</sup> an der Außenjadestation (Abb. 46). In der Regel entsprachen die Werte von 1998 dem langjährigen Mittel.

Die mittleren Biomassen variierten 1998 von < 100 mg/m<sup>2</sup> an Stationen Ja 1-3 und stiegen auf 3840 bis 7789 mg/m<sup>2</sup> in der Außenjade an. Damit ergab sich für die Biomasse die gleiche Rangfolge der Stationen wie bei den Individuenzahlen. Die hohen Biomassewerte waren auf die Anwesenheit von *Echinocardium cordatum* und *Nephtys hombergii* zurückzuführen und überschritten damit die Werte des Vorjahres.

1998 wurden im Weser-Ästuar insgesamt 65 Taxa des Makrozoobenthos nachgewiesen (nur in Greifer: 57). Mit 29 Arten war die Gruppe der Crustaceen am artenreichsten, gefolgt von den Polychaeten mit 19 Arten und den Bivalvia mit 5 Arten. Die restlichen Taxa verteilten sich auf Bryozoa, Echinoidea, Hydrozoa, Oligochaeta, Asteroidea, Insecta, Nemertini und Ophiuridea. 1997 wurden nur 55 Taxa gefunden. Auch 1997 und 1996 bildeten die Crustaceen mit 23 bzw. 21 Arten und die Polychaeten

mit 15 bzw. 13 Arten die stärksten Gruppen. Es folgten die Bivalvia mit 4 bzw. 5 Arten. 1997 wurden etwa die gleiche Anzahl Taxa gefunden wie 1996, jedoch deutlich mehr als 1995. Dies ist wie bei den Ergebnissen aus den anderen Ästuaren wahrscheinlich auf die unterschiedliche Probenzahl zurückzuführen. Im Gegensatz zu 1996-98 fanden sich 1995 jedoch mehr Polychaetenarten als Crustaceenarten.

An den einzelnen Stationen erhöhte sich die Gesamtartenzahl in Greifern je Station von 8 im limnischen auf 24 im marinen Bereich. Dieser Trend war auch 1997, wenn auch nicht so deutlich zu erkennen. In den Vorjahren 1996 und 1995 war kein Trend zu erkennen und die Artenzahlen variierten zwischen 6 und 17. Der Artenbestand an den mittleren und oberen Abschnitten des Weserästuars war 1998 und 1997 relativ stabil. Die äußeren Bereiche verzeichneten im Vergleich zu den Vorjahren einen Anstieg.

1998 nahmen die mittleren Individuenzahlen von 2080 Ind./m<sup>2</sup> an der oligohalinen Station (vor allem *Marenzelleria spp.*) auf 480 Ind./m<sup>2</sup> an der euhalinen Station ab, im Gegensatz zu dem Trend der Artenzahl (Abb. 47). Die Be-

stände von *Balanus improvisus* (We2), *Marenzelleria spp.* (We3) und *Bathyporeia elegans* (Außenweser) hatten im Vergleich zu den Vorjahren abgenommen. In der Außenweser fehlten *Pisone remota*, *Gonadiella bobretzki* und *Polygordius sp.* vollständig, die in den Vorjahren zu hohen Dichten beigetragen hatten.

Die mittleren Biomassen (Abb. 47) reichten von 793 mg/m<sup>2</sup> bis 5200 mg/m<sup>2</sup>. Die hohen Werte an der inneren Station sind v.a. *Marenzelleria spp.* zuzuschreiben. Ähnlich wie bei den Individuenzahlen war auch für die Biomasse kein Trend in Richtung mariner Verhältnisse zu erkennen. In den Vorjahren waren z.T. höhere Biomassen ermittelt worden, die durch *Balanus improvisus* und *Marenzelleria spp.* bedingt waren.

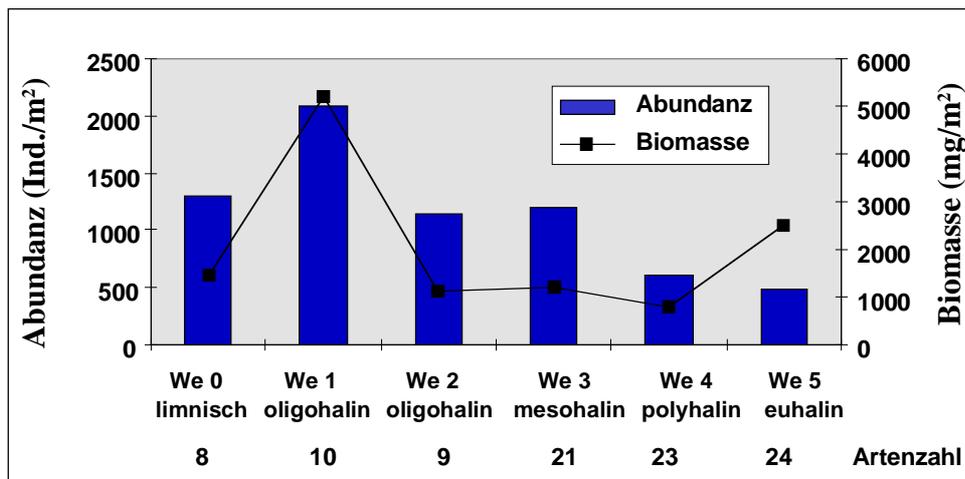


Abb. 47: Artenzahlen, Abundanz und Biomasse des Makrozoobenthos im Weser-Ästuar

Im Elbe-Ästuar wurden 1998 insgesamt 45 Taxa des Makrozoobenthos mit Greifer und Dredge nachgewiesen (nur in Greifer: 27). Mit den meisten Arten vertreten waren die Crustaceen mit 22 Arten und die Polychaeten mit 11 Arten. Die restlichen Taxa verteilten sich auf Hydrozoa, Bryozoa, Hexapoda, Bivalvia, Gastropoda, Nemertini und Oligochaeta. Ähnlich wie 1998 wurden 1997 44 Arten gefunden. Auch hier waren die Crustaceen mit 24 Arten die größte Gruppe, gefolgt von den Polychaeten mit 12 Arten. 1998 und 1997 wurden wesentlich mehr Arten nachgewiesen als in den Vorjahren, was wahrscheinlich durch methodische Unterschiede zu erklären ist, jedoch bildeten Crustaceen und Polychaeten auch hier die dominierenden Gruppen.

Die Artenzahl in Greifern pro Station stieg vom limnischen Bereich der Elbe mit vier Arten auf 15 Arten an der meso-/polyhalinen Station (El 4) entlang des Salinitätsgradienten an. An der polyhalinen Station El 5 fanden sich allerdings nur neun Arten. 1997 fand sich mit

Ausnahme von El 4 derselbe Trend. Hier stieg die Artenzahl von 5 auf 19 Taxa.

Die Besiedlung der oberen Stationen El 0-2 war stabil, an El 3 nahmen die Dichten der Krebse ab, die äußerste Station zeigte sich sehr variabel.

Die mittlere Individuendichte war 1998 an der limnischen und den polyhalinen Stationen mit Werten um 500 Ind./m<sup>2</sup> am niedrigsten (Abb. 48). Die oligo-mesohalinen Stationen erreichten höhere Werte, die von einzelnen Arten geprägt wurden: *Bathyporeia pilosa* an Station El 1 (1570 Ind./m<sup>2</sup>), *Boccardiella ligerica* an Station El 2 (17690 Ind./m<sup>2</sup>) und *Marenzelleria* an Station El 3 (2600 Ind./m<sup>2</sup>).

Die mittlere Biomasse (Abb. 48) stieg entlang des Salinitätsgradienten von 74 mg/m<sup>2</sup> an El 0 auf 1640 mg/m<sup>2</sup> an El 3. Die Werte an Station El 4 (1105 mg/m<sup>2</sup>) und El 5 (243 mg/m<sup>2</sup>) lagen wieder niedriger. Dabei trug v.a. *Boccardiella ligerica* zu El 2, *Marenzelleria spp.* zu El 3 und

*Nephtys longosetosa* und *Haustorius arenarius* zu EI4 bei. Diese Werte lagen bis auf EI5 im

langjährigen Mittel.

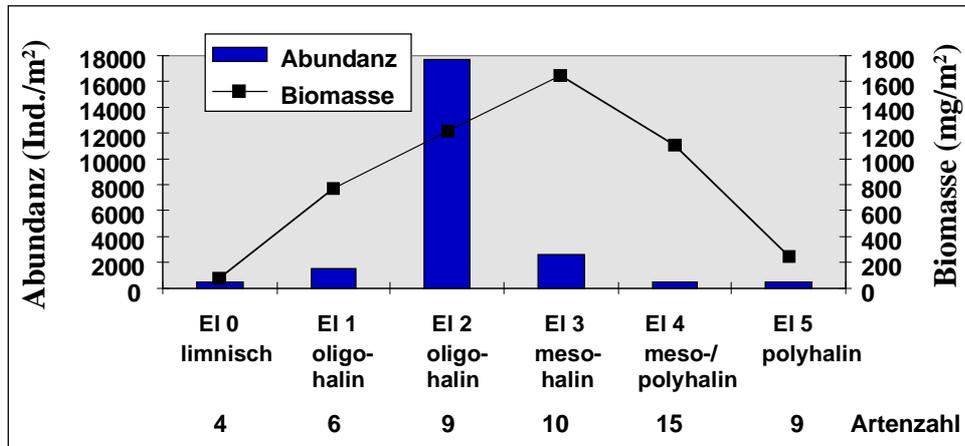


Abb. 48: Artenzahlen, Abundanz und Biomasse des Makrozoobenthos im Elbe-Ästuar

### Zusammenfassung

Die Untersuchungen vor Sylt zeigten, dass sich das Benthos dieser küstennahen Stationen kurzfristig stark verändert hat. Neben lokalen Mortalitätsunterschieden wurde dies besonders durch großräumige Umverteilungen durch die Strömungen (aktive Wanderungen und/oder Begrabenwerden infolge Sedimentumlagerungen) verursacht. So wurden im Lister Tief die niedrigsten Arten- und Individuenanzahlen seit 1992 gefunden. Auch hatte der Eiswinter von 1995/96 seine Spuren hinterlassen, die aber 1998 zum größten Teil wieder verwischt waren.

In den untersuchten Ästuaren und der Jade bildeten über die Jahre hinweg Crustaceen und Polychaeten die größten Gruppen. Das Arteninventar war sehr heterogen. Nur sieben Taxa wurden in allen Ästuaren und der Jade gefunden (*Carcinus maenas*, *Crangon crangon*, *Mesodopsis slabberi*, *Eteone longa*, *Magelona mirabilis*, *Nephtys longosetosa*, *Scoloplos armiger*). Bis auf *Crangon*, *Mesodopsis* und *Eteone*, die sich auch im Mesohalinikum fanden, besiedelten sie den poly- bis euhalinen Bereich des Untersuchungsgebietes.

Vornehmlich die in den Ästuaren ermittelte Artenzahl nahm tendenziell mit steigendem Salzgehalt zu, jedoch waren die Beziehungen nicht linear. Dabei ist zu beachten, dass der Salzgehalt nicht die einzige, die Besiedlung

beeinflussende Größe ist. So prägen z.B. auch Wassertiefe, Sedimentmobilität und -körnung die Artenzusammensetzung. Die meisten Arten fanden sich in den Außenbereichen von Jade, Weser und Elbe (12-30 Arten/Station), die wenigsten in den innersten Stationen von Ems, Elbe und Eider (ein bis vier Arten/Station). Die Besiedlungsdichten reichten von Werten <50 Ind./m<sup>2</sup> an den limnisch-oligohalinen Stationen der Ems bis zu 17000 Ind./m<sup>2</sup> an der oligohalinen Station der Elbe, bedingt durch ein Massenvorkommen von *Boccardiella ligerrica*. Die Jade mit Ausnahme der äußersten Station war mit Werten unter 150 Ind./m<sup>2</sup> relativ dünn besiedelt.

Höchste Biomassewerte fanden sich in allen Ästuaren außer der Jade in den mittleren, polyhalinen Abschnitten. Die Biomassewerte lagen zwischen 0,008 und 6,4 g ATG/m<sup>2</sup>. An den Stationen von Ems und Innenjade zeigten sich die niedrigsten Werte, an denen von Außenjade und Unterweser, sowie an der mesohalinen Station der Eider die höchsten Werte.

Das Makrozoobenthos von Eider und Jade war über die Untersuchungsjahre hinweg stabil. Während die oligo- und mesohaline Besiedlung des Elb- und Weser-Ästuars ebenfalls als relativ stabil war, galt dies nicht für Stationen im Außenbereich. Die Emsbesiedlung unterlag deutlichen Schwankungen, die möglicherweise auch durch Sauerstoffmangel oder Schwebstoffeinfluss bedingt waren.

## 26 Schadstoff-Effektmonitoring

### 261 Fischkrankheiten

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. Eine oder mehrere dieser Faktoren sind für die Fische nicht optimal. Das Resultat ist eine 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.

#### Krankheiten der Kliesche (*Limanda limanda*)

Die quantitativ bedeutendsten äußerlich sichtbaren Krankheiten der Kliesche sind:

**Lymphocystis** ist eine durch Iridoviren hervorgerufene, weltweit verbreitete Infektionskrankheit, die bei vielen schollen- und barschartigen Fischarten auftritt. In der Nordsee lagen Befallszentren in den vergangenen Jahren auf der Fischerbank, der Doggerbank und in den Außenbezirken des Firth of Forth, wo teilweise Befallsraten von 30 % ermittelt wurden. Die niedrigsten Befallsraten fanden sich durchgehend in der östlichen Nordsee vor Horns Riff.

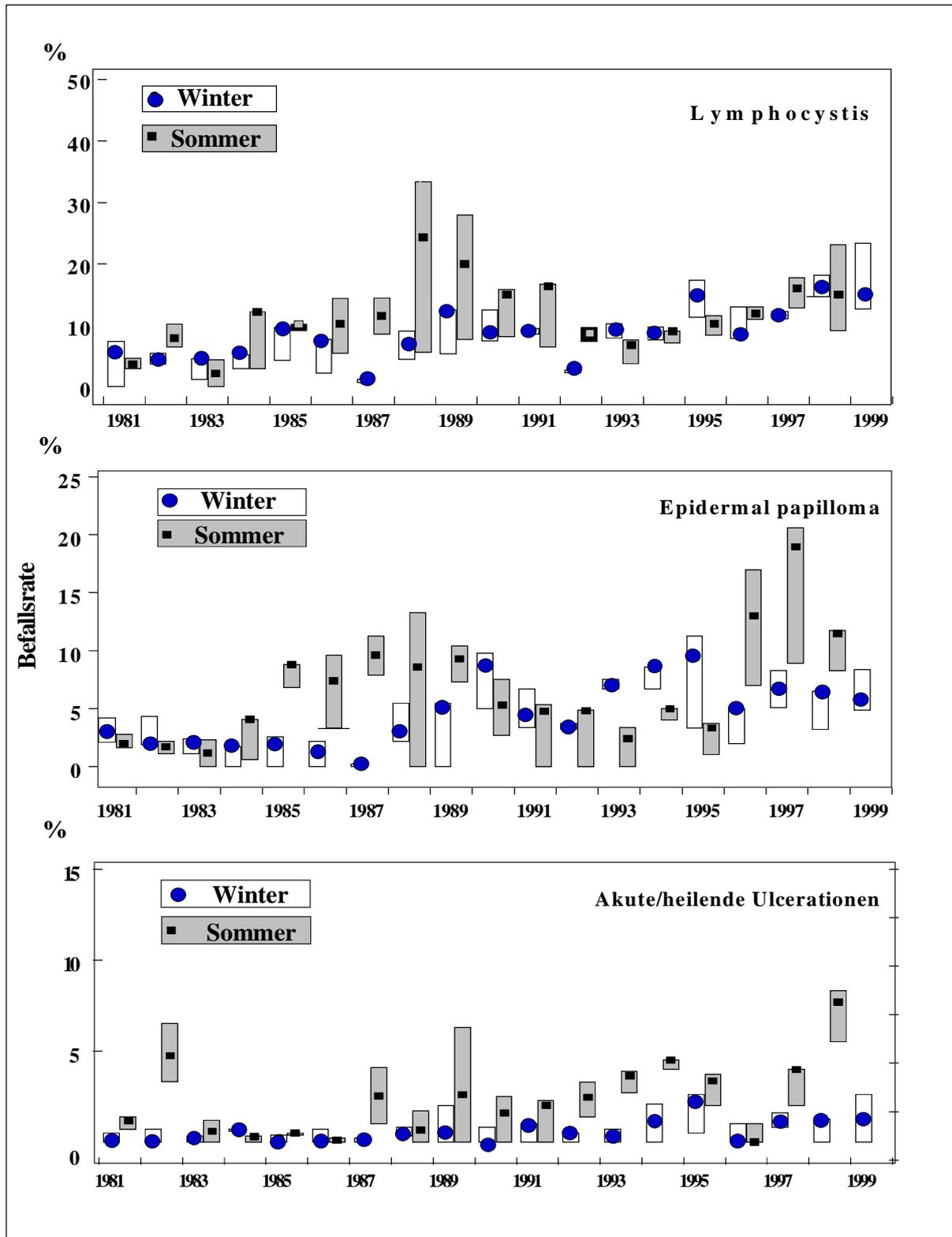
**Epidermale Hyperplasien** und **Papillome** sind Hauttumore und deren Vorstadien, deren Ursache nicht endgültig geklärt ist. Bei der Entstehung scheinen aber ebenfalls Viren beteiligt zu sein. Die Befallsraten waren in den vergangenen Jahren stets deutlich niedriger als die von Lymphocystis. Regionen mit erhöhten

Befallsraten (maximal 10 %) waren die Deutsche Bucht, Außenbezirke des Firth of Forth und das Untersuchungsgebiet vor Horns Riff vor der dänischen Küste.

**Hautulcerationen** werden durch bakterielle Mischinfektionen hervorgerufen. Ein wesentlicher Erreger scheint eine atypische Form von *Aeromonas salmonicida* zu sein. Bei Ulcerationen waren höchste Befallsraten in der zentralen mittleren Nordsee (Doggerbank und Fischerbank) anzutreffen. Es zeigten sich ausgeprägte und konsistente saisonale Effekte mit gegenüber den Winterwerten erhöhten Befallsraten im Frühjahr/Sommer, wo auf der Doggerbank Maximalwerte von bis zu 25 % erreicht wurden.

Die zeitlichen Fluktuationen der Befallsraten bei Klieschen der Deutschen Bucht sind in Abbildung 49 dargestellt. Für Lymphocystis (Abb. 49 oben) 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 und Papillome (Abb. 49 Mitte) 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.



**Abb. 49:** Anteil von Klieschen (*Limanda limanda*) mit äußerlich sichtbaren Krankheiten in der Deutschen Bucht. Männchen und Weibchen, alle Längen. Lymphocystis (oben), epidermale Hyperplasien/Papillome (Mitte), akute und heilende Stadien von Hautulcerationen (unten)

Ein anderes Bild ergab sich für akute und heilende Stadien von Ulcerationen (Abb. 49 unten). 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 Eintragungsmengen als auch in den Konzentrationen im Seewasser und im Sediment festgestellt wurden.

#### Zusammenfassung:

Die Befallsraten der Klieschen mit Lymphocystis, epidermalen Hyperplasien und Papillomen, die ihren Höhepunkt in den späten 80er Jahren hatten und danach gesunken waren, sind seit 1993 wieder ansteigend und lagen 1997/98 bei 15 % für Lymphocystis.

## 262 Leberknoten und – tumore bei Fischen

Das gehäufte Vorkommen von Lebertumoren und deren Vorstadien bei marinen Plattfischen gilt als ein Indikator für Effekte krebserregender Umweltchemikalien (z. B. polychlorierte Biphenyle und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe), und daher sind Untersuchungen zu ihrem Auftreten seit langem Bestandteil nationaler und internationaler Monitoringprogramme zu biologischen Schadstoffeffekten. Seit 1988 werden im Rahmen der Überwachung von Fischkrankheiten zweimal jährlich Leberanomalien der Kliesche (*Limanda limanda*) in der Nordsee erfasst.

Gebiete mit erhöhten Prävalenzen von Leberknoten > 2 mm lagen seit 1988 überwiegend im südlichen Teil der Nordsee (südlich von 55 ° N) und dort besonders auf der Doggerbank, vor der Humbermündung und, vor allem zu Beginn der Untersuchungen, in der Deutschen Bucht. Im Gegensatz dazu waren die nördlicher gelegenen Untersuchungsgebiete (Firth of Forth, Fischer Bank, Fladengrund) durch konstant niedrige Befallsraten gekennzeichnet.

Abb. 50 zeigt die zeitlichen Veränderungen der Befallsraten bei Klieschen der beiden Längengruppen 20-24 cm und  $\geq 25$  cm aus der Deutschen Bucht über den Zeitraum 1988-1999. Die Befallsrate nahm signifikant ab, wobei dieser Effekt besonders deutlich innerhalb der ersten fünf Jahre auftrat. In den letzten Jahren waren die beobachteten Veränderungen nur noch gering. Auch in den anderen Nordseegebieten mit ehemals erhöhten Befallsraten konnten ähnliche Trends nachgewiesen werden, so dass derzeit nur noch geringfügige Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten zu beobachten sind.

Die routinemäßig durchgeführte histologische Untersuchung der fixierten Gewebeproben zeigt, dass es sich bei den makroskopisch erkennbaren Leberknoten größtenteils um gutartige Tumoren (zumeist Adenome) und deren Vorstadien (in erster Linie basophile Foci) handelt. Andere Arten gutartiger Tumore (z. B. Cholangiome, Hämangiome) und bösartige Tumore (z. B. Adenocarcinome, Cholangiosarcome) sind sehr selten.

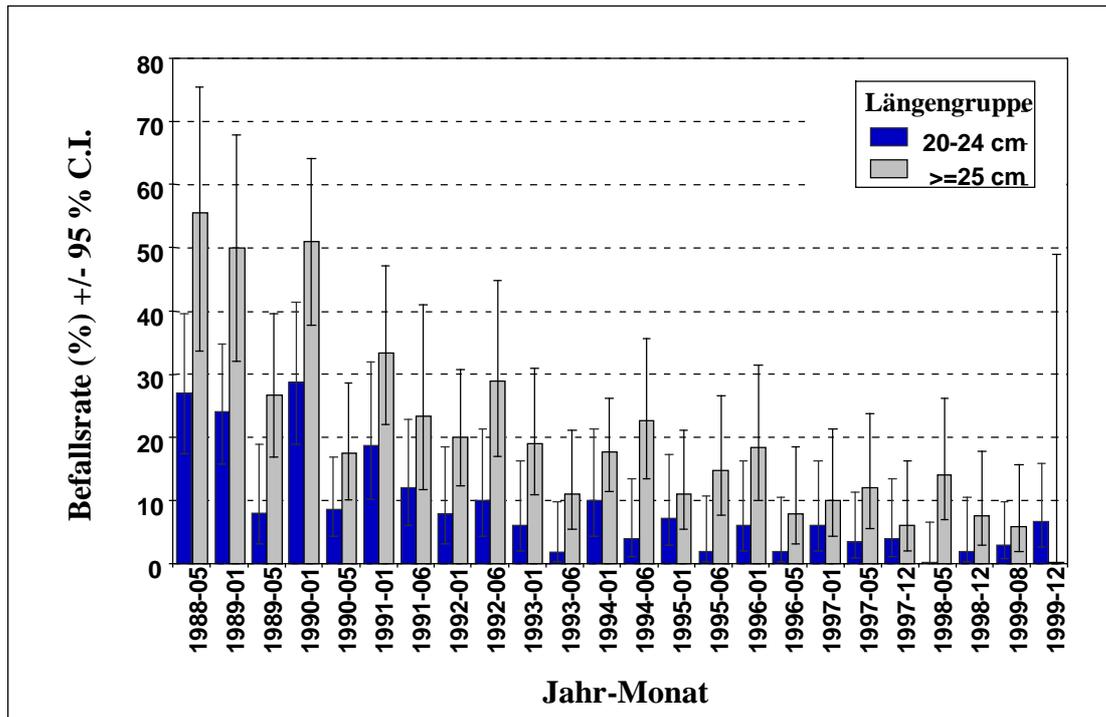


Abb. 50: Veränderungen der Befallsraten (mit 95% Vertrauensbereich) mit Leberknoten > 2 mm bei Klieschen der Längengruppen 20-24 cm und  $\geq 25$  cm Totallänge aus der Deutschen Bucht im Zeitraum 1988-1998.

### Zusammenfassung

Die abnehmenden Befallsraten von Leberknoten und -tumoren korrespondieren mit den Informationen über rückläufige Schadstoffeinträge in die Nordsee und ihre Konzentrationen in Nordseefischen, Wasser und Sedimenten. Es lassen sich allerdings nicht in allen Fällen regionale und zeitliche Korrelationen nachweisen, was auch bei dieser Krankheit auf die Komplexität der krankheitsauslösenden Faktoren hinweist. Die Befallsraten der Klieschen mit Lebertumoren haben seit Ende der 80er Jahre abgenommen und lagen 1997/98 bei ca. 10%.

## 263 Entgiftungsstoffwechsel der Kliesche

Ein zentraler Forschungsschwerpunkt in der Ökotoxikologie ist die Erkennung und Interpretation subletaler physiologischer Effekte, die zur Früherkennung gefährlicher Schadstoffexpositionen beitragen können. Als geeigneter „Endpunkt“ zur Erkennung von Gefähr-

dungspotentialen eignet sich die Aktivität der MFO (Mischfunktionelle Oxygenasen) in den Entgiftungsorganen (Leber) der Organismen. Mit der quantitativen Messung des Anstiegs oder der Aktivierung der Entgiftungsaktivität werden wichtige Informationen zur Biotransformation anthropogener Schadstoffe (Xenobiotika) gewonnen. Zur Erfassung der Entgiftungsaktivität in den Entgiftungsorganen der Fische wird die Aktivität der mischfunktionellen Oxygenasen bei der Umsetzung verschiedener Substrate gemessen. Die MFO werden als substratspezifisch bezeichnet, so dass die Messung anhand von Modellsubstanzen möglich ist. Für das biologische Effekt-Monitoring mit Fischen ist das Substrat 7-Ethoxyresorufin von Interesse. Bestimmt wird die Aktivität der MFO als 7-Ethoxyresorufin-O-des-Ethylase (EROD).

Wie unsere annähernd monatlichen Untersuchungen in den Jahren 1997 und 1998 an Klieschen (*Limanda limanda*) aus der Deutschen Bucht gezeigt haben, unterliegt die EROD-Aktivität in ihren Lebern einer ausgeprägten natürlichen saisonalen Variabilität. Während im Herbst und im Winter an beiden Geschlechtern EROD-Aktivitäten um 200 pmol

Resorufin/mg Protein/Min. gemessen wurden, stieg die Aktivität für männliche Tiere im Mai auf den Maximalwert von knapp 2000 und für weibliche Tiere im Juni auf etwa 1000 an. Im Jahre 1998 traten diese Maxima früher auf als 1997. Der aktuelle Temperaturverlauf ist eine Größe, welche die EROD-Aktivität und damit das Erreichen des jahreszeitlichen Maximums direkt steuert. Im Winter 1997/1998 war das Wasser in 30 Metern Tiefe wärmer als im Winter davor. Das hatte Auswirkung auf die Entwicklung der Fische und damit auf den Zeitpunkt des EROD-Aktivitätsmaximums. Im Jahre 1998 traten diese Maxima daher früher auf als 1997. Betrachtet man die EROD-Aktivität in Relation zur Temperatur und nicht zum Fangdatum, so werden die zeitlichen Verschiebungen bis zum Erreichen bestimmter Aktivitäten kompensiert. Für ein biologisches Schadstoffmonitoring scheint nach unseren bisherigen Erfahrungen der Herbst die am besten geeignete Zeit zu sein, da die EROD-Aktivität in Klieschenlebern in beiden Jahren dann auf einem konstanten Niveau mit relativ geringer Variabilität lag. Zu dieser Zeit waren

anthropogene Schadstoffbelastungen mit diesem Biomarker am besten erkennbar.

Erste vorläufige Ergebnisse einer Untersuchung (August 1999) zu biologischen Schadstoffeffekten bei Klieschen in der Nordsee liegen vor. Die EROD-Aktivitäten in Klieschenlebern in der Nähe zweier Regionen mit Öl-/Gasplattformen (Dan Oil Field und Ekofisk Komplex) liegen um das 6,4- bzw. 7,7-fache über dem Wert der EROD-Aktivität in einem „unbelasteten Gebiet“ nordwestlich von Helgoland (200 pmol Res./mg Prot./Min.).

### *Zusammenfassung*

Untersuchungen seit 1993 haben ergeben, dass sich vergleichbare EROD-Aktivitäten am besten im Spätsommer/Herbst messen lassen. Diese lagen im August 1999 bei Klieschen aus der Nähe von Öl/Gas-Plattformen um das 7-fache höher als bei "unbelasteten" Klieschen aus der Region nordwestlich von Helgoland.

## Meer Lesen

## 21 Ozeanographie

Körner D. und Weichart G. (1991): Nährstoffe in der Deutschen Bucht. Konzentrationsverteilung und Trends 1987 – 1990. Dt. hydrogr. Z., Erg.-H., A, Nr. 17.

Rahmel J., M. Bätje, R. Jakobs & H. Michaelis (1999): Nutrient trends in the East Frisian Wadden Sea (Germany). *Senckenbergiana maritima*, 29 (Suppl.), 119-123

Weichart, G. (1990): The Quality of „Old“ Oceanographic Data. Dt. hydrogr. Z., **43**, 285-287.

## 23 Anorganische Schadstoffe

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.

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.

Bloom, N.S., (1992): On the Chemical Form of Mercury in Edible Fish and Marine Invertebrate Tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49, 1010-1017.

Burg von, R. and Greenwood, M.R., (1991): Mercury. In: *Metals and their Compounds in the Environment*. Ernest Merian (Ed.), VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, pp 1045-1088.

Greenwood, M.R. & Von Burg, R., (1984): Quecksilber. In: *Metalle in der Umwelt – Verteilung, Analytik und biologische Relevanz*. S. 511-539. Hrsg.: Merian et al., Verlag Chemie, Weinheim.

Förstner, U. & Wittmann, G.T.W. (1979): *Metals Pollution in the Aquatic Environment*. S. 8-26. Springer-Verlag, Berlin – Heidelberg – New York.

Freimann, P & D. Schmidt (1989): Application of total reflection X-ray fluorescence analysis for the determination of trace metals in the North Sea. *Spectrochimica Acta* **44B**, 505-510

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

Hill, W.R., Stewart, A.J., and Napolitano, G. E., (1996): Mercury Speciation and Bioaccumulation in Lotic Primary Producers and Primary Consumers. *Ca. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53, 812-819.

Kersten, M., M. Dicke, M. Kriews, K. Naumann, D. Schmidt, M. Schulz, M. Schwikowski, M. Steiger (1988): Distribution and fate of heavy metals in the North Sea. In: W. Salomons, B.L. Bayne, E.K. Duursma, U. Förstner (eds.): *"Pollution of the North Sea. An Assessment"*, Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg/New York: 300-347.

Kieffer, F. (1984): Metalle als lebensnotwendige Spurenelemente für Pflanzen, Tiere und menschen. In: *Metalle in der Umwelt – Verteilung, Analytik und biologische Relevanz*. Hrsg. E. Merian et al.. S. 117-123. Verlag Chemie, Weinheim.

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

Mason, R.P., Reinfelder, J.R., and Morel, F.M.M. (1995): Bioaccumulation of Mercury and Methylmercury. *Water, Air and Soil Pollution*, **80**, 915-921.

- Mason, R.P., Reinfelder, J.R., and Morel, F.M.M., (1996): Uptake, Toxicity, and Trophic Transfer of Mercury in a Coastal Diatom. *Envir. Sci. Technol.* **30**, 1835-1845.
- 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.
- 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, 60 pp.
- Puls, W., W. Gerwinski, M. Haarich, M. Schirmacher und D. Schmidt (1997): Lead Budget for the German Bight. *Marine Pollution Bulletin*, **34**, 410-418.
- Scheuhammer, A.M. (1987): The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. *Environ. Pollut.* **46**: 263-295.
- Schmidt, D. (1990): Gradients of trace heavy metal concentrations in the Elbe estuary In: W. Michaelis (Ed.): *Estuarine Water Quality Management. Monitoring, Modelling, and Research, Coastal and Estuarine Studies 36*, Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg/New York: 443-448.
- Schmidt, D. (1992): Mercury in Baltic and North Sea waters. *Water, Air, and Soil Pollution* **62**, 43-55.
- Schmidt, D. (1995): Background Concentrations of Trace Metals in Sea Water: A Critical Approach. *Proceedings of International Conference "Heavy Metals in the Environment"*, Hamburg, Sept. 1995, Vol. 2, 141-144, Edinburgh.
- Schmidt, D. (1997): Sampling and Analysis for the Monitoring of Trace Heavy Metals in Sea Water: Achievements in Analytical Quality Assurance. In: C. S. P. Iyer (Ed.): *Advances in Environmental Science, Educational Publishers and Distributors, New Delhi and Ernakulam*: 7-29.
- Schmidt, D. & M. Dicke (1990): Schwermetalle im Wasser. In: J. L. LOZÁN, W. LENZ, E. Rachor, B. Watermann, H. von Westernhagen (Hrsg.): *Warnsignale aus der Nordsee. Wissenschaftliche Fakten*, Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg. S. 30-41.
- Schmidt, D., P. Freimann, H. Zehle (1986): Changes in trace metal levels in the coastal zone of the German Bight. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* **186**, 321-328.
- Schönfeld, W., D. Schmidt & G. Radach (1992): Spatial and temporal variability of heavy metal concentrations in the water of the German Bight. *Dt. hydrogr. Z.* **43**, 209-252..
- Suedel, B.C., Boraczek, J.A., Peddicord, R.K., Clifford, P.A., and Dillon, T.M., (1994): Trophic Transfer and Biomagnification Potential of Contaminants in Aquatic Ecosystems. *Rev. Envir. Contam. Toxicol.*, **136**, 21-89.

## 24 Organische Schadstoffe

- ANON. (1982) Proceedings of a workshop on the analysis of hydrocarbons in seawater, March 23 - April 3, 1981. *Baltic Sea Environment Proceedings No. 6*. Helsinki Commission.
- Anon. (1984) Manual for monitoring oil and dissolved/ dispersed petroleum hydrocarbons in marine waters and on beaches, International Oceanographic Commission IOC/UNEP, Paris, Manuals and Guides No. 13
- ANON. Bericht der ARGE ELBE (1999): "Herkunft und Verteilung von Organozinnverbindungen in der Elbe und in Elbenebenflüssen".
- Löffler, J., Wolff, S., Bergemann, M., und Reincke, H., ARGE-Elbe, (1999): Wassergütedaten der Elbe – Zahlentafel 1997.

Löffler, J., Wolff, S., M.Bergemann und Reincke, H., ARGE-Elbe, (1999a): Wassergütedaten der Elbe – Zahlentafel 1998.

Fooker, C., Stachel, B., und Reincke, H., ARGE-Elbe, (2000): Ausgewählte organische Spurenverunreinigungen in der Elbe und Elbenebenflüssen im Zeitraum 1004 - 1999.

Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (1999): Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer – Routineuntersuchungen 1998.

Stadler, D. and Schomaker, K. (1977). Ein Glaskugelschöpfer zur kontaminationsfreien Entnahme von Seewasser unter der Oberfläche für die Analyse von Kohlenwasserstoffen und halogenierten Kohlenwasserstoffen. Dt. Hydrogr. Z. 30, 20-25.

Theobald, N. W.Lange, A.Rave, U.Pohle und P.Koennecke, Dt. Hydrogr. Z., 43, 311 (1990): Ein 100-l Glaskugelschöpfer zur kontaminationsfreien Entnahme von Seewasser für die Analyse lipophiler organischer Stoffe

Theobald, N. W.Lange, K.Jerzycki-Brandes, Dt. Hydrogr. Z., 44, 17 (1991/92): Basiswerte fossiler Kohlenwasserstoffe im Nordost-Atlantik

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

## 253 Seegraswiesen und Makroalgen

Hickel, W., Eickhoff, M., Spindler, H. (1995) Langzeit-Untersuchungen von Nährstoffen und Phytoplankton in der Deutschen Bucht. Dt Hydrogr Z Suppl 5: 197-211

Jonge, V., de, Essink, K.,, Boddeke, R. (1993) The Dutch Wadden Sea: a changed ecosystem. Hydrobiologia 265: 45-71

Kastler, T., Michaelis, H. (1997) Der Rückgang der Seegrasbestände im Niedersächsischen Wattenmeer. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Forschungsstelle Küste: 24 S.

Nienburg, W. (1927) Zur Ökologie der Flora des Wattenmeeres. I. Der Königshafen bei List auf Sylt. Wiss Meeresunters (Abt Kiel) 20: 146-196

Philippart, C.J.M. (1994) Eutrophication as a possible cause of decline in the seagrass *Zostera noltii* of the Dutch Wadden Sea. Kononklijke Bibliotheek, Den Haag: 157 S.

Reise, K. (1983) Sewage, green algal mats anchored by lugworms and the effects on Turnellaria and small Polychaeta. Helgoländer Meeresunters 36: 151-162

Reise, K., Herre, E., Sturm, M. (1989) Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea. Helgoländer Meeresunters 43: 417-433.

Reise, K. (1994) Changing life under the tides of the Wadden Sea during the 20<sup>th</sup> century. Ophelia Suppl 6: 117-125

Reise, K. (2000) Seegraswiesen und Grünalgenmatten im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer: Verteilung und langfristige Bestandsveränderungen. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (Hrsg.): Wattenmeermonitoring 1998. - Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning, S. 5-7

Reise, K., Siebert, I. (1994) Mass occurrence of green algae in the German Wadden Sea. Dt Hydrogr Z Suppl 1: 171-180

Schories, D. (1995) Populationsökologie und Massenentwicklung von *Enteromorpha* spp. (Chlorophyta) im Sylter Wattenmeer. Ber Inst Meereskunde Kiel 271: 145 S.

Schories, D., Reise, K. (1993) Germination and anchorage of *Enteromorpha* spp. in sediments of the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters 47: 275-285

Wilhelmsen, U., Reise, K. (1994) Grazing on green algae by the periwinkle *Littorina littorea* in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 48: 233-242

Wohlenberg, E. (1935) Beobachtungen über das Seegras, *Zostera marina* L., und seine Erkrankung im nordfriesischen Wattenmeer. Nordelbingen 11: 1-19

Wohlenberg, E. (1937) Die Wattenmeer-Lebensgemeinschaften im Königshafen von Sylt. Helgoländer wiss. Meeresunters. 1: 1-92

## 26 Schadstoff- Effektmontoring

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

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

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

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

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

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

# Autorenliste

## Ozeanographie, Meteorologie

Gerd-Axel Becker  
Achim Schulz

## Nährstoffe

Thorkild Petenati  
Michael Hanslik  
Simon Henneberg  
Horst Gaul  
Justus van Beusekom

## Spurenmoleküle

Horst Albrecht  
Thorkild Petenati  
Dieter Steffen  
Birgit Schubert  
Diether Schmidt  
Uwe Harms  
Peter Becker  
Christa Schröter-Kermani  
Simon Henneberg

## Organische Schadstoffe

Norbert Theobald  
Thorkild Petenati  
Dieter Steffen  
Michael Haarich  
Peter Becker  
Birgit Schubert  
Christa Schröter-Kermani  
Burkhard Stachel  
Simon Henneberg

## Qualitätssicherung Chemie

Peter Voitke

## Plankton

Justus van Beusekom  
Michael Hanslik  
Jeanette Göbel  
Wulf Greve

## Benthos

Heiko Leuchs  
Jochen Voss  
Herrmann Michaelis  
Michael Hanslik  
Werner Armonies  
Wilfried Heiber

## Fischkrankheiten

Thomas Lang  
Volkert Dethlefsen

## Qualitätssicherung Biologie

Petra Schilling  
Marina Carstens

## Redaktion

Elisabeth Boysen-Ennen  
Hartmut Nies  
Helgart Cammann-Oehne  
Hartmut Heinrich

## **Messprogramm Meeresumwelt**

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

Heft 1:

Messprogramm ab 1999

Heft 2:

Meeresumwelt 1994 – 1996

Heft 3:

Meeresumwelt 1997 – 1998