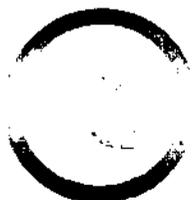


Schriftenreihe der
Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e. V.



SDN

Geht es der Nordsee besser ?

SDN-Bilanz vor der
4. Internationalen Nordseeschutzkonferenz (INK)

SDN-Kolloquium
1993

SDN-Kolloquium

Geht es der Nordsee besser?

22. Oktober 1992
Hotel Reichshof/Hamburg

Leitung
Dipl.-Oz. Walter Lenz
Dr. Eike Rachor
Dr. Burkard Watermann

Schriftenreihe der
Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e. V.
Weserstr. 45-47
26382 Wilhelmshaven

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	7
Dr. J. Dippner <i>Ökologische Bedeutung von Wirbeln im nordfriesischen Küstenvorfeld</i>	9
Dr. H. Gaul <i>Kontamination des Wassers</i>	24
Dr. W. Hickel <i>Nährstoffe, Phytoplankton, Algenblüten</i>	44
Dr. H. Albrecht <i>Kontamination der Sedimente</i>	59
Dr. I. Kröncke <i>Das Benthos der Nordsee</i>	83
Dr. H. Michaelis <i>Algen, schwarze Flecken und andere Probleme des Wattenmeeres</i>	90
Dr. R. Kruse <i>Kontamination von Fischen</i>	107
Dipl.-Biol. P. Cameron und J. Berg <i>Fortpflanzungsfähigkeit der Fische</i>	120
Dr. T. Lang und Dr. V. Dethlefsen <i>Fischkrankheiten</i>	130
Dr. S. Ehrlich <i>Fischbestände</i>	150

Herausgeber:
Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e. V.
Weserstr. 45-47
26382 Wilhelmshaven

Gesamtherstellung: Clausen & Bosse, Leck

Schriftenreihe der
Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e. V.
Heft Nr. 1, 1993
ISSN 0943-9552

Dr. R. Kallenborn

*Chirale Schadstoffe in der Umwelt – Untersuchungen am Beispiel
des α -HCHs in ausgewählten Mitgliedern des Nahrungsnetzes der
Eiderenten* 157

Dr. E. Rachor

Zusammenfassung und Anmerkungen 169

Vorwort

Über den schlechten Gesundheitszustand weiter Teile der Nordsee ist in der Vergangenheit genauso intensiv diskutiert worden wie über die Notwendigkeit, die vielfältigen Belastungen zu reduzieren. Erste Schritte wurden vor 10 Jahren eingeleitet, so daß es zeitgemäß war, eine Bilanz zu ziehen.

Zehn Referenten aus den meereskundlichen Instituten war anlässlich einer Vortragsveranstaltung am 22. Oktober 1992 im Hotel »Reichshof« in Hamburg die Frage gestellt worden, ob Veränderungen der Belastung oder des Zustandes von Meerestieren oder -pflanzen feststellbar sind. Es sollte geprüft werden, ob die bisher eingeleiteten Maßnahmen zum Schutz der Nordsee schon soweit fortgeschritten sind, daß sie zu Veränderungen in diesem gefährdeten Meeresgebiet führten.

In bestimmten Arealen ist es zu Rückgängen der Konzentrationen, insbesondere von Quecksilber und bestimmten Organochlorverbindungen, gekommen. Auch die Belastung mit Schwermetallen, beispielsweise im ehemaligen Verklappungsgebiet für Abfälle aus der Titandioxidproduktion, ist geringer geworden. Der Zustand von Bodentieren in Küstennähe und auf der Doggerbank ist nach wie vor schlecht. Es hat in den vergangenen Jahren eine Verringerung der Artenzahlen und eine Zunahme der Biomasse gegeben. Im Wattenmeer fällt die Zunahme sauerstofffreier schwarzer Flecken insbesondere in Niedersachsen, aber auch in Schleswig-Holstein auf. Zu sehr negativen Auswirkungen führt das Massenwachstum von Grünalgen, wohingegen empfindliche Seegräser aus dem niederländischen Wattenmeer verschwunden sind und vor der niedersächsischen Küste erheblich zurückgegangen sind und nur im nördlichen Teil des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres eine normale Seegrasbesiedlung angetroffen werden kann. Das Wattenmeer in seiner Gesamtheit wurde nach wie vor als bedroht eingestuft.

Bei den Untersuchungen über die Belastung von Fischen mit Schadstoffen fielen besonders hohe Arsengehalte in Fischen der Nordsee auf. Es soll allerdings keine Gefahr bestehen, da dieses Arsen in Fischen in

einer völlig unlöslichen Form vorliegt. Rückgänge von Schadstoffen im verzehrbaren Teil von Nordseefischen sind noch nicht klar belegt, aber für Elbfische und Fische aus dem Rhein deutlich zu erkennen.

Die Fortpflanzungsfähigkeit von Fischen in weiten Arealen der Nordsee ist nach wie vor stark beeinträchtigt. Die Häufigkeit von Fischkrankheiten in der Deutschen Bucht und der zentralen südlichen Nordsee ist möglicherweise nur vorübergehend leicht rückläufig. Unmittelbar vor der britischen Küste jedoch sind starke Zunahmen der Häufigkeit des Befalls der Kliesche mit äußerlich erkennbaren Erkrankungen registriert worden.

Der größte Einfluß auf Fischbestände geht von der Fischerei selbst aus. Demgegenüber wird ein möglicher Einfluß von Schadstoffen als geringer angesehen. Nichtsdestoweniger wird insgesamt das Gefährdungspotential auch durch heute noch nicht identifizierte Schadstoffe als hoch eingeschätzt.

Keine Entwarnung also für die Nordsee – so lautete das Fazit. Im Gegenteil, es wurde gefordert, daß die Meeresverschmutzungsforschung intensiviert werden muß und die Kenntnisse um ihre Wirkung auszuweiten. Die bisher in Überwachungsprogrammen gemessenen Schadstoffe stellen nur einen Bruchteil des Schadstoffinventars in der Nordsee dar. Neue Meßmethoden müssen her, mit denen die Meeresforscher in die Lage versetzt werden, die unbekannt Substanzen, von denen es weit mehr als 1000 gibt, messen zu können. Langfristige Messungen des Zustandes von Teilen des Ökosystems in der Nordsee müssen sichergestellt sein.

Die wichtigste Forderung der Veranstaltung allerdings richtet sich an Politik und Industrie. Schadstoffe müssen am Ort ihres Entstehens, also während der industriellen Produktion, vermieden werden. Saubere Produktionen ohne giftige Zwischen- und Abfallprodukte ist eine Forderung an die Industrie der Zukunft.

Die Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e. V. unterstützt alle Initiativen, die dazu dienen, dieses Ziel möglichst schnell zu erreichen.

Dr. Volkert Dethlefsen
Cuxhaven

Ökologische Bedeutung von Wirbeln im nordfriesischen Küstenvorfeld

Joachim W. Dippner

Institut für Meereskunde der Universität Hamburg

Zusammenfassung

In dieser Arbeit wird die Eigendynamik eines Teilgebietes der Deutschen Bucht, das durch die permanente Salzfront, die nordfriesische Küste und Horns Rev begrenzt ist, bei westlichen Winden unterschiedlicher Stärke beschrieben. Mit zunehmendem westlichen Wind wird die nordwärts gerichtete küstenparallele Zirkulation dynamisch instabil und bricht zusammen. Ein Wirbelfeld, bestehend aus einem zyklonalen und zwei antizyklonalen Wirbeln, entsteht im nordfriesischen Küstenvorfeld. Dieses Wirbelfeld, das die mittlere Zirkulation stagnieren läßt, hat Konsequenzen für das biologische, geologische und ökologische Verständnis der Deutschen Bucht. Die Bedeutung dieser Wirbel für das marine Ökosystem wird in dieser Arbeit kurz skizziert.

1. Einleitung

Die Dynamik von Frontalsystemen und Wirbeln und die Mechanismen der Verstärkung und Abschwächung von Fronten sind Prozesse, die wir von der täglichen Wetterkarte her kennen und die im Ozean genauso wie in der Atmosphäre stattfinden. Diese Vorgänge sind wesentlich für das Verständnis der physikalischen, chemischen und biologischen Variabilität im marinen Ökosystem. Diese Prozesse werden allgemein unter dem Oberbegriff der »mesoskaligen Variabilität« zusammengefaßt. In der Deutschen Bucht sind diese Prozesse seit Mitte der 80er Jahre Gegenstand intensiver Grundlagenforschung. KRAUSE et al. (1986) klassifizierten drei verschiedene Typen von Fronten in der Deutschen Bucht: eine saisonale thermische Front, eine transiente Auftriebsfront und eine permanente Salzfront durch den Frischwasserzufluß der Elbe. Die große Variabilität der thermischen, halinen sowie thermo-

halinen Schichtung in der Deutschen Bucht wurde von FREY (1990) untersucht.

Die dynamisch relevanten Größen der mesoskaligen Variabilität sind quer zu einer Front der Wirbelradius und längs zu einer Front die Wellenlänge der mäandrierenden instabilen Welle. Die charakteristischen Längenskalen in der Deutschen Bucht sind 5 bis 20 km für den Wirbelradius (KRAUSE et al., 1986) und 20 bis 60 km für die Wellenlänge des Mäanders – geschätzt aus Satellitenaufnahmen (HOLLIGAN et al., 1989). Diese Längenskalen korrespondieren mit einer Zeitskala von 100 Sekunden bis zu zehn Tagen.

Für ein besseres Verständnis der mesoskaligen Variabilität und der Vorgänge an Fronten wurde ein wirbelauflösendes Modell für die permanente Salzfront in der Deutschen Bucht entwickelt (DIPPNER, 1993a). Informationen über die Variabilität des Systems bei unterschiedlichen Windlagen findet man in DIPPNER (1991). Im folgenden wird kurz das mathematische Modell skizziert, die Ergebnisse der Westwindsimulationen beschrieben und die ökologischen Konsequenzen für das System diskutiert.

2. Methode

Das zugrundeliegende Modell ist eine wirbelauflösende Version des Hamburg-Modells. Dieses Modell wird angewandt, um Prozesse an der permanenten Salzfront – hervorgerufen durch den Süßwasserzufluß der Elbe – zu untersuchen. Das Modell wird angetrieben durch Gezeiten, Wind, dichtebedingte Strömung und Oberwasserzulauf. Abbildung 1 zeigt die Modellgeometrie und die Topographie des Modells. Die Modellparameter sind ein horizontaler Gitterabstand von sechs Seemeilen, eine vertikale Auflösung von fünf Metern, ein Zeitschritt von 745 Sekunden, ein Bodenreibungskoeffizient von $2.5 \cdot 10^{-3}$ und ein vertikaler Austauschkoefizient von $50 \text{ cm}^2/\text{s}$. Der Oberwasserzulauf der Elbe beträgt $1000 \text{ m}^3/\text{s}$. Eine detaillierte Beschreibung des Modells findet man bei DIPPNER (1993a).

Das Modell startet im Ruhezustand mit einer vorgegebenen gemessenen Dichteverteilung, wobei zunächst der Einfluß des Windes unberücksichtigt bleibt. Nach 24 Gezeitenperioden ist das Modell einge-

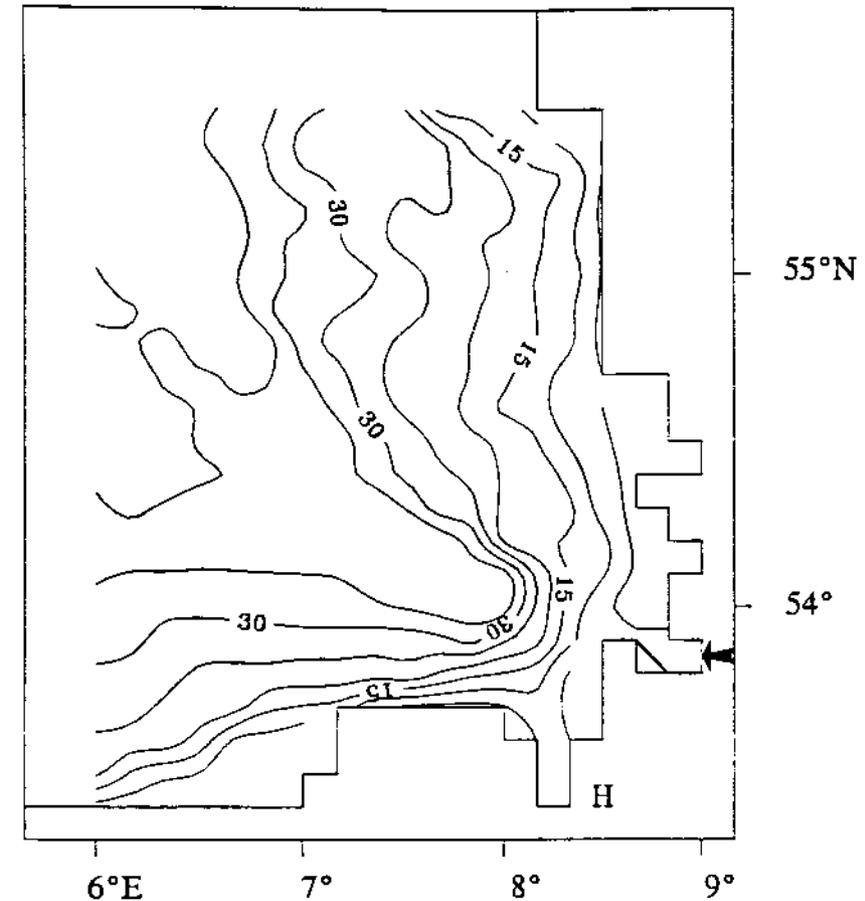


Abb. 1. Modellgebiet und Modelltopographie, Linienintervall (LI) = 5 m. Der Pfeil markiert den Zufluß der Elbe.

schwungen. Sowohl das Strömungsfeld als auch das Dichtefeld sind stationär und dienen als Startfelder für alle weiteren Rechnungen. Dieser Zustand entspricht der mittleren Zirkulation ohne Windeinfluß. Abbildung 2 zeigt die Zirkulation, dargestellt als Stromfunktion. Diese Abbildung ist wie folgt zu verstehen: Die Zirkulation fließt parallel zu den Stromlinien; zwischen zwei benachbarten Linien strömt jeweils dieselbe

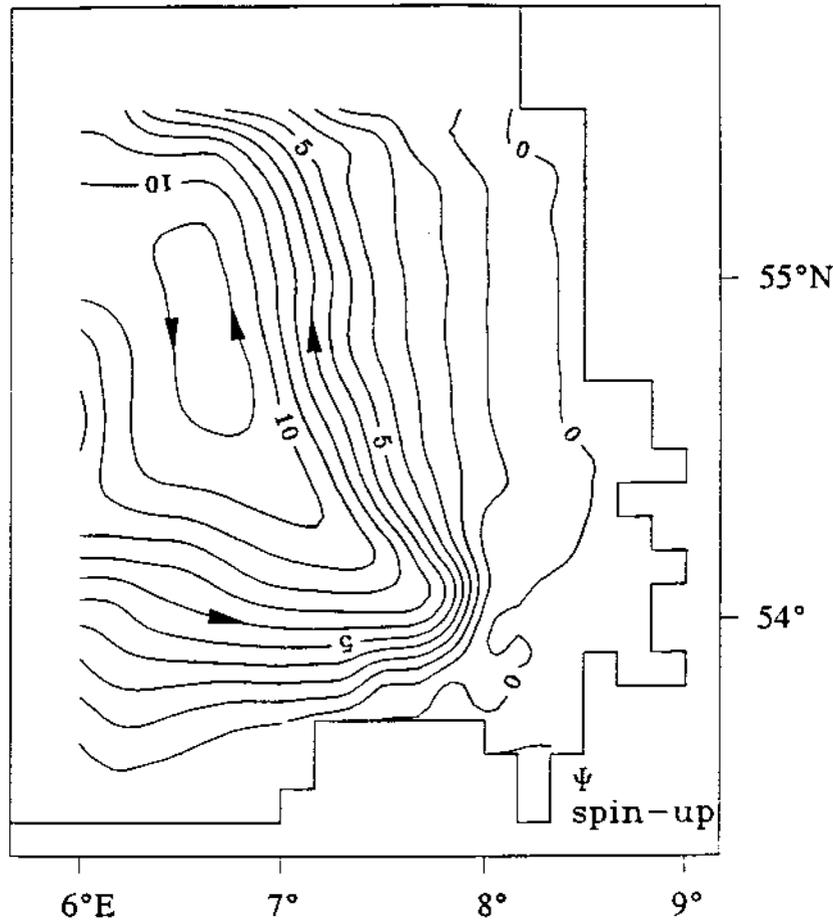


Abb. 2. Stromfunktion ohne Windeinfluß ($LI = 10^4 \text{ m}^3/\text{s}$).

Menge Wasser; je enger der Linienabstand ist, desto höher ist die Strömungsgeschwindigkeit; geschlossene Linien kennzeichnen Wirbel und senkrecht zu den Linien findet kein Massen- oder Stofftransport statt. Abbildung 3 zeigt die mittlere Dichteverteilung, wobei die Front an der Nordkante des Elbeurstromtales und die Süßwasserfahne der Elbe gut zu erkennen sind.

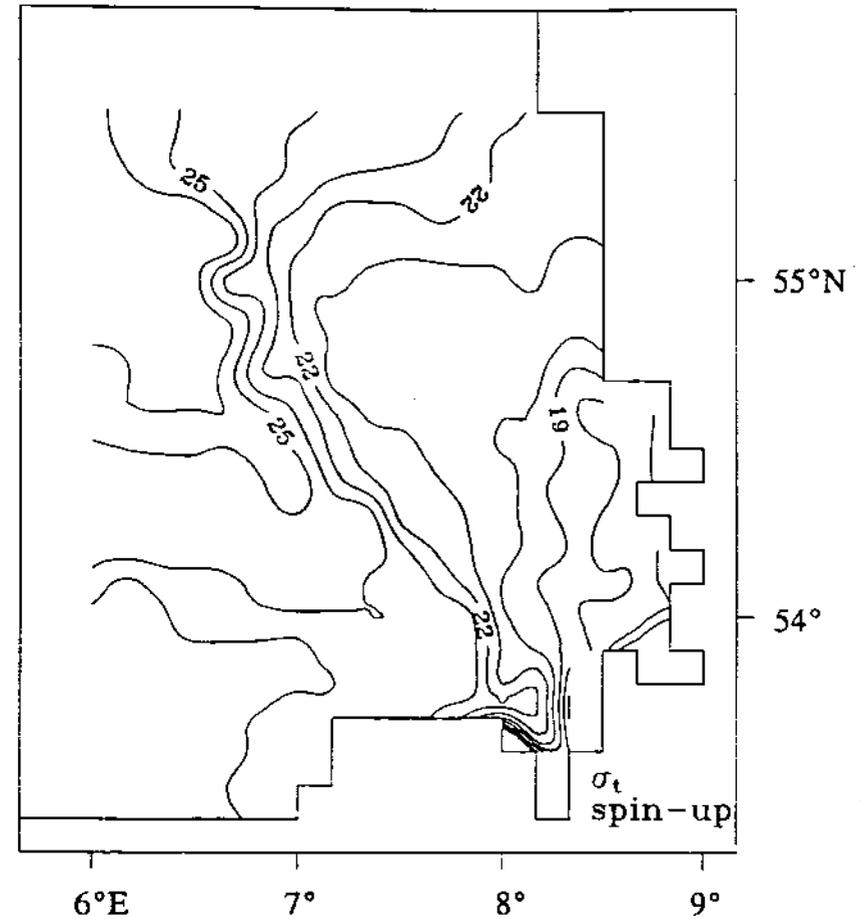


Abb. 3. Oberflächendichte ohne Windeinfluß ($LI = 1 \text{ kg/m}^3$).

Die Gesamtheit aller möglichen Zustände bei unterschiedlichen Windrichtungen und Windstärken zeigt ein Atlas der mesoskaligen Variabilität (DIPPNER, 1992). Qualitative Vergleiche mit verschiedenen hydrographischen Messungen zu unterschiedlichsten Wetterbedingungen (DHI, 1984) oder Strömungsmessungen (MITTELSTAEDT et al., 1983) zeigen eine gute Übereinstimmung des Modells mit Messungen.

3. Westwindsimulationen

In dieser Arbeit werden die Ergebnisse von drei Rechnungen gezeigt. Das Modell wird mit Westwind der Stärke 3, 4 und 5 angetrieben. Die Abbildungen 4–6 zeigen die Zirkulation für die drei Simulationen, nachdem das Modell den stationären Zustand erreicht hat. Zur Untersu-

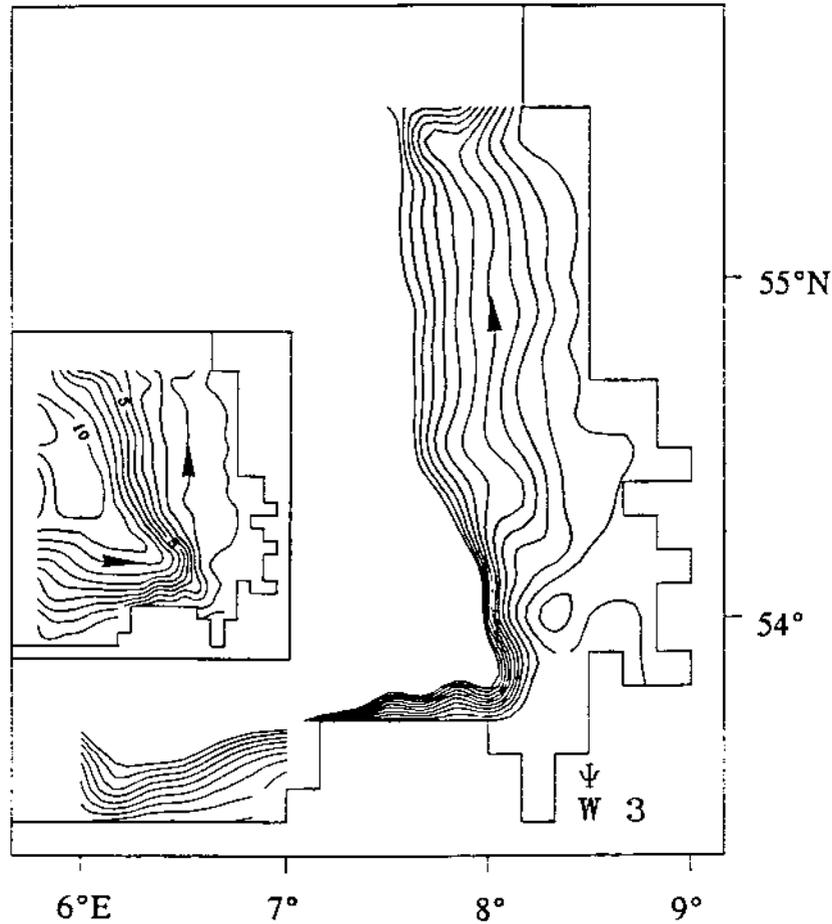


Abb. 4. Stromfunktion für Westwind 3 Bft. im Küstenvorfeld ($LI=2000\text{ m}^3/\text{s}$) und im Gesamtgebiet (kleines Bild) ($LI=10^4\text{ m}^3/\text{s}$).

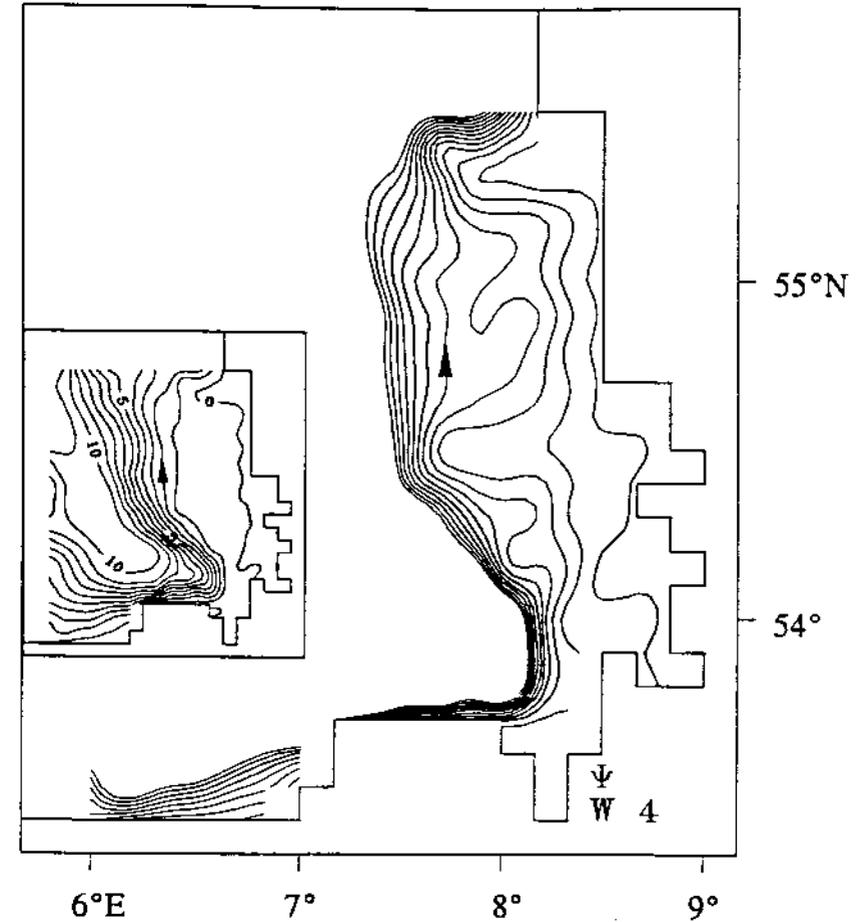


Abb. 5. Stromfunktion für Westwind 4 Bft. im Küstenvorfeld ($LI=2000\text{ m}^3/\text{s}$) und im Gesamtgebiet (kleines Bild) ($LI=10^4\text{ m}^3/\text{s}$).

chung der Feinstruktur ist die Stromfunktion im Küstenvorfeld mit einem Linienabstand $2000\text{ m}^3/\text{s}$ gezeichnet. Das kleine Bild zeigt jeweils die Zirkulation im Gesamtgebiet. Hier beträgt der Linienabstand $10^4\text{ m}^3/\text{s}$. Bei Windstärke 3 ist die Schubspannung des Windes geringer als der dichtebedingte Druckgradient. Verglichen mit der Simulation ohne Wind tritt keine signifikante Abweichung in der Zirkulation im

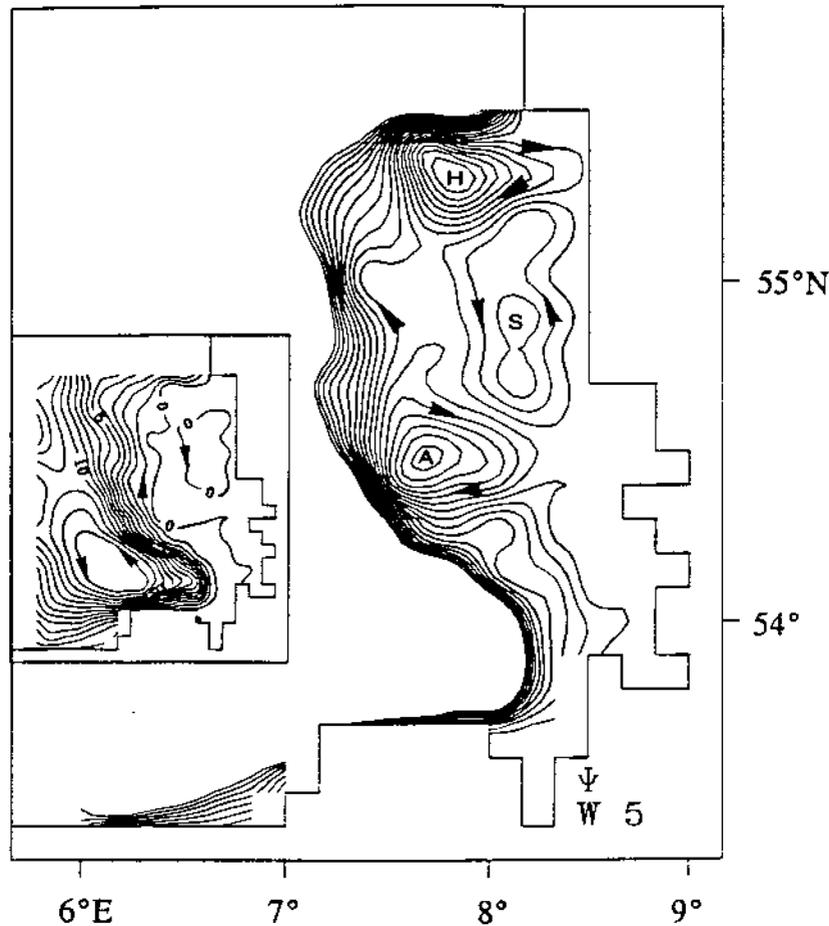


Abb. 6. Stromfunktion für Westwind 5 Bft. im Küstenvorfeld ($LI = 2000 \text{ m}^3/\text{s}$) und im Gesamtgebiet (kleines Bild) ($LI = 10^4 \text{ m}^3/\text{s}$).

nordfriesischen Küstenvorfeld auf. Großräumig betrachtet gibt es einen Unterschied: Der große Wirbel in der zentralen Deutschen Bucht ist verschwunden. Dieser Wirbel ist klar eine transiente und keine permanente Zirkulationsstruktur.

Mit zunehmendem Westwind (Windstärke 4) wird die Front näher an die Küste versetzt. Die Zirkulation im nordfriesischen Küstenvorfeld

zeigt immer noch einen nordwärts gerichteten Transport, es tritt jedoch ein Mäandrieren der Stromlinien auf, das auf dichtebedingte instabile Wellen hindeutet. Gelegentlich sind auf Satellitenbildern der Deutschen Bucht mäandrierende Strukturen, die mit dichtebedingten Instabilitäten verknüpft sind, zu erkennen (HOLLIGAN et al., 1989). Die Wellenlänge des Mäanders auf Satellitenbildern variiert von 20 bis 60 km. Die Wellenlänge des Mäanders im Modell ist 33 km. Die großen Amplituden der instabilen Welle sind direkt mit dem topographischen Einfluß der Amrum Bank und von Horns Rev verknüpft.

Bei Windstärke 5 läßt die zunehmende dichtebedingte Instabilität die Zirkulation zusammenbrechen. Es treten zwischen der Front und der Küste drei Wirbel auf – zwei die im Uhrzeigersinn (antizyklonal) drehen und einer, der gegen den Uhrzeigersinn (zyklonal) dreht. Die antizyklonalen Wirbel sind in ihrer räumlichen Lage verknüpft mit der Amrum Bank (A-Wirbel) und Horns Rev (H-Wirbel). Der zyklonale Wirbel tritt im Sylter Küstenvorfeld auf (S-Wirbel). Antizyklonale Wirbel im Flachwasser bewirken lokalen Auftrieb, zyklonale hingegen Absinken. Dies erklärt neben der Gezeitenstromturbulenz z. B. die starken Trübungswolken bei Horns Rev. Details über die unterschiedlichen Erzeugungsmechanismen der Wirbel findet man in DIPPNER (1993c).

4. Ökologische Bedeutung

Die Ergebnisse dieser Rechnungen deuten darauf hin, daß das Gebiet zwischen der Salzfront, der nordfriesischen Küste und Horns Rev eine Eigendynamik besitzt. Die komplexe Struktur der Topographie in Kombination mit der hohen zeitlichen meteorologischen Variabilität sind die wesentlichen Faktoren, die die Dynamik der mesoskaligen Fronten in der Deutschen Bucht kontrolliert. Bei zunehmendem westlichem Wind entstehen in dem Gebiet zwischen der Salzfront, der nordfriesischen Küste und Horns Rev drei Wirbel, die die Zirkulation vor der nordfriesischen Küste stagnieren lassen. Dieses Wirbelfeld ist ein neues Ergebnis, das die Zirkulation im nordfriesischen Küstenvorfeld in völlig anderem Licht erscheinen läßt. Diese neue Erkenntnis hat Konsequenzen für das biologische, geologische und ökologische Verständnis der Deutschen Bucht.

a) Transportprozesse

Westwindlagen, wie die hier untersuchten, treten häufig auf und haben eine Wahrscheinlichkeit von 40% im Februar mit einer mittleren Windgeschwindigkeit von 14 Knoten, eine Wahrscheinlichkeit von 40% im Mai mit einer Geschwindigkeit von 11 Knoten, eine Wahrscheinlichkeit von 60% im Juli mit einer Geschwindigkeit von 13 Knoten und eine Wahrscheinlichkeit von 46% im November mit einer mittleren Geschwindigkeit von 18 Knoten. Dies bedeutet, daß das Auftreten dieser Wirbelstrukturen eine relativ hohe Wahrscheinlichkeit hat. Eine Untersuchung der dynamischen Transportraten – definiert als der Nettotransport nach Norden zwischen der Salzfront und der Küste – zeigt deutlich eine Abnahme mit zunehmendem Westwind (DIPPNER, 1993b). Der Nettotransport nach Norden zwischen der Salzfront und der Küste – dort werden die Schadstoffe transportiert – beträgt in der Simulation ohne Wind $99000 \text{ m}^3/\text{s}$, $65000 \text{ m}^3/\text{s}$ für Windstärke 3, für Windstärke 4 $18000 \text{ m}^3/\text{s}$ und reduziert sich bei Windstärke 5 auf $4000 \text{ m}^3/\text{s}$. Das Zusammenbrechen des nordwärts gerichteten Transportes durch das Wirbelfeld bewirkt die Stagnation der Zirkulation im Küstenvorfeld. D. h. alle passiv treibenden Substanzen, wie Schadstoffe, Nährstoffe oder Fischlarven, werden durch diese Wirbel eingefangen. Das Ergebnis ist eine erheblich höhere Verweildauer dieser Substanzen in der Deutschen Bucht. Unter solchen Bedingungen läßt sich das Teilgebiet der Deutschen Bucht, das durch die Salzfront, die nordfriesische Küste und Horns Rev begrenzt wird, sogar als abgeschlossenes System betrachten. Dies hat z. B. wesentliche Bedeutung für den Fischbestand. Grundsätzlich nehmen die Überlebenschancen der Fischlarven zu, wenn sie in der Deutschen Bucht verbleiben und nach Erreichen eines bestimmten Entwicklungsstadiums ins nahrungsreiche Wattenmeer verdriftet werden. Während des SARP-Experimentes (Sardine and Anchovy Recruitment Processes) wurde 1987 von Mitte April bis Mitte August die Larvenproduktion von Sprotten in der Deutschen Bucht untersucht. ALHEIT und BAKUN (1991) zeigten anhand von Messungen, daß mit zunehmendem Westwind die Verweildauer und damit die Überlebenschancen der Fischlarven zunimmt. Die Erklärung für dieses gemessene Phänomen ist einfach: Die Larven fahren im Wirbelfeld Karussell, werden durch die stagnierende Zirkulation nicht nach Norden verdriftet, ver-

bleiben in der Deutschen Bucht und haben somit eine höhere Überlebenschance.

b) Sauerstoffmangel

Während der Sommermonate 1981 bis 1983 wurde in der Deutschen Bucht starker Sauerstoffmangel beobachtet (RACHOR und ALBRECHT, 1983; GERLACH, 1985). Die Frage nach der Ursache dieser starken Sauerstoffdefizite wurde sehr intensiv untersucht. Mögliche Erklärungen sind stärkere biologische Aktivität aufgrund der hohen Nährstoffeinträge durch die Landwirtschaft, Veränderungen der meteorologischen Bedingungen oder der verstärkte Einstrom von sauerstoffarmem Nordseebodenwasser. Im Sommer 1981 trat das Sauerstoffdefizit in tieferen Bereichen der Deutschen Bucht, hauptsächlich im Bereich des Elbeurstromtales auf. Im Gegensatz dazu trat das Sauerstoffdefizit 1982 hauptsächlich in flachen Gebieten der Deutschen Bucht vor der nordfriesischen Küste auf. Abbildung 7 zeigt die Sauerstoffmangelgebiete ($<40\%$ Sättigung) für 1981 und 1982. Der Hauptunterschied zwischen dem Sommer 1981 und 1982 war die mittlere Windlage: 1981 traten überwiegend Nordwestwindlagen auf, während 1982 westliche bis südwestliche Winde dominierten. RACHOR und ALBRECHT (1983) argumentierten, daß im Sommer 1982 ein verstärkter Einstrom von sauerstoffarmem Nordseebodenwasser aufgetreten ist. GRASSL und STENDEL (1985) zeigten, daß in den meteorologischen Bedingungen keine signifikante Änderung in den Sommermonaten 1981 bis 1983 aufgetreten ist. FREY (1990) untersuchte die hydrographischen Bedingungen der Sommermonate und verglich sie mit historischen Langzeitmessungen. Er zeigte, daß in den Sommermonaten keine Veränderung in den hydrographischen Bedingungen aufgetreten ist. FREY (1990) kommt zu dem Schluß, daß der Sauerstoffmangel ein Ergebnis der Hypertrophierung der Deutschen Bucht durch die starken Nährstoffeinträge ist.

Das Gebiet, in dem 1982 das Sauerstoffdefizit auftrat, ist nahezu deckungsgleich mit dem Gebiet zwischen der Salzfront und der Küste, in dem die drei Wirbel auftreten. Der Sauerstoffmangel scheint seine Ursache in der Hypertrophierung der Deutschen Bucht zu haben; das Gebiet, in dem er auftritt, wird durch das mesoskalige Wirbelfeld und die stagnierende Zirkulation begrenzt.

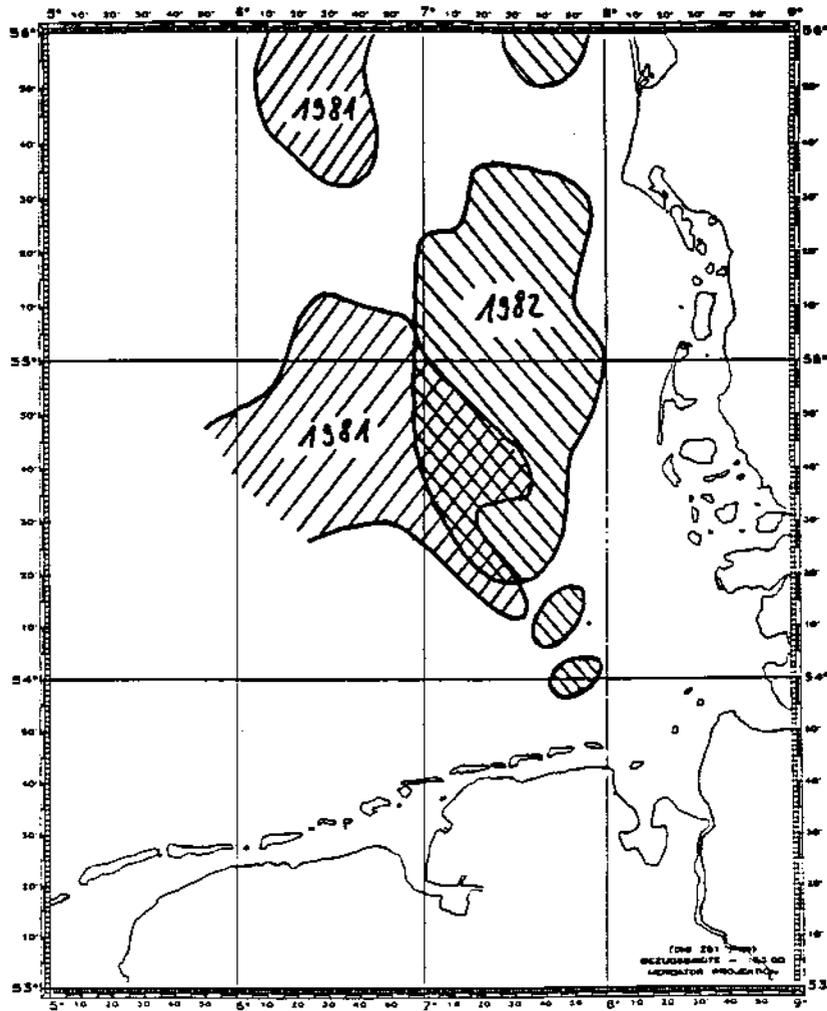


Abb. 7. Gebiete mit Sauerstoffmangel ($<40\%$ Sättigung). Nach FREY (1990).

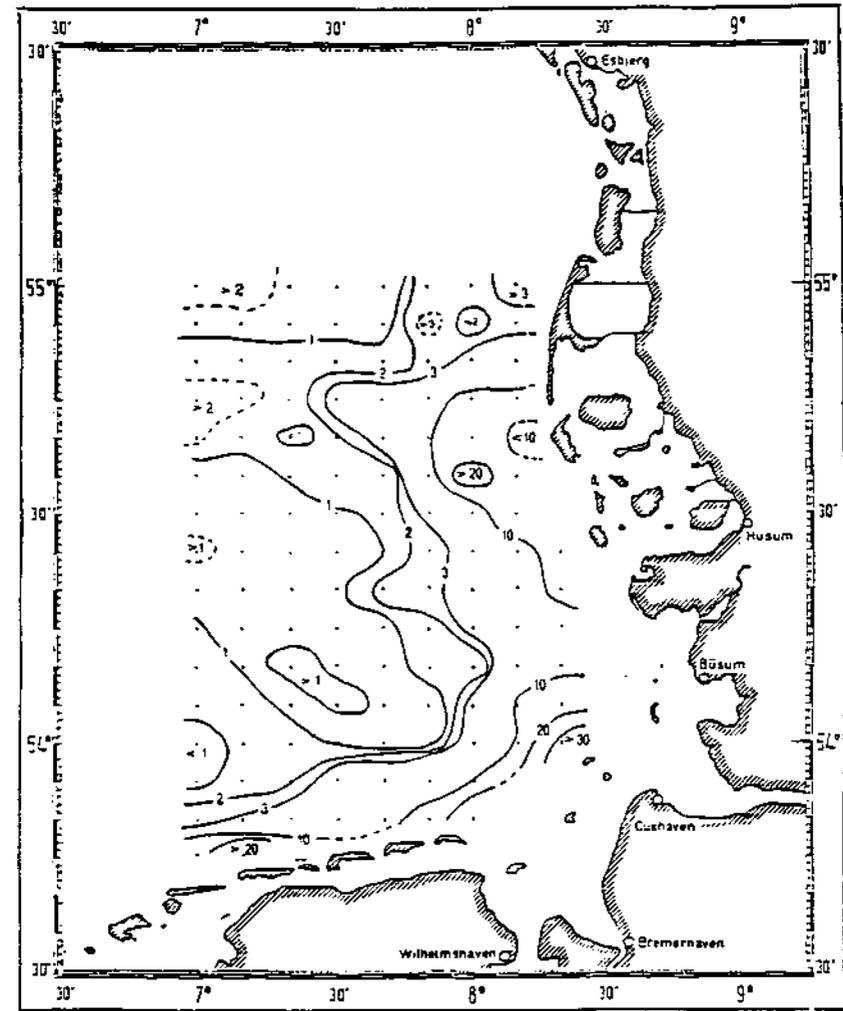


Abb. 8. Oberflächennahe Schwebstoffverteilung. Nach SÜNDERMANN & BEDDIG (1988).

c) Sedimentverteilungen und Trübungswolken

Wie schon erwähnt, ist antizyklonale Rotation im Flachwasser mit Auftrieb und zyklonale Rotation mit Absinken verknüpft. Eine bei westlichen Winden gemessene Verteilung der oberflächennahen Trübung (SÜNDERMANN und BEDDIG, 1988) zeigt eine starke Trübungswolke im Bereich der Amrum Bank (Abb. 8), die den lokalen Auftrieb andeutet. Weiterhin ist aufgrund der hohen Wahrscheinlichkeit der hier betrachteten Windsituation zu erwarten, daß ein korrespondierendes Signal in der Verteilung der Oberflächensedimente auftritt: Erosion im Bereich des A-Wirbels und Sedimentation im Bereich des S-Wirbels. Gemessene Verteilungen der Oberflächensedimente (FIGGE, 1981) zeigen groben Sand im Bereich der Amrum Bank und feinen bis mittleren Sand im Sediment vor Sylt. Diese Sedimentverteilung bildet im wesentlichen die Dynamik der Wassersäule darüber ab – ein eingefrorenes Wirbelfeld.

Danksagung

Diese Arbeit wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft und vom Bundesminister für Verkehr unterstützt. Ich danke Frau Paaßen und Herrn Dr. Dethlefsen für kritische Durchsicht des Manuskriptes.

Literatur

- ALHEIT, J. & BAKUN, A., 1991. Reproductive success of sprat (*Sprattus sprattus*) in the German Bight during 1987. – ICES C.M. 1991/L:4
- DEUTSCHES HYDROGRAPHISCHES INSTITUT, 1984. Deutsche Bucht Hydrographie, Red. G.A. BECKER. – Meereskundliche Beobachtungen und Ergebnisse Nr. 57, 166 p.
- DIPPNER, J. W., 1991. Different applications of an eddy-resolving model. – ICES C.M. 1991/C:4.
- DIPPNER, J. W., 1992. Mesoscale variability of the German Bight – an atlas of circulation, sea surface density and sea surface heights. – Institut für Meereskunde, Technical Report 2–92, (unveröffentl.)

- DIPPNER, J. W., 1993(a). A frontal-resolving model for the German Bight. – Continental Shelf Research, 13 (1): 49–66.
- DIPPNER, J. W., 1993(b). Dynamic versus geometric flushing rates. – Continental Shelf Research (in Druck).
- DIPPNER, J. W., 1993(c). Larvae survival due to eddy activity and related phenomena in the German Bight. – Journal of Marine Systems. (in Druck).
- FIGGE, K., 1981. Karte der Sedimentverteilung in der Deutschen Bucht mit Beih. Karte Nr. 2900. – DHI Hamburg.
- FREY, H., 1990. Stratification during periods of oxygen deficiency in the German Bight during the summers from 1981 to 1983: a comparison with the long-term variation in stratification. – Meeresforsch. 32, 306–328.
- GERLACH, S. A., 1985. Oxygen depletion 1980–1983 in coastal waters of the Federal Republic of Germany. – Ber. Inst. Meeresk. Christian-Albrechts-Univ. Kiel, 130, 87 pp.
- GRASSL, H. & STENGEL, M., 1985. Für chemisch-biologische Prozesse in deutschen Küstengewässern wichtige Wetterlagen. – Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben Nr. 25 105–3/6 im Rahmen der Studie zur Eutrophierung von Nord- und Ostsee des Umweltbundesamtes, Kiel, 64 p.
- HOLLIGAN, P. M., AARUP, T. & GROOM, S. B., 1989. The North Sea: Satellite Colour Atlas. – Continental Shelf Research, 9 (8):667–765.
- KRAUSE, G., BUDEUS, G., GERDES, D., SCHAUMANN, K. & HESSE, K., 1986. Frontal systems in the German Bight and their physical and biological effects, in: J.C.J. NIHOUL (Editor), Marine Interfaces Ecohydrodynamics. – Elsevier Oceanography Ser. 42, Elsevier Amsterdam/Oxford/New York/Tokyo.
- MITTELSTAEDT, E., LANGE, W., BROCKMANN, C. & SOETJE, K. C., 1983. Die Strömungen in der Deutschen Bucht. – Deutsches Hydrographisches Institut, Nr. 2347, 141 p.
- RACHOR, E. & ALBRECHT, H., 1983. Sauerstoffmangel im Bodenwasser der Deutschen Bucht. – Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh., 19, 209–227.
- SÜNDERMANN, J. & BEDDIG, S., 1988. Zirkulation und Schadstoffumsatz in der Nordsee (ZISCH). – BMFT-Projekt MFU 0545, Abschlußbericht 1984–1987, Inst. Meereskunde, 323 S.

Kontamination des Wassers

Horst Gaul

Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg

Die Meeresverschmutzung kann in 3 Medien untersucht werden:

Wasser, Sediment, Organismen.

Jedes Medium hat seine spezifischen Vor- und Nachteile (Abb. 1).

Das Wasser hat eine herausragende Bedeutung als Quelle der Belastung von Organismen und Sediment. Die niedrigen Konzentrationen darin erschweren aber die Arbeit des Analytikers und machen den Vergleich von Daten aus unterschiedlichen Labors fragwürdig.

Im Sediment und in Organismen sind die Konzentrationen höher und damit leichter zugänglich, aber die größere Zahl zusätzlich wirkender Einflußgrößen erschwert die Deutung der Daten.

Die Idealkombination zwischen geringem analytischem Aufwand und hoher Aussagefähigkeit der Daten gibt es nicht.

Gute Anzeiger für das Ausmaß menschlicher Einwirkung sind Stoffe, die in der Natur nicht vorkommen und darum keine natürlichen Hintergrundwerte haben.

Künstliche Radionuklide (Cs 137/134) oder spezielle Organohalogenverbindungen (HCHs) lassen Untersuchungen zu, auf die der klassische Tracer der Ozeanographie – der Salzgehalt – nicht antworten kann.

Der Reststrom in der Nordsee ist z. B. aus dem Transport der Cs-Radionuklide kartiert worden. Anhand der HCH-Verteilung kann man die generelle Verschmutzungsstruktur der Nordsee aufzeigen.

Die Schadstoffverteilung in der Nordsee wird von den drei Größen Reststrom, Wasseraustausch sowie Lage und Stärke der Eintragsquellen bestimmt.

Der *Reststrom* (Abb. 2) ist das Ergebnis des Zusammenspiels von Gezeiten, Wind und Dichteunterschieden des Wassers. Im Mittel verläuft er in der Nordsee im Gegenuhrzeigersinn. In Küstennähe bewegt er sich küstenparallel. Er gibt sich im Sandtransport zu erkennen, weshalb die friesischen Inseln langgestreckt und küstenparallel verlaufen.

Untersuchungsgegenstand		Meeresüberwachung	
		Analytischer Aufwand	Probenaufbereitungsaufwand
Wasser	Biota		
hoch	gering		
gering	hoch		
Salinität	Korngrößenverteilung	Länge(Gewicht)	Einflußgrößen
Schwefelstoff	Al (für Tonanteil)	Alter	
Sedimenttaustausch	TOC (f. org. Anteil)	Geschlecht	
Biolog. Aktivität	Sedimenttransport (Stärke u. Richtung)	Fettgehalt	
		Jahreszeit	
hoch	mittel	Biomasse	
		hoch	natürliche Variabilität

Abb. 1. Meeresüberwachung.

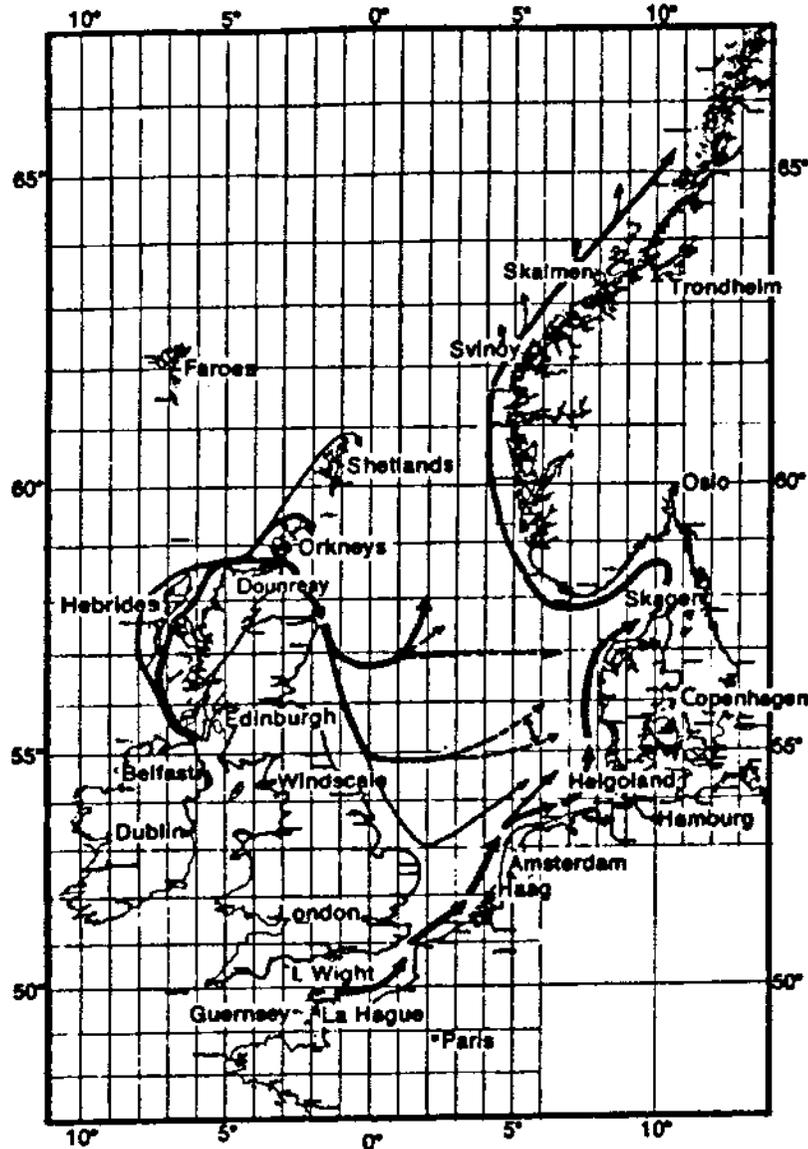


Abb. 2. Reststrom der Nordsee. Nach KAUTSKY & MURRAY, 1981.

Der Wasseraustausch (Abb. 3) gibt die Zeiträume an, die erforderlich sind, ein Gebiet in der Nordsee vollständig mit Atlantikwasser auszutauschen. In der nördlichen Nordsee ist der Austausch intensiver als im Südtteil, da der Weg für den Austausch kürzer und der freie Querschnitt (= Wassertiefe) größer ist. Das hat zur Folge, daß sich in austauscharmen Gebieten (Deutsche Bucht) höhere Schadstoffniveaus aufbauen können als in solchen mit hohem Austausch (NW-Nordsee).

Je nach Lage und Stärke der Quellen ergeben sich stoffabhängig unterschiedliche Verteilungsmuster, die aber durch Reststrom und Wasseraustausch gemeinsame Strukturen erhalten.

Bei der Lindan-Verteilung (Abb. 4) sehen wir als wesentliche Eintragsquellen die kontinentalen Flüsse Rhein, Weser, Elbe. Der Reststrom transportiert diesen Eintrag küstenparallel entlang der niederländischen, deutschen und dänischen Küsten bis ins Skagerrak. Dort wird der Ausstrom aus der Ostsee dazugemischt. Die gemeinsame Schadstoffwolke aus Nord- und Ostsee wird dann mit dem norwegischen Küstenstrom nach Norden verfrachtet. Wir werden dieser Struktur im folgenden immer wieder begegnen.

Beim α -HCH (Abb. 5) ist die Verteilung nahezu homogen, da in der Nordsee die Hintergrundkonzentration aus dem Atlantik vorliegt, die aus den Flüssen nur noch gering aufgestockt wird.

Beim β -HCH (Abb. 6) ist die Atlantikkonzentration schon unterhalb der Bestimmungsgrenze der Meßmethode; wir sehen nur den Eintrag aus Rhein, Weser, Elbe und Ostsee und den Abtransport nach Norden.

Bei der Nährstoffverteilung (Abb. 7) begegnen wir natürlichen und anthropogenen Einträgen. Eine lineare Quelle am Nordeingang der Nordsee zeigt den Eintrag an PO_4 aus dem atlantischen Tiefenwasser – ca. 80% des gesamten Eintrags – und die anschließende Zehrung in der zentralen Nordsee. Im Südtteil sehen wir sehr steile Gradienten in den Ästuaren der Flüsse mit einem eutrophierten Streifen im kontinentalen Küstenwasser. Dort beobachten wir auch die Massenentwicklungen z. B. der Schaumalge *Phaeocystis*. Von einer Eutrophierung der gesamten Nordsee kann keine Rede sein.

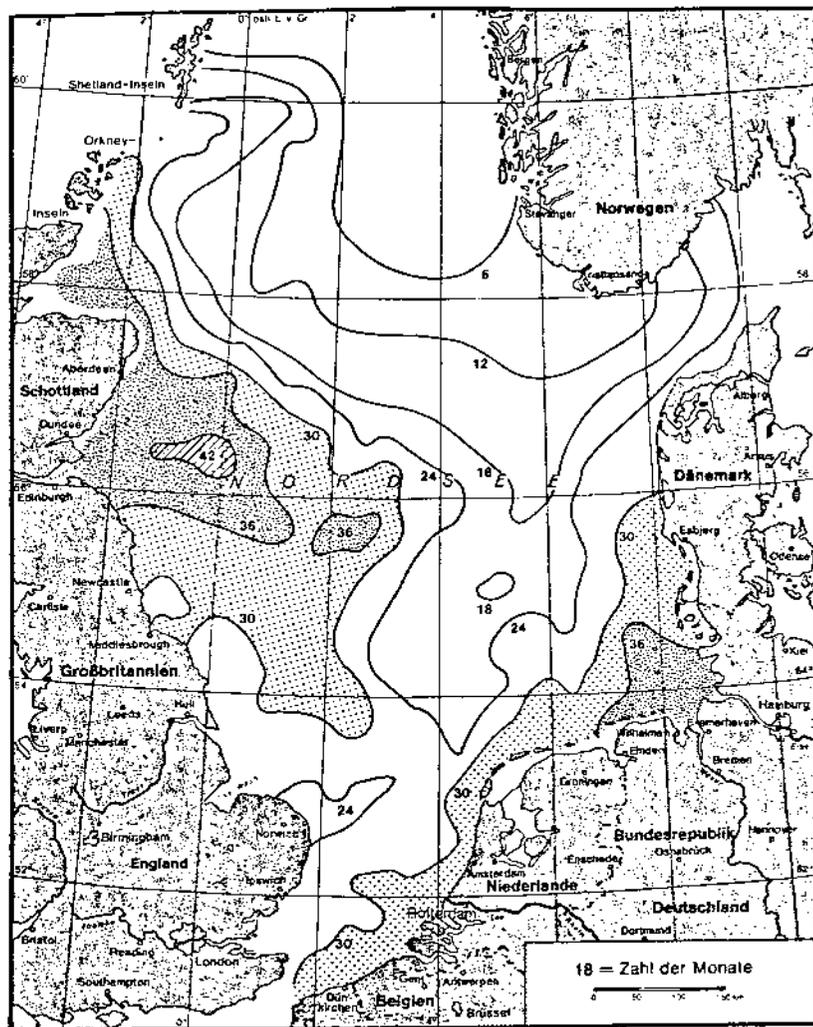


Abb. 3. Wasseraustausch Nordsee. Nach MEIER-REIMER, 1979.

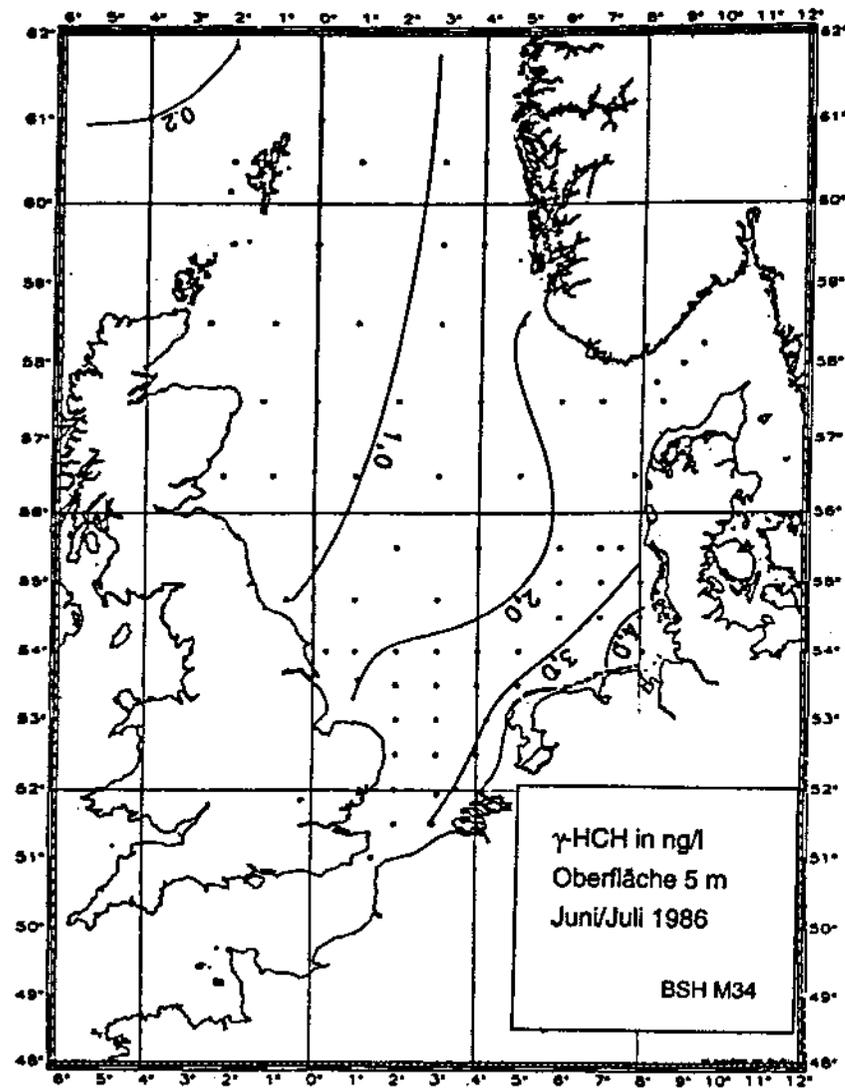


Abb. 4. Lindan-Verteilung in der Nordsee Juni/Juli 1986. Nach GAUL, 1992.

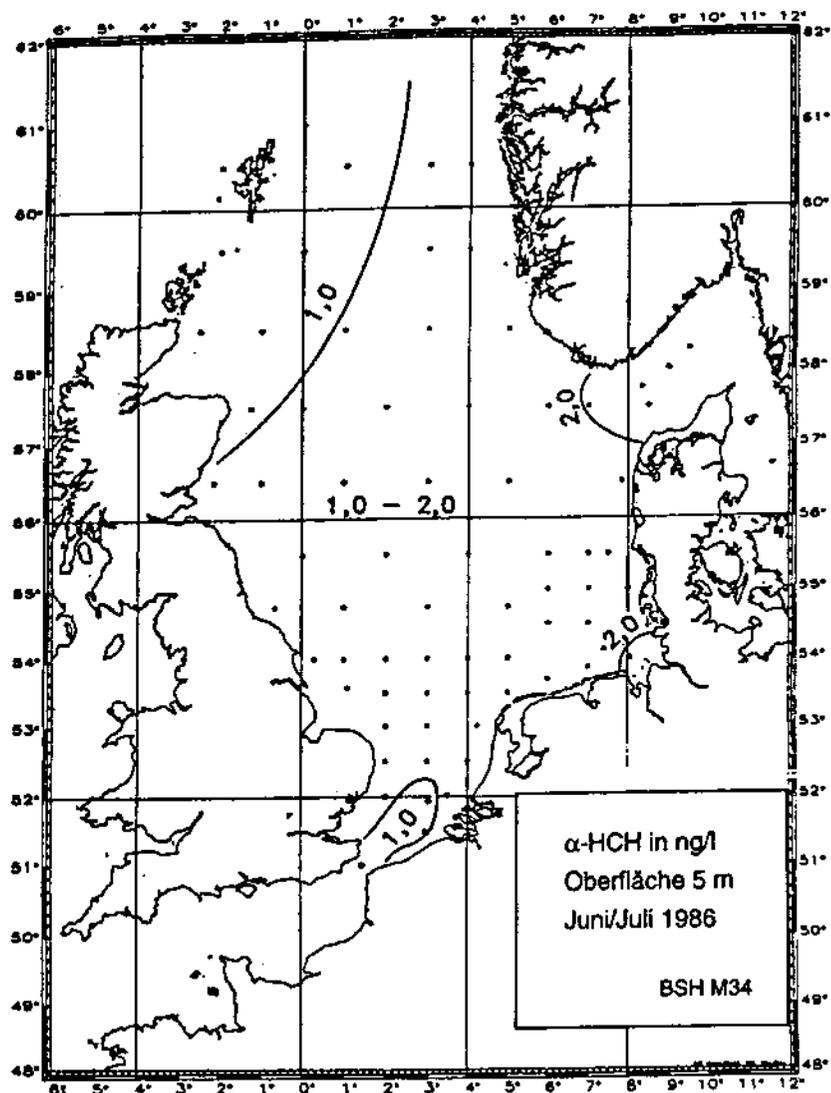


Abb. 5. α -HCH-Verteilung in der Nordsee Juni/Juli 1986. Nach GAUL, 1992.

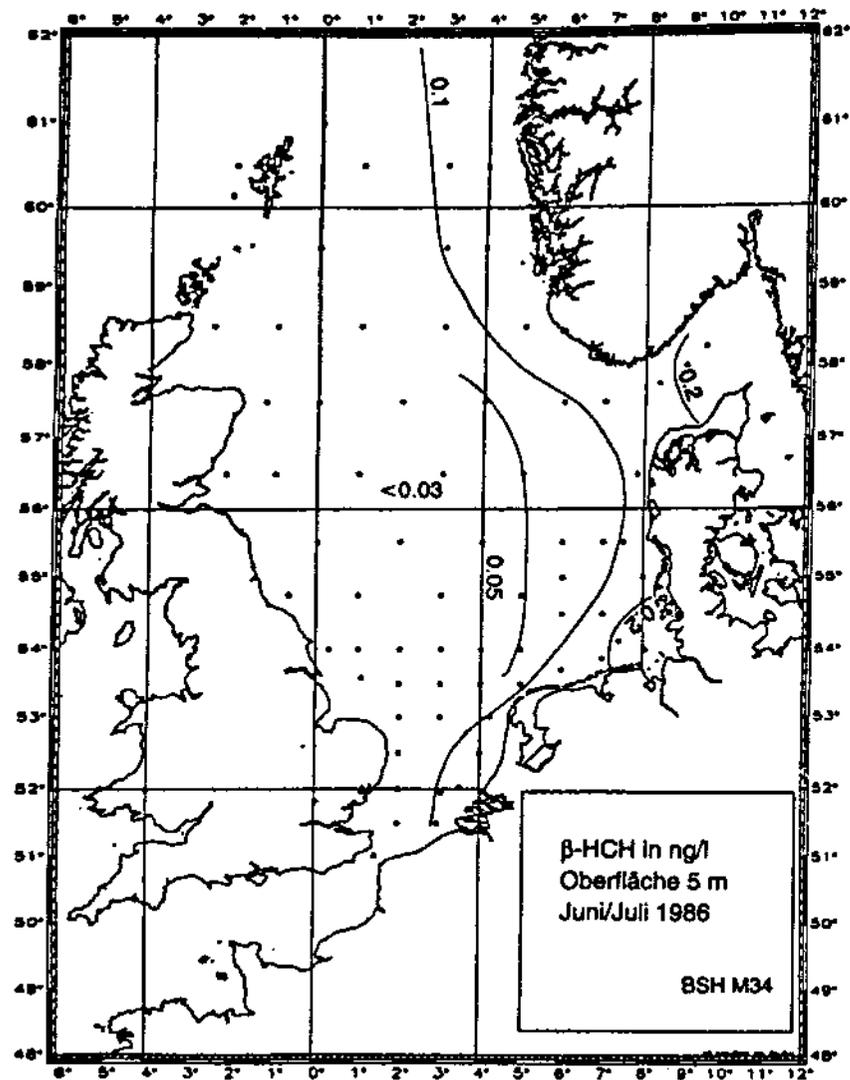


Abb. 6. β -HCH-Verteilung in der Nordsee Juni/Juli 1986. Nach GAUL, 1992.

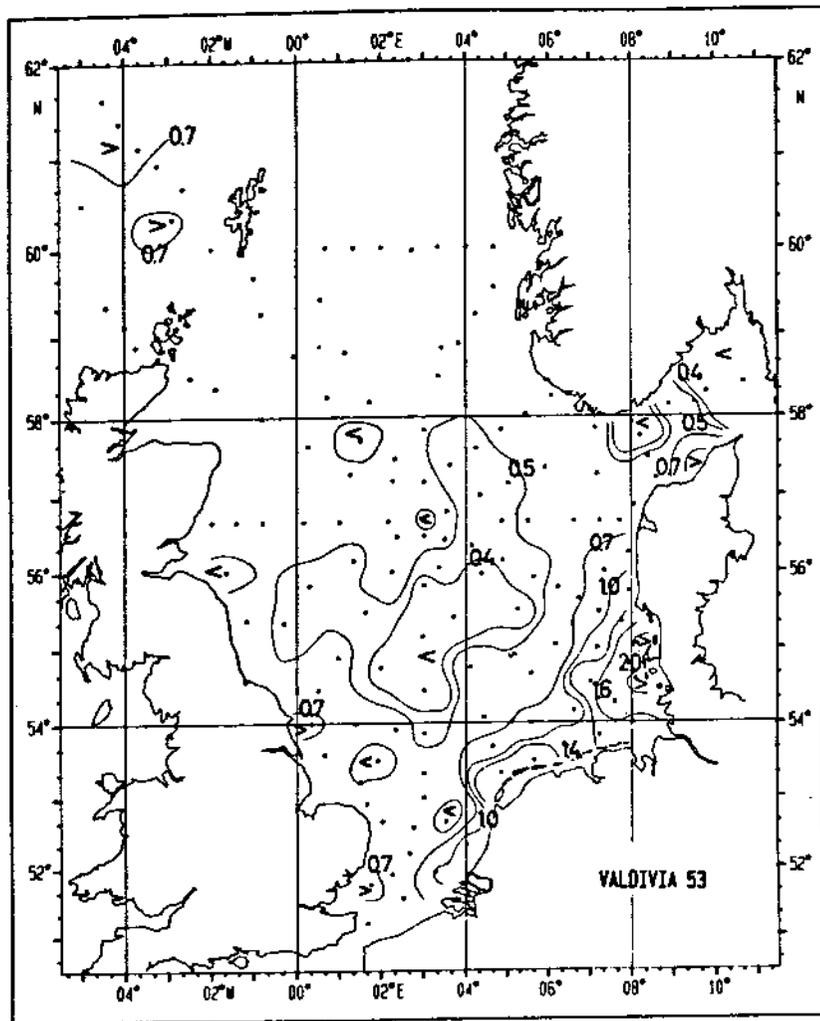


Abb. 7. Phosphat-Verteilung – Nordsee 2187. Oberfläche in $\mu\text{mol/l}$.
Nach BROCKMANN, 1990).

Was bedeutet das für die Schutzgemeinschaft Nordseeküste?

Auffällige Erscheinungen der Meeresverschmutzung finden sich nur in Küstennähe, an Flußmündungen oder bei direkten Einleitungen. Abhilfe kann man nur erreichen, wenn dort die Einleitungen vermindert werden.

»Geht es der Nordsee besser?«

Der Nährstoffanstieg seit Mitte der 50er Jahre ist mit Beginn der 80er gestoppt. Eine Auswirkung der Phosphatfällung in den Kläranlagen ist noch nicht erkennbar, aber zu erwarten. Als Folgen sind Rückgänge der Fischereierträge und bei der Bestandsdichte von Seevögeln zu erwarten.

Organohalogenverbindungen wie DDT, PCBs etc. kennt man am längsten aus Untersuchungen in Organismen. In der Ostsee gibt es wegen Überschreitung der Lebensmittelgrenzwerte für DDT ein Vermarktungsverbot für Dorschleber seit 1972. Eine solche Maßnahme war für die Nordsee nie erforderlich.

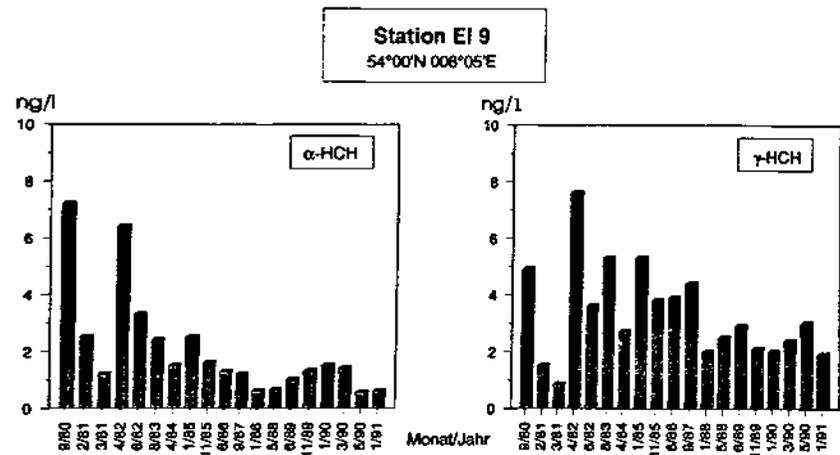


Abb. 8. Zeitreihe der Konzentrationen von α -HCH und γ -HCH bei FS-Elbe. Nach GAUL, 1992.

Für die im Wasser nachweisbaren HCHs ist der Trendvergleich Nordsee – Ostsee aufschlußreich. Wegen des geringen Wasseraustauschs in der zentralen Ostsee sind die Schadstoffniveaus dort höher und ihre Variabilität geringer; deshalb sind hier Trends erkennbar, die wir in der Nordsee wegen niedrigerer Schadstoffniveaus und höherer Dynamik nicht erkennen können.

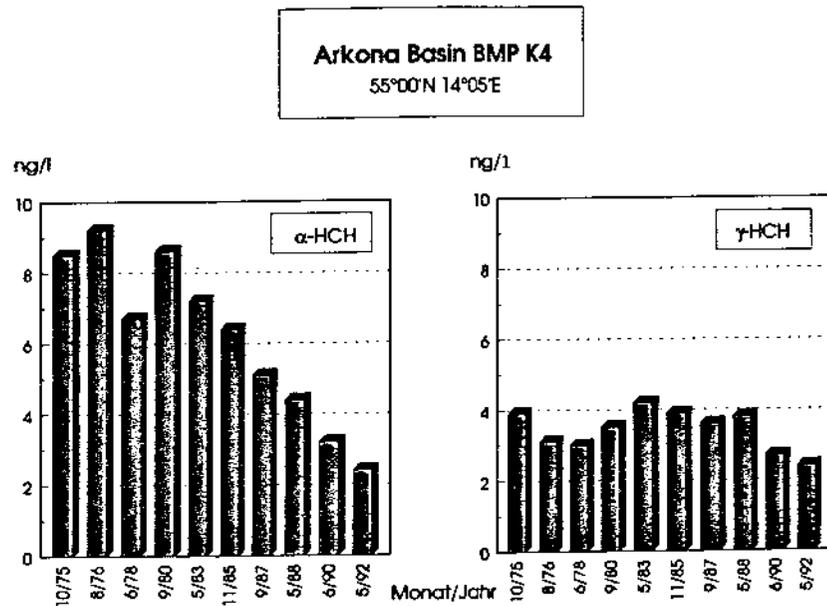


Abb. 9. Zeitreihe der Konzentration von α -HCH und γ -HCH im Arkona Becken. Nach GAUL, 1992.

Zeitreihen vom Feuerschiff Elbe und aus dem Arkona-Becken zeigen diese Unterschiede (Abb. 8 und 9):

- 1) α -HCH war und ist in der Ostsee viel höher als in der Nordsee. Seit dem Verbot für technisches HCH geht α -HCH zügig zurück. In der Nordsee kann α -HCH nicht weiter zurückgehen, da es schon bei der natürlichen Hintergrundkonzentration des Atlantikwassers angelangt ist.

- 2) Die Lindan-Werte in der Ostsee gehen langsam zurück. In der Nordsee ist wegen der hohen Dynamik ein Trend nicht erkennbar.

Erdölkohlenwasserstoffe: Die Verteilungsstruktur (Abb. 10) zeigt die erwarteten höheren Konzentrationen im Küstenwasser und im Norwegenstrom. Außerhalb davon gibt es erhöhte Werte, die örtlich und zeitlich variabel durch singuläre Einträge verursacht werden.

Über die Anteile der Einträge von Kohlenwasserstoffen auf den Wegen Atmosphäre, Flüsse, Ölförderung, Schifffahrt etc. wird noch kontrovers diskutiert; besser begründete Zahlen als die bisher genannten liegen nicht vor.

Radioaktivität: Der größte Eintrag an künstlichen Radionukliden erfolgte während der Zeit der oberirdischen Atomwaffentests der Großmächte. Seit dem Maximum in 1962 geht dieser Anteil kontinuierlich zurück.

Für die Nordsee wird das Inventar inzwischen durch die Emissionen der Kernbrennstoffaufbereitungsanlagen in Sellafield und La Hague bestimmt. Durch Emissionsbegrenzungen geht auch dieser Teil zurück. Der Fallout von Tschernobyl hatte lokale Erhöhungen im Wasser zur Folge, die inzwischen durch Vermischung ausgeglichen sind.

Schwermetalle: Einige Schwermetallkonzentrationen in der Nordsee sind im Küstenbereich erhöht. Im überwiegenden Teil der Nordsee haben wir natürliche Hintergrundkonzentrationen. Durch hydrographische (Auftriebseffekte) oder meteorologische Einflüsse (Resuspendierung) können Hintergrundkonzentrationen eine erhebliche Variabilität erhalten.

Signifikant erhöhte Werte wurden bei Quecksilber in der zentralen und NW-Nordsee (Abb. 11) und bei Blei bei Ameland und vor Jütland berichtet (Abb. 12). Beim Quecksilber konnten diese Erhöhungen von anderen Untersuchern nicht bestätigt werden. Es bleibt offen, ob es sich um Fehlmessungen oder um richtige, aber nicht repräsentative (d. h. zufällige) Ergebnisse gehandelt hat.

Bei den Metallen Cd, Cu, Zn, Ni (Abb. 13, 14, 15, 16) sind im Küstenwasser höhere Konzentrationen als in der zentralen oder nördlichen Nordsee zu beobachten. Die Unterschiede sind mit dem Faktor 2–5 aber wenig ausgeprägt. Für diese Metalle ist der anthropogene Eintrag nicht erheblich.

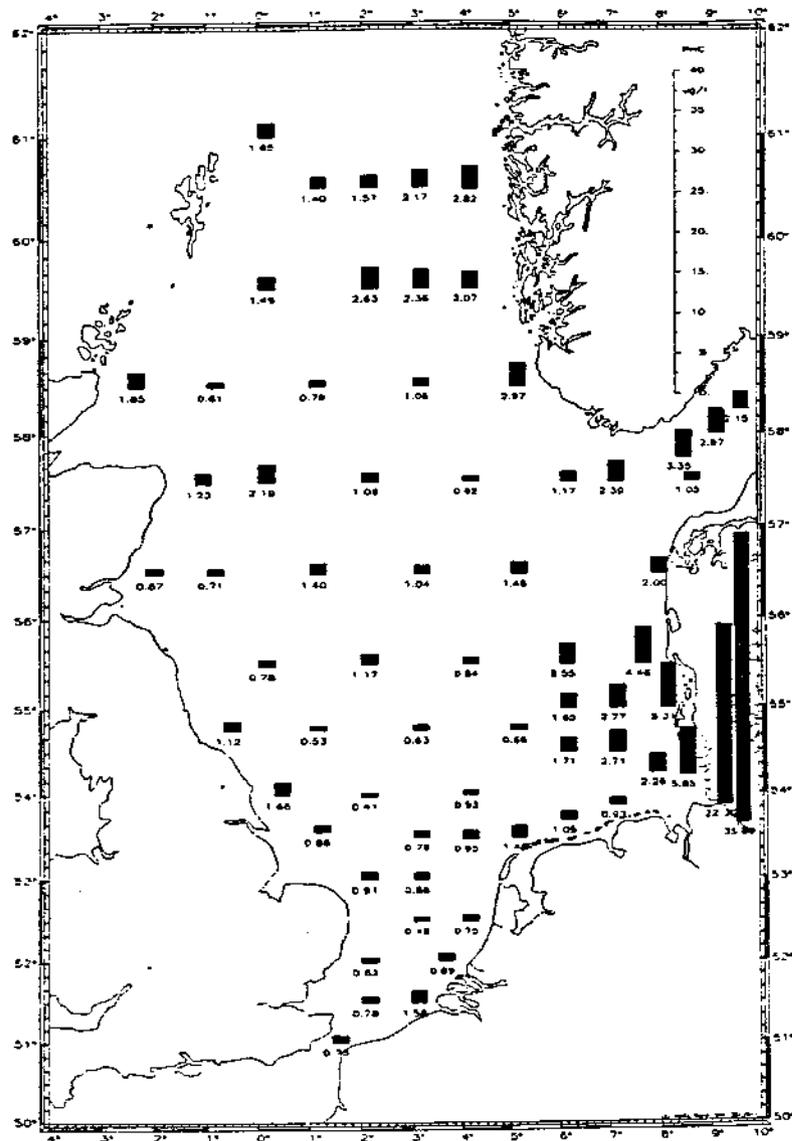


Abb. 10. Oberflächennahe Erdöl-Kohlenstoffkonzentrationen in $\mu\text{g/l}$ (Juni/Juli 1986) (DHI, 1988).

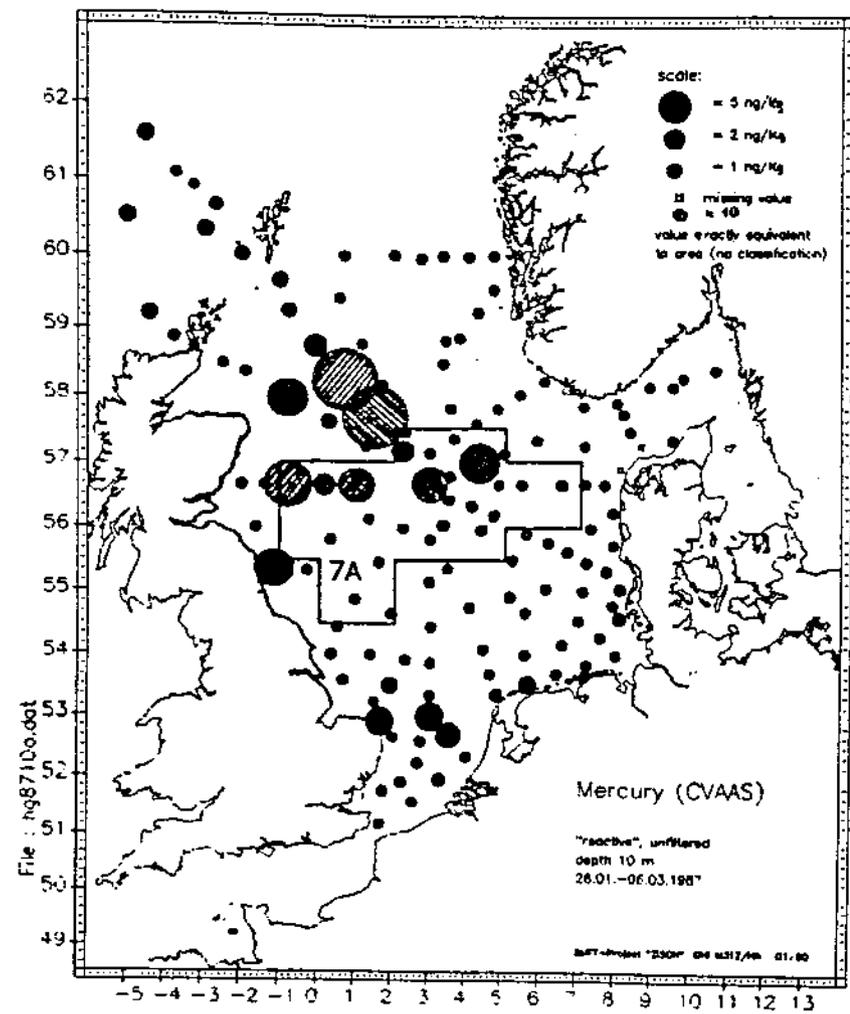


Abb. 11 Verteilungsmuster der Konzentrationen von Quecksilber in Oberflächenwasser der Nordsee. Nach Anon.-93.

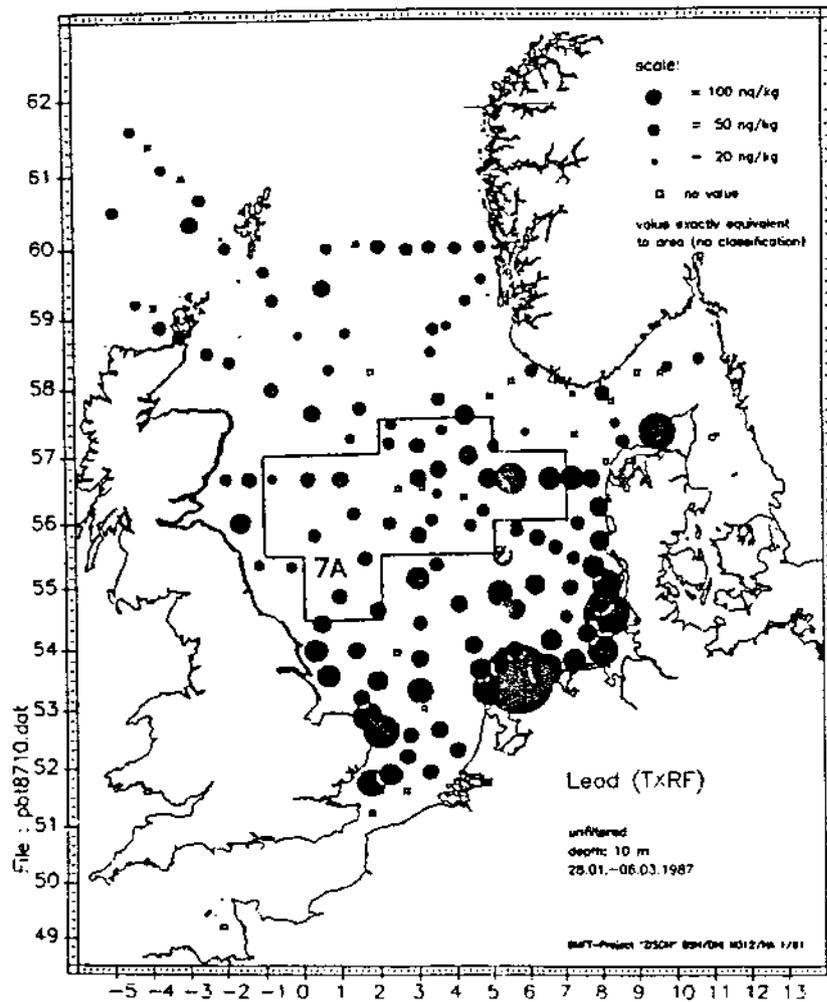


Abb. 12. Verteilungsmuster der Konzentrationen von Blei in Oberflächenwasser der Nordsee. Nach Anon.-93.

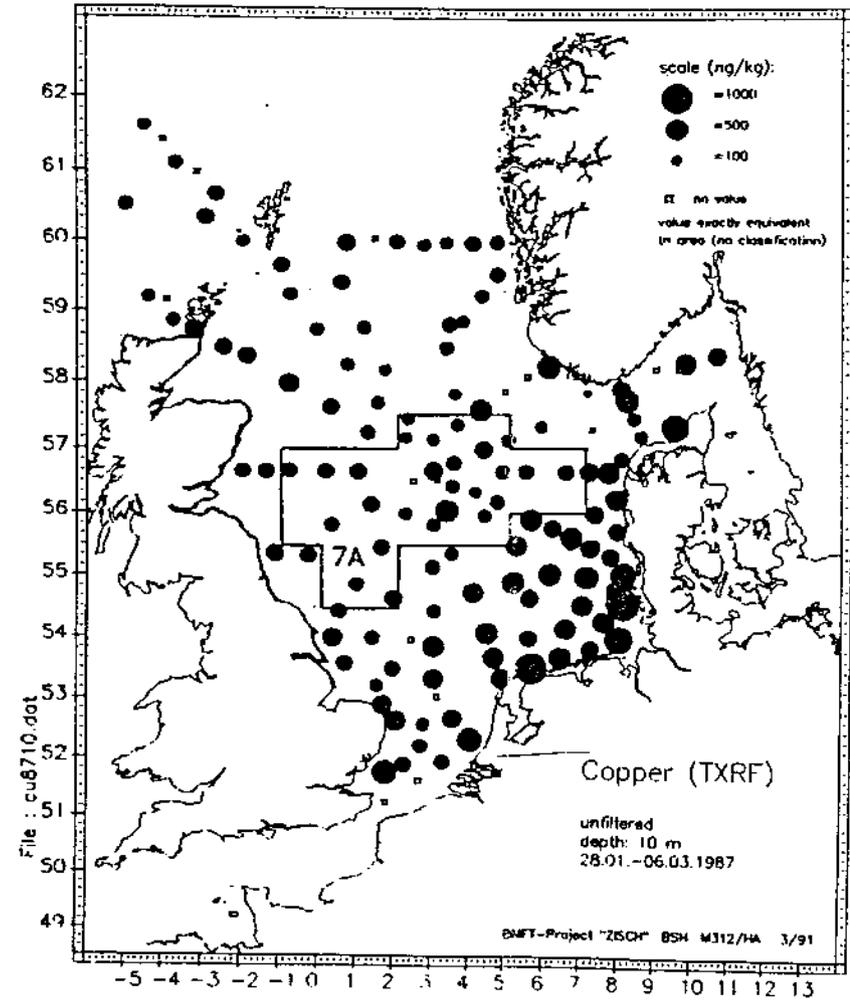


Abb. 13. Verteilungsmuster der Konzentrationen von Kupfer in Oberflächenwasser der Nordsee. Nach Anon.-93.

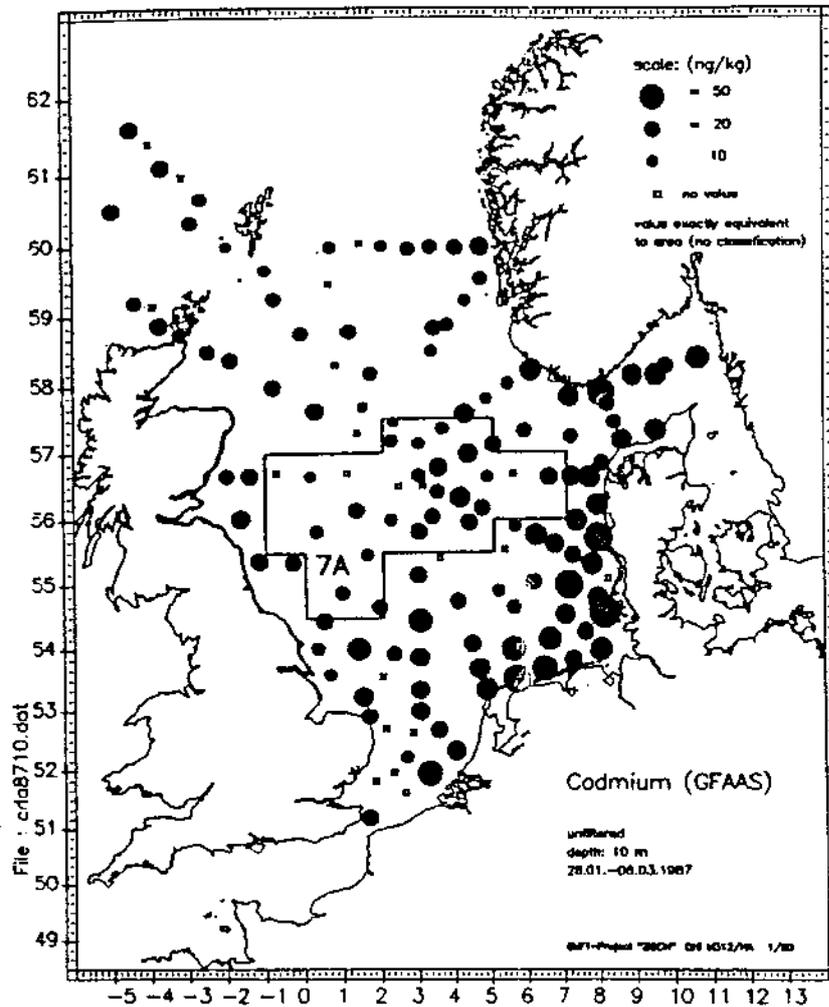


Abb. 14. Verteilungsmuster der Konzentrationen von Cadmium in Oberflächenwasser der Nordsee. Nach Anon.-93.

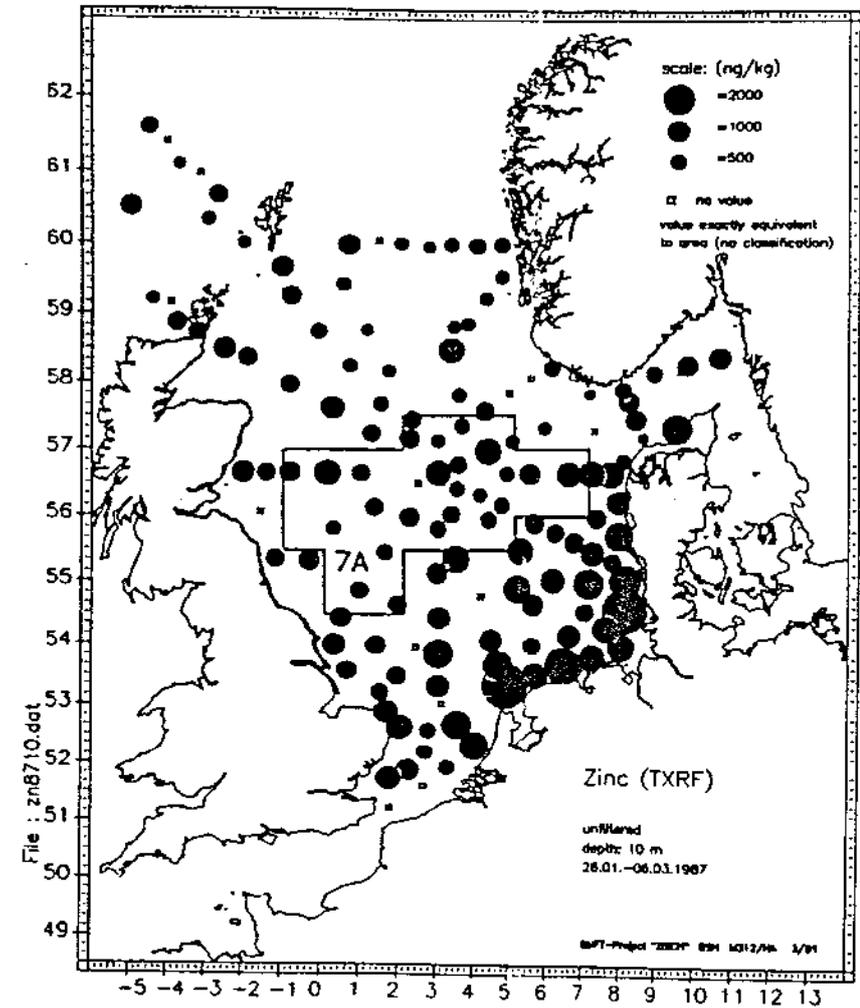


Abb. 15. Verteilungsmuster der Konzentrationen von Zink in Oberflächenwasser der Nordsee. Nach Anon.-93.

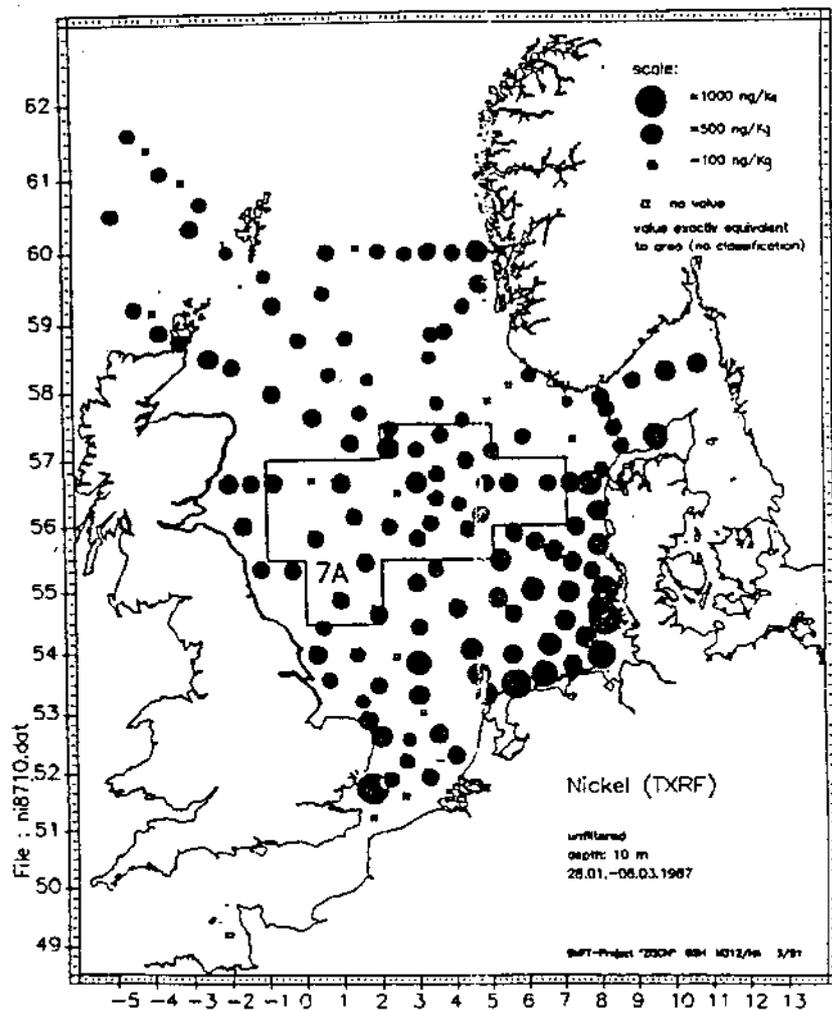


Abb. 16. Verteilungsmuster der Konzentrationen von Nickel in Oberflächenwasser der Nordsee. Nach Anon.-93.

Ein zeitlicher Trend bei Schwermetallkonzentrationen in der offenen See ist nicht feststellbar. Wenn die dortigen Konzentrationen aber nicht signifikant anthropogen beeinflusst sind, ist das auch nicht anders zu erwarten. Im küstennahen Bereich, wo es anthropogene Einflüsse gibt, macht die hohe natürliche Variabilität Trendergebnisse unsicher.

Ergebnis

Aus hydrographischen Gründen (Reststrom, Wasseraustausch und Eintrag der kontinentalen Flüsse) ist die deutsche Nordseeküste stärker belastet als andere Bereiche der Nordsee. Der belastete Bereich umfaßt weniger als 10% der Fläche und weniger als 1% des Volumens der Nordsee. Änderungen sind nur durch die Verminderung der Einträge über die Flüsse zu erreichen, da alle anderen Eintragswege demgegenüber mengenmäßig (direkte Einträge) oder wirkungsmäßig (Atmosphäre) zurücktreten.

Die Auswirkungen der Verschmutzung eines Meeres kann man in der Ostsee besser untersuchen als in der Nordsee.

Literatur

- ANONYMOUS, 1993. Quality Status Report of the North Sea (in Vorbereitung).
- BROCKMANN, U. H. et al., 1990. Netherl. J. Sea Research 26, 239–264.
- DHL, 1988. Überwachung des Meeres Teil II, Daten 1986.
- GAUL, H. Temporal and Spatial Trends of organic Micropollutants in the Sea Water of the Baltic Sea, the North Sea, and the NE-Atlantic. – ICES J. Mar. Sci. 195, 110–126 (1992).
- KAUTSKY & MURRAY., 1981. Atomic Energy Review No. 2.
- MAIER-REIMER, 1979. Dt. hydrogr. Z. 32, 126–130.

Nährstoffe, Phytoplankton, Algenblüten

Wolfgang Hickel

Biologische Anstalt Helgoland, Hamburg

Einleitung

Mit der »Eutrophierung« eines Gewässers bezeichnet man dessen Anreicherung mit Nährstoffen, wobei besonders die wichtigsten Pflanzennährstoffe gemeint sind, nämlich anorganische Stickstoff- und Phosphorverbindungen. Diese Düngung eines Gewässers hat zunächst scheinbar nur positive Auswirkungen, wachsen doch die Pflanzen (nämlich das »Phytoplankton«) besser; erst bei starker Eutrophierung werden die Nachteile dann offensichtlich. Es ist daher zweckmäßig, Nährstoffe und Phytoplankton zusammen zu betrachten, da sie in enger Wechselbeziehung stehen und starken Schwankungen im Jahresgang unterliegen.

Im Meer spielt das Phytoplankton die Hauptrolle als »Primärproduzent«, als Erzeuger organischer Substanz aus anorganischen Stoffen mit Sonnenlicht als Energiequelle. Phytoplankton, das pflanzliche Plankton, besteht ausschließlich aus mikroskopisch kleinen, einzelligen Algen-Arten, die im Wasser schweben. Sie sind nur wenige μm bis maximal etwa $\frac{1}{2}\text{mm}$ groß; eine Vielzahl sehr unterschiedlicher Algen gehört dazu. Die Hauptgruppen im Meer sind Diatomeen (Kieselalgen), die einen Silikatpanzer tragen, und Dinoflagellaten (Panzergeißler), die durch einen Zellulosepanzer charakterisiert sind und mit Hilfe von Geißeln schwimmen können.

Mit dem Phytoplankton betrachtet man gleichzeitig die Grundlage der Produktionsbiologie im Meer, die mit dem Prozeß der »Primärproduktion« beginnt. Dies bedeutet die Erzeugung organischer Substanz aus den anorganischen Grundbausteinen Kohlendioxid (als Kohlenstoffquelle) und Wasser, sowie einigen Nährstoffen, besonders Stickstoff und Phosphor. Sonnenlicht dient als Energiequelle, die durch das Chlorophyll nutzbar gemacht wird, damit zunächst Zucker und Stärke, daraus dann weitere organische Substanzen synthetisiert werden.

Hiermit sind bereits die begrenzenden Faktoren für das Phytoplankton-Wachstum im Meer benannt: Licht und Nährstoffe in Form anorganischer Nährsalze (Phosphat, Nitrat und Ammonium, Silikat); Kohlendioxid ist im Meer im Überschuß vorhanden. Die Lichtmenge wird im trüben Küstenwasser und in stark durchmischten Meeren zum Problem, Nährstoffmangel eher in tropisch-subtropischen Meeren.

Notwendigkeit von Zeitreihen-Messungen

Die Fragestellung dieser Tagung zielt auf die anthropogenen Veränderungen in den Lebensräumen der Nordsee, etwa durch Verschmutzung oder Eutrophierung. Ob es der Nordsee heute besser geht, kann man aber nur beurteilen, wenn man über eine lange Zeit kontinuierlich gemessen hat. Das gilt natürlich besonders für solche Meßgrößen, die starken natürlichen Schwankungen von Jahr zu Jahr unterliegen, einen ausgeprägten Jahresgang aufweisen und zudem noch kurzzeitige Schwankungen zeigen. Das ist der Fall für Nährstoffe und Plankton. Lange und zeitlich engabständige Meßreihen sind erforderlich, um bei diesen natürlichen Schwankungen zusätzliche anthropogene Veränderungen mit Hilfe der Statistik zu erkennen.

In Kenntnis dieser Situation hat die Biologische Anstalt Helgoland schon vor über 30 Jahren mit systematischen Zeitreihenmessungen begonnen, u. a. von Nährstoffen und Plankton (GERLACH, 1990; RADACH et al., 1990; HICKEL et al., 1993). Vor Helgoland wird an jedem Wochentag eine Reihe biologischer, chemischer und hydrographischer Faktoren gemessen, so daß heute drei Jahrzehnte der Schwankungen vieler wichtiger Meßgrößen im Meer nachvollzogen werden können. Diese sollen hier kurz dargestellt werden, im Zusammenhang mit der hydrographischen Situation, ohne die man keine sinnvolle Betrachtungen anstellen kann.

Aus der Helgoland-Zeitreihe geht der Verlauf der Eutrophierung der Deutschen Bucht klar hervor. Diese Position, etwa 60 km nordwestlich der Elbmündung als der Hauptquelle für Eutrophierung, ist geeignet, das Mischwasser der Deutschen Bucht zu charakterisieren. Zwar lassen

sich hier schlecht einzelne Wasserkörper trennen, doch sollen nur die mittleren Verhältnisse dargestellt werden.

Der menschliche Einfluß auf die Deutsche Bucht hängt nicht nur von dem Eintrag durch Flüsse ab, sondern auch von dem Volumen des Küstenwassers, das die Flußfrachten aufnimmt, und von den Meeresströmungen. In der südlichen Nordsee sorgt die vorherrschende Strömung dafür, daß die durch die mitteleuropäischen Flüsse eingetragenen Stoffe küstenparallel verfrachtet werden und sich von West nach Ost, also in Richtung Deutsche Bucht, anreichern. Allein drei Faktoren bestimmen mögliche Problemgebiete für Eutrophierung und Verschmutzung in der südlichen Nordsee: die Lage der Flußmündungen, der Reststrom und das Küstenwasser-Volumen. Alle drei Faktoren benachteiligen die Deutsche Bucht, wo man folglich ein Haupt-Problemgebiet der Nordsee vermuten muß. Mit der Zeitreihe Helgoland-Reede wird das wahrscheinlich ausgedehnteste Problemgebiet der Nordsee untersucht.

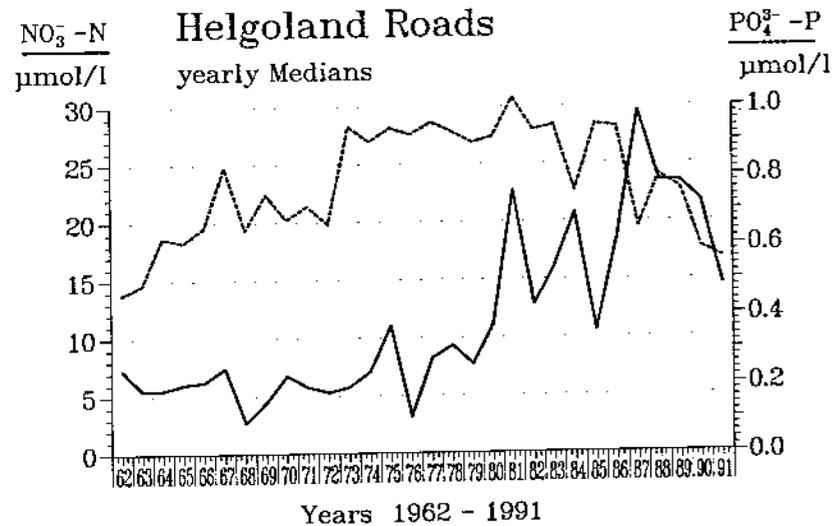


Abb. 1. Phosphat- (gestrichelt) und Nitrat-Konzentrationen in der Deutschen Bucht bei Helgoland: Jahres-Mediane aller Werte (> 200 pro Jahr) im Verlauf von drei Jahrzehnten (HICKEL et al., 1992).

Die Eutrophierung der Deutschen Bucht in den letzten drei Jahrzehnten

Der Verlauf der Eutrophierung der Deutschen Bucht in den letzten dreißig Jahren wird zunächst durch Jahresmittel (Mediane) des Phosphats und Nitrats (als der wichtigsten Stickstoff-Verbindung) dargestellt. (Abb. 1). Die Phosphat-Eutrophierung begann schon früh in den sechziger Jahren, nachdem phosphathaltige Waschmittel in größerem Maße eingesetzt wurden. Nach etwa einem Jahrzehnt hatten sich die Phosphat-Konzentrationen bei Helgoland etwa verdoppelt, blieben dann für ein weiteres Jahrzehnt etwa auf dieser Höhe und fielen im letzten Jahrzehnt wieder ab. Die Nitrat-Konzentrationen stiegen dagegen viel später an, erst in den achtziger Jahren; allerdings verdreifachten sie sich innerhalb weniger Jahre. Erst in den letzten zwei Jahren fielen sie wie-

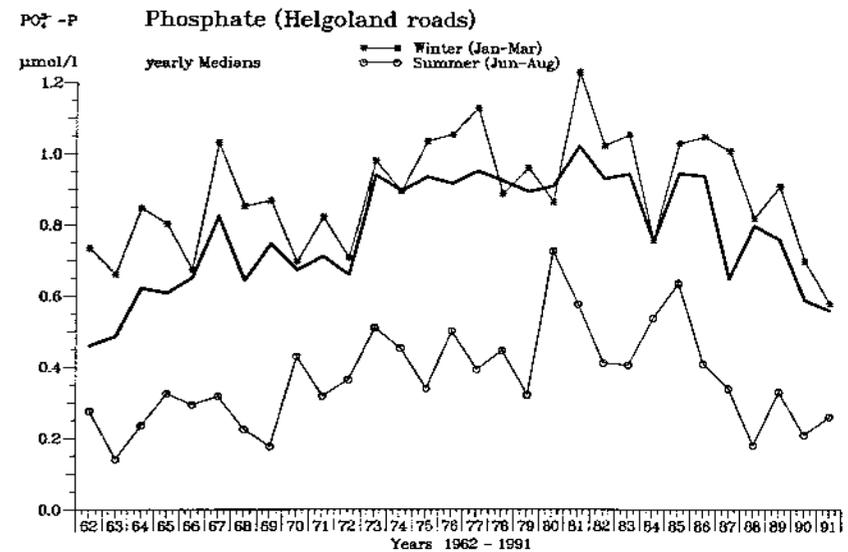


Abb. 2. Phosphat-Konzentrationen in der Deutschen Bucht bei Helgoland: Jahres-Mediane aller Werte (dicke Kurve) sowie Mediane der Winterwerte (Januar bis März) und der Sommerwerte (Juni bis August), von 1962 bis 1991.

der ab. Die Ammonium-Konzentrationen fielen dagegen in den drei Jahrzehnten etwas ab und traten gegenüber dem Nitrat mengenmäßig immer mehr zurück.

Neben den Jahresmitteln sind zusätzlich die Mittel der Winter-Werte (Januar–März) und der Sommer-Werte (Juni–August) besonders aufschlußreich, wie die Abbildungen 2 und 3 erkennen lassen. Die Winterwerte zeigen die Nährstoff-Mengen zu Beginn der Phytoplanktonblüte im Frühjahr, die Basis für die sogenannte »neue Produktion« durch das Phytoplankton. Die Sommerwerte kennzeichnen dagegen die Nährstoffbedingungen in der Phase der »regenerierten Produktion«, wenn die Phosphat-Konzentrationen die Differenz der Phosphat-Remineralisation und dem Verbrauch durch Organismen darstellen. Man erkennt, daß vor allem die sommerlichen Phosphat-Konzentrationen merklich angestiegen sind. Beim Nitrat sind es dagegen die Winter-Konzentrationen, die in engem Zusammenhang mit Elbe-Hochwässern anstiegen.

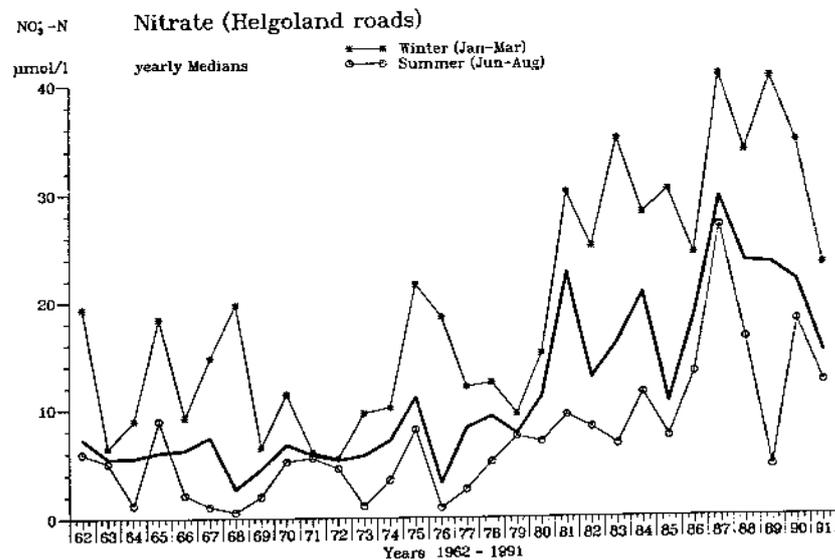


Abb. 3. Nitrat-Konzentrationen in der Deutschen Bucht bei Helgoland: Jahres-Mediane aller Werte (dicke Kurve) sowie Mediane der Winterwerte (Januar bis März) und der Sommerwerte (Juni bis August), von 1962 bis 1991.

Solche Hochwässer waren besonders wichtig in den Jahren 1987 und 1988; sie sind für die Betrachtungen der Eutrophierung und ihrer Folgen besonders lehrreich. Deshalb wird der Effekt dieser zusätzlichen Flußwasser-Mengen durch die Winter- und Frühjahrs-Hochwässer der Elbe in diesem Zeitraum in Abbildung 4 dargestellt (HICKEL et al., 1992). Man erkennt, daß dabei die Nitrat-, nicht aber die Phosphat-Konzentrationen stark anstiegen, verglichen mit dem Jahrzehnt vorher. Eigenartigerweise konnte dabei aber kein wesentlicher Anstieg der Phytoplankton-Menge gefunden werden.

Warum stieg die Phosphat-Konzentration nicht wie die Nitrat-Konzentration nach den Hochwässern an? Das dürfte an dem unterschiedlichen Verhalten von gelöstem anorganischen Phosphat und Stickstoff in der Elbe liegen. Dort hat die ARGE Elbe die Beziehung zwischen Phosphat und Nitrat und dem Abflußvolumen der Elbe untersucht. Es zeigte sich, daß die Phosphat-Konzentration im Flußwasser sehr gut der theoretischen Verdünnungskurve folgt: mit steigender Flußwassermenge sinkt die Phosphat-Konzentration, Phosphat wird also verdünnt, wie man es bei einer konstanten »Punktquelle« für einen gelösten Stoff erwarten muß. Das Gegenteil ist der Fall für Nitrat, dessen Konzentrationen ansteigen mit steigendem Elbabfluß, also bei steigendem Regenfall oder Schmelzwasser-Abfluß. Anorganischer Stickstoff ist also mit dem Regenfall bzw. der Abspülung korreliert. Er stammt offensichtlich überwiegend aus diffusen Quellen. Mit dem Regen wird er aus Feldern und anderen Oberflächen ausgewaschen, denn er ist viel leichter löslich als Phosphorsalze.

In diesem Zusammenhang muß es interessieren, daß die Anwendung von Stickstoff-Dünger in der deutschen Landwirtschaft in den letzten Jahrzehnten kontinuierlich angestiegen ist, im Gegensatz zum Verbrauch von Phosphor-Dünger. Dies, im Zusammenhang mit dem unterschiedlichen geochemischen Verhalten von Phosphor und Stickstoff, dürfte bereits vieles der beobachteten Stickstoff-Eutrophierung der Deutschen Bucht in den letzten Jahren erklären. Allerdings spielt die Deposition von Stickstoff aus der Luft, vor allem mit dem Regen, eine zunehmende Rolle, wobei auch andere Quellen als die Landwirtschaft an Bedeutung gewinnen.

Doch warum trat die Stickstoff-Eutrophierung der Deutschen Bucht

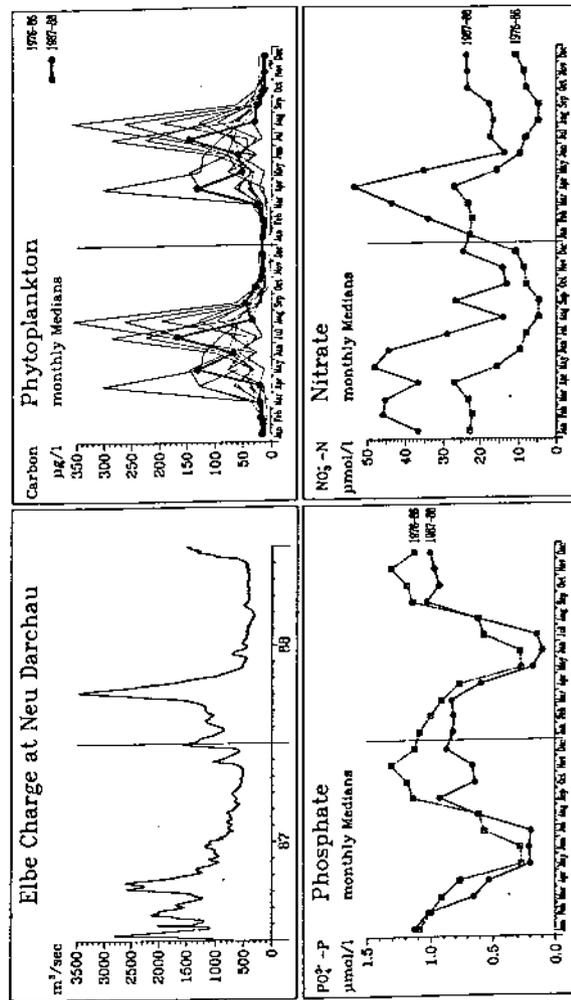


Abb. 4. Auswirkungen starker Elbe-Hochwässer in den Jahren 1987 und 1988 auf Nährsalz- und Phytoplankton-Konzentrationen in der Deutschen Bucht bei Helgoland. Elbe-Abfluß (nach Daten der ARGE ELBE), Phosphat- und Nitrat-Konzentrationen im Vergleich zum Mittel des Jahrzehnts vorher (gestrichelt), Phytoplankton-Konzentrationen mit den einzelnen Jahreskurven des Jahrzehnts vorher. (HICKEL et al., 1992).

erst so spät auf, gegenüber der Phosphat-Eutrophierung? Gab es einen wirksamen Puffer, der Stickstoff für lange Zeit adsorbierte? Dieser wird im Boden vermutet; es ist möglich, daß die Pufferkapazität bestimmter Böden für Stickstoff nunmehr überschritten ist, so daß nun rasch Stickstoff aus Böden ausgewaschen wird, ins Grundwasser und in die Flüsse gelangt.

Jedenfalls erkennt man im letzten Jahrzehnt eine gewaltige Nitrat-Eutrophierung der Deutschen Bucht, bei abnehmenden Phosphat-Mengen. Das hat zu einer bemerkenswerten Verschiebung der Nährsalz-Relationen im Meerwasser geführt (Abb. 5). Wenn man das (atomare) Verhältnis $N:P = 16$ (»Redfield-ratio«) als normal ansieht (Linie in Abb. 5), erkennt man eine erhebliche Erhöhung dieser Verhältniszahl. Zwar ist der Jahresgang dieser Relation groß, mit hohen Werten (gleichbedeutend mit Stickstoff-Überschuß) im Winter und niedrigen (Phos-

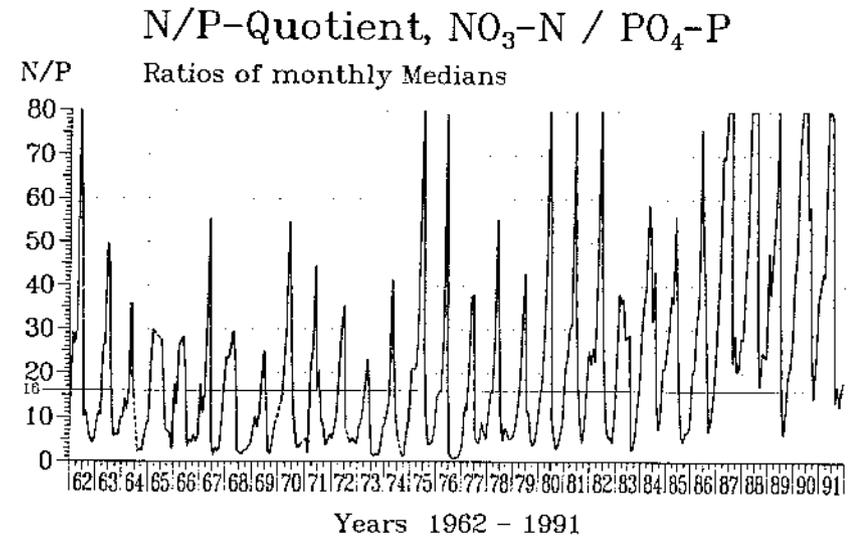


Abb. 5. Mengenverhältnis von Nitrat-Stickstoff zu Phosphat-Phosphor in der Deutschen Bucht bei Helgoland: Monats-Mediane der $N:P$ -Quotienten, 1962-1991. $N:P = 16 =$ »Redfield ratio«, das normale mittlere Verhältnis.

phor-Überschuß) im Sommer. Doch wird mittlerweile selbst im Sommer – zur Zeit der starken Phosphat-Remineralisation – ein Nitrat-Überschuß gemessen. Diese veränderten Nährstoff-Verhältnisse könnten einen größeren Einfluß auf die Lebensbedingungen des Phytoplanktons haben als die absoluten Konzentrationen.

Räumliche Ausdehnung der Eutrophierung

Wie weit erstreckt sich nun die Eutrophierung in die Nordsee hinein? Es ist eine weit verbreitete Expertenmeinung, daß ein Salzgehalt von 33 das eutrophierte Küstenwasser vom nicht eutrophierten offenen Nordseewasser trennt. So stellt z. B. die Expert Group on Nutrients der Oslo und Paris Commission fest, daß jenseits von $S=33$ keine erhöhten Nährstoff-Gehalte festzustellen seien. Diese Annahme wurde getestet mit Hilfe der Helgoland-Reede-Zeitreihe.

Dazu wurden die Winterwerte (Dezember-Februar) der Proben ≥ 33 S genommen. Es ergibt sich, daß die Annahme zurückgewiesen werden muß, bei einem Salzgehalt größer als 33 sei keine Eutrophierung mehr nachweisbar. Diese Annahme erweist sich zumindest für die Deutsche Bucht als falsch. Vielmehr ist der Anstieg von Phosphat und Nitrat auch in diesem salzreichsten Wasser, das bei Helgoland gefunden wird und das eher für die äußere Deutsche Bucht typisch ist, ähnlich hoch wie bei den Gesamt-Mittelwerten. Jedoch erschien diese Nährstoff-Erhöhung in der äußeren Deutschen Bucht mit einer Zeitverzögerung: etwa ein Jahrzehnt später für Phosphat und 3 Jahre später für Nitrat.

Diese verspätete Eutrophierung der äußeren gegenüber der inneren Deutschen Bucht kann nicht die direkte Folge von eingeströmtem Elbwasser sein. Gerade die späte Phosphat-Eutrophierung der äußeren Deutschen Bucht gegenüber der inneren zeigt, daß wahrscheinlich das Sediment als Zwischenlager für Nährstoffe gedient haben muß: wiederholte Zyklen von Sedimentation partikulärer organischer Substanz und Remineralisation der Nährstoffe mit einer Abgabe ins Wasser könnte diese zeitverzögerte verspätete Eutrophierung der äußeren Deutschen Bucht erklären.

Ein ähnliches Argument wird gewonnen durch die verspätete Eutrophierung des nördlichsten deutschen Wattenmeeres, des Nordsylder Wattenmeeres (HICKEL, 1980, 1989). Hier begann der Nährstoff-Anstieg viel später als etwa in vergleichbaren holländischen Wattenmeeren, und das ist ebenfalls nur durch Transport von Nährstoffen in Form von organischen Partikeln zu erklären.

Weiterhin wird die Bedeutung des Ferntransports organischer Partikel durch die Lage jener Gebiete offensichtlich, in denen Sauerstoffmangel im Bodenwasser gefunden wurde. Wie bekannt, wurden in den Jahren 1981–1983 ausgedehnte Gebiete mit sehr niedrigen und teilweise biologisch schädlichen Sauerstoff-Konzentrationen in der südöstlichen Nordsee gefunden (VON WESTERNHAGEN und DETHLEFSEN, 1983; VON WESTERNHAGEN et al., 1986, HICKEL et al., 1989). Diese Gebiete lagen nicht vor der Elbmündung, wo die Eutrophierung am stärksten ist, sondern 100 km und mehr entfernt.

Auswirkungen auf das Phytoplankton

Man wird erwarten, daß die bisher dokumentierte Eutrophierung einen wachstumsfördernden Einfluß auf das Phytoplankton hat. Das heißt aber noch nicht, daß man diese Auswirkung der Eutrophierung auch am Ort der maximalen Nährstoff-Konzentrationen vor den Flußmündungen findet. Vielmehr ist dort das Lichtklima schlecht, und wenn gleichzeitig starke Gezeitenströme die Wassersäule vermischen, wie in der inneren Deutschen Bucht, dann reicht selbst im Sommer oft die Lichtmenge im Wasser nicht aus für eine optimale Phytoplanktonentwicklung. Diese wird erst weiter draußen in der Nordsee zu erwarten sein, wo die Eutrophierung noch gerade wirksam ist, das Wasser durch Sedimentieren der Trübstoffe aber bereits so klar ist, daß ein Netto-Produktions-Überschuß des Phytoplanktons erreicht wird. Das ist dann der Fall, wenn bei vertikal durchmischter Wassersäule die mittlere Lichtintensität, die eine Planktonzelle erhält, groß genug ist, um mehr organische Substanz zu produzieren als durch Atmung oder Sedimentation verloren geht.

Bei Helgoland zeigt die Planktonmenge insgesamt einen Anstieg der

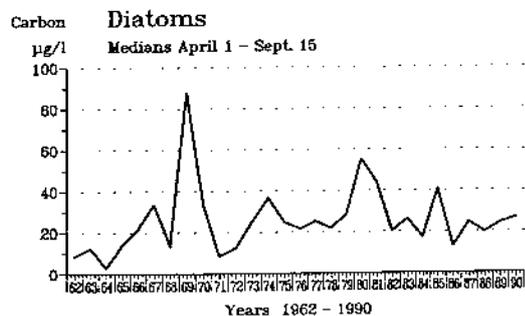
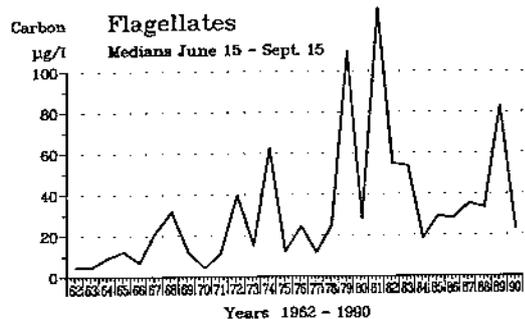
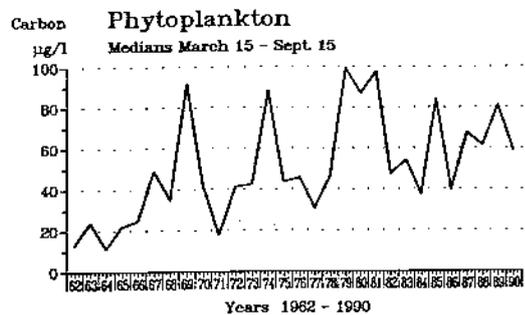


Abb. 6. Phytoplankton-Biomasse in der Deutschen Bucht bei Helgoland. Jährliche Mediane aller Werte in der Wachstumsperiode für das Gesamt-Phytoplankton (15. März bis 15. September). Darunter: Jahresmediane für Flagellaten und Diatomeen für deren Haupt-Wachstumsperiode, in der »Planktonblüten« vorkommen (HICKEL et al., 1992).

jährlichen Mittelwerte (Abb. 6) um etwa das Dreifache, wenn man die gesamte Vegetationsperiode von März bis September betrachtet. Zusätzlich wird in Abb. 6 auch noch die Menge der Diatomeen und der »Flagellaten« (restliches Phytoplankton, aus verschiedenen Flagellaten bestehend) dargestellt, jeweils für deren Haupt-Vegetationsperioden, in denen Massen-Wucherungen (»Plankton-Blüten«) vorkommen können. Hier ist ein zeitlicher Trend schwerer auszumachen. Vielmehr fallen einzelne Jahre bei den Flagellaten durch besonders hohe Bestände auf. Interessanterweise sind die Hochwasser-Jahre 1987 und 1988 nicht darunter. Diese Jahre zeigen, daß man keineswegs eine direkte wachstumsfördernde Wirkung der Eutrophierung auf das Phytoplankton in der inneren Deutschen Bucht erkennen kann.

Bedingungen für »Plankton-Blüten«

Vielmehr sind Planktonblüten dann zu erwarten, wenn sich eine Dichteschichtung der Wassersäule einstellt: leichteres, salzärmeres Wasser schwimmt auf salzreicherem Wasser, abgetrennt durch eine »Sprungschicht«, durch die eine turbulente Vermischung stark eingeschränkt ist. Diese Bedingungen herrschen in der Deutschen Bucht bei ruhigem Wetter, am ehesten im Sommer, und besonders nach dem Einstrom großer Flußwassermengen. Ein Modellfall dafür war der Sommer 1981 (Abb. 7) (GILLBRICHT, 1983; HICKEL et al., 1992). In diesem Sommer führte ein – zu dieser Jahreszeit ungewöhnliches – Hochwasser der Elbe im Juli zum Einstrom von großen Süßwassermengen, die sich weit in die Deutsche Bucht ausbreiteten und eine ausgeprägte vertikale Schichtung bewirkten. Die Folge dieser Stabilisierung der Wassersäule, zusammen mit zusätzlicher Düngung durch das Elbwasser, war die größte Planktonblüte, die bisher in der Deutschen Bucht gefunden wurde.

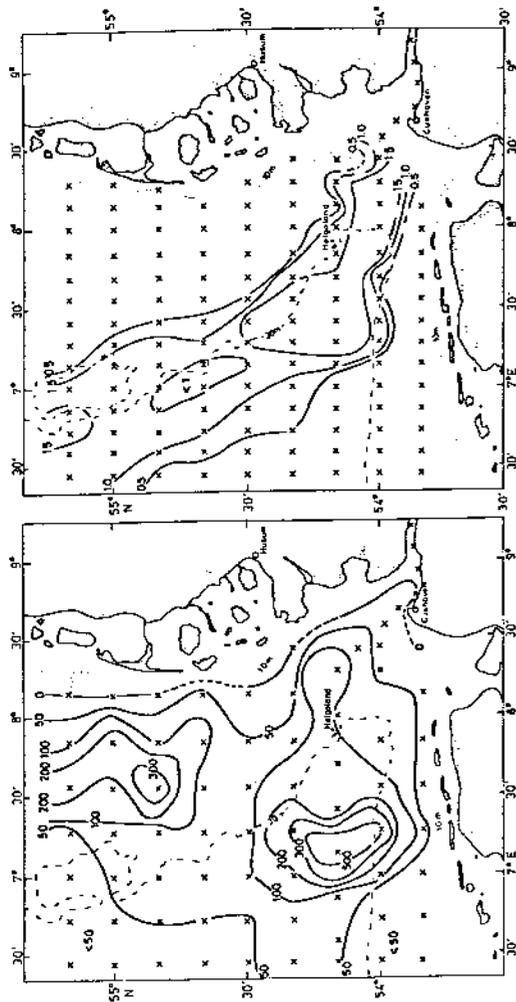


Abb. 7. Planktonblüten bei starker Dichteschichtung in der Deutschen Bucht im August 1981 nach einem Elbe-Hochwasser. Links: Konzentrationen des »red tide«-bildenden Dinoflagellaten *Ceratium furca*, in 1000 Zellen/l als Mittel der obersten 10 m-Wasserschicht. Rechts: Dichteschichtung der Wassersäule als Differenz der Dichte ($\Delta\sigma_t$) des Oberflächen- und Bodenwassers (HICKEL et al., 1992).

Zusammenfassung

Die Eutrophierungs-Situation in der Deutschen Bucht kann wie folgt zusammengefaßt werden: die Phosphat-Konzentrationen gehen nach einer Verdoppelung während der sechziger und siebziger Jahre nunmehr seit etwa 1980 wieder zurück. Offenbar wirken sich die Maßnahmen zur Phosphat-Reduzierung auch schon in der Deutschen Bucht aus.

Die Situation beim Nitrat ist umgekehrt: die Nitrat-Konzentration stieg erst in den achtziger Jahren sehr stark an. War es relativ leicht, die »Punktquelle« Phosphat zu reduzieren, ist das bei der »diffusen Quelle« Stickstoff ganz anders. Denn hier kommt die hohe Mobilität des Stickstoffs ins Spiel, nämlich die gute Wasserlöslichkeit und die Tatsache, daß es für Stickstoff zusätzlich einen Luftweg gibt. Abschwemmung von überschüssigem Dünger oder aus der Luft stammender Stickstoffverbindungen werden noch weiter ein Problem bleiben. Allerdings dürfte der Stickstoff im Grund- und Trinkwasser ein ungleich größeres Problem darstellen als die Eutrophierung der Küstenmeere.

Ferner ist die Eutrophierung weiter ausgedehnt in Richtung offene See als man bisher annahm. Partikuläre organische Substanz als Transporteur von Nährstoffen über weite Entfernungen ist ein wichtiger Transportmechanismus. Diese »indirekte Eutrophierung« ist weit schwieriger zu verfolgen als die direkte Eutrophierung mit gelösten anorganischen Nährstoffen aus den Flüssen, die ja mit dem Salzgehalt korreliert ist. Sedimentation und Remineralisation von Nährstoffen machen in der Deutschen Bucht auch Aussagen über Eutrophierungsfolgen auf Phytoplankton-Wachstum unsicher: man weiß nicht, wo die remineralisierten Nährstoffe das Planktonwachstum fördern.

Literatur

- ARGE ELBE, 1990. Nährstoffstudie der Elbe. – Wassergütestelle Elbe, Hamburg. 52 pp.
- GERLACH, S. A., 1990. Nitrogen, phosphorus, plankton and oxygen deficiency in the German Bight and in Kiel Bay. – Kieler Meeresforsch. Sonderh. 7. 341 pp.

- GILLBRICHT, M., 1983. Eine »red tide« in der südlichen Nordsee und ihre Beziehung zur Umwelt. – Helgoländer Meeresunters. 36: 393–426.
- HICKEL, W., 1980. The influence of Elbe River water on the Wadden Sea of Sylt (German Bight, North Sea). – Dt. hydr. Zeitschr. 33 (2): 43–52.
- HICKEL, W., 1989. Inorganic micronutrients and the eutrophication in the Wadden Sea of Sylt (German Bight, North Sea). – Proc. 21st EMBS, Gdansk 14–19 Sept. 1986: 309–318.
- HICKEL, W., BAUERFEIND, E., NIERMANN, U. & WESTERNHAGEN, H. VON, 1989. Oxygen deficiency in the south-eastern North Sea: Sources and biological effects. – Ber. Biol. Anst. Helgoland 4: 1–148.
- HICKEL, W., BERG, J. & TREUTNER, K., 1992. Variability in phytoplankton biomass in the German Bight near Helgoland, 1980–1990. – ICES mar. Sci. Symp. 195: 247–257.
- RADACH, G., BERG, J. & HAGMEIER, E., 1990. Long-term changes of the annual cycles of the meteorological, hydrographic, nutrient and phytoplankton time-series at Helgoland and LV Elbe 1 in the German Bight. – Cont. Shelf Res. 10 (4): 305–328.
- WESTERNHAGEN, H. VON & DETHLEFSEN, V., 1983. North Sea oxygen deficiency 1982 and its effects on the bottom fauna. – Ambio, 12: 264–266.
- WESTERNHAGEN, H. VON, HICKEL, W., BAUERFEIND, E., NIERMANN, U. & KRÖNCKE, I., 1986. Sources and effects of oxygen deficiencies in the south-eastern North Sea. – Ophelia, 26: 457–473.

Kontamination der Sedimente

Horst Albrecht

Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg

Das Thema der heutigen Veranstaltung lautet »Geht es der Nordsee besser?«. »Besser« kann doch nur meinen, »besser als früher« oder »besser als bisher«. Demnach ist nach zeitlichen Veränderungen gefragt. Mein Vortrag unter dem Titel »Kontamination der Sedimente« wird sich daher mit zeitlichen Veränderungen des Kontaminationsgrades befassen.

Das BSH hat bereits im Jahr 1975 mit den Untersuchungen über Schwermetallgehalte von Sedimenten der Deutschen Bucht begonnen. Erst jetzt deuten sich Trends für einige Metalle an. Dies hat folgende Gründe:

- Es wurden Methoden geändert (Umstellung im Jahr 1981).
 - In den ersten Jahren konnten nur sehr wenige Proben analysiert werden.
 - Die Schwermetallgehalte fluktuieren erheblich.
- Die Fluktuationen der Schwermetallgehalte dürften weniger durch fluktuierende Einträge als durch Sedimentumlagerungen bestimmt sein.

Zunächst aber möchte ich einen Überblick über regionale Unterschiede der Kontamination mit Metallen in der Nordsee geben.

Abbildung 1 zeigt die Stationen, an denen wir inzwischen Sedimentproben genommen und analysiert haben. Es gibt noch ein paar Lücken, aber es werden doch recht weite Bereiche der Nordsee abgedeckt. In diesem Gebiet findet man sowohl sehr feinkörnige als auch sehr grobe Sedimente. Entsprechend unterschiedlich sind die Schwermetallgehalte. Abbildung 2 zeigt den Feinkornanteil (Teilchengröße < 20 µm) in diesen Sedimenten. In dieser und in folgenden Abbildungen habe ich die Werte über 0.5° Felder gemittelt. Untersucht man die Sedimente so, wie sie hier liegen, wird man eine Verteilung, die weitgehend dem Feinkornanteil entspricht, finden. Wir haben das früher so gemacht. Seit 1981 aber trennen wir die Feinkornfraktion ab und untersuchen diese.

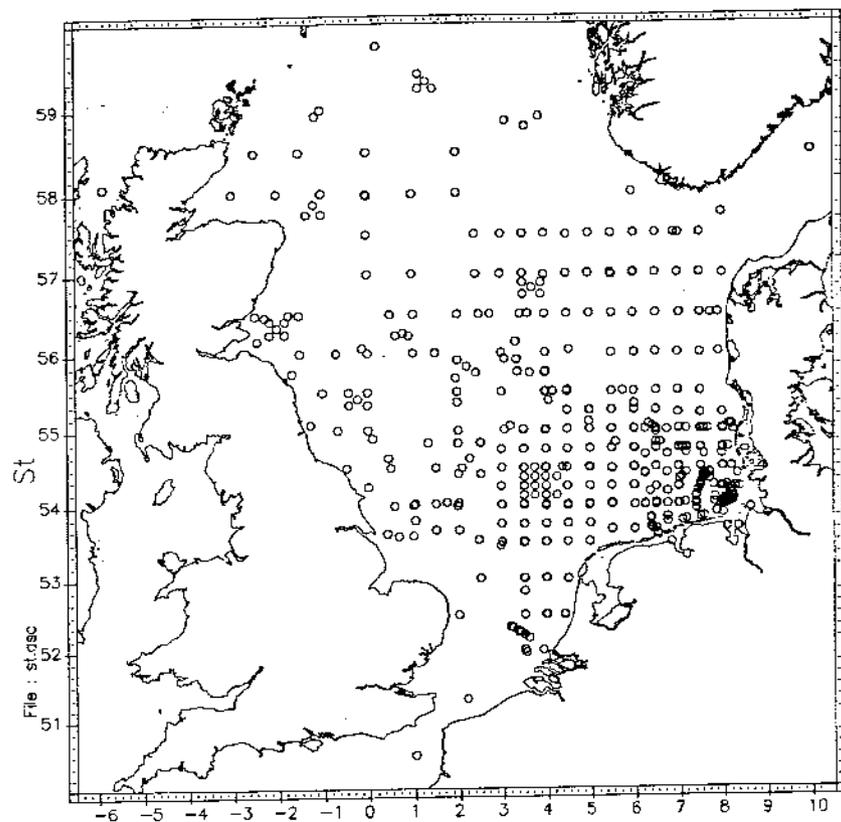


Abb. 1. Stationen, für die beim BSH Daten über Schwermetalle in Sedimenten vorliegen.

Ich möchte den Zusammenhang anhand des organischen Kohlenstoffs (TOC) erläutern. Abbildung 3 zeigt eine Reihe von Proben, an denen wir sowohl das Gesamtsediment als auch die Feinkornfraktion untersucht haben. Der Feinkornanteil variiert hier zwischen 0.2 und nahezu 100%. Entsprechend groß ist die Variation des TOC-Gehaltes im Gesamtsediment. In der Feinkornfraktion variiert der Kohlenstoffgehalt wesentlich weniger, ist aber keineswegs konstant. Ganz ähnlich sieht es für Schwermetalle aus.

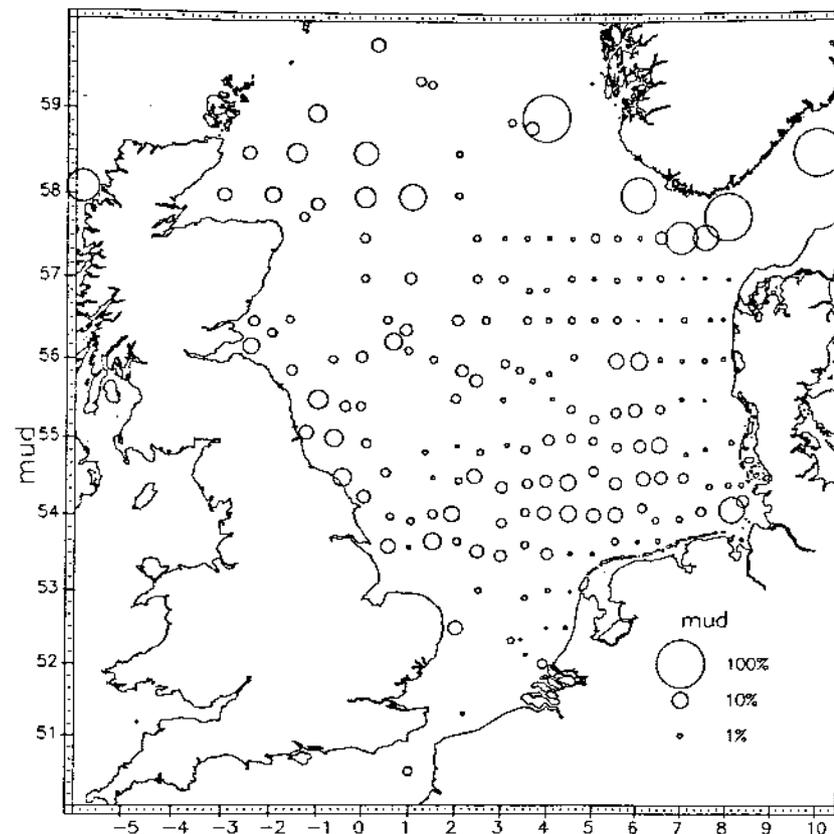
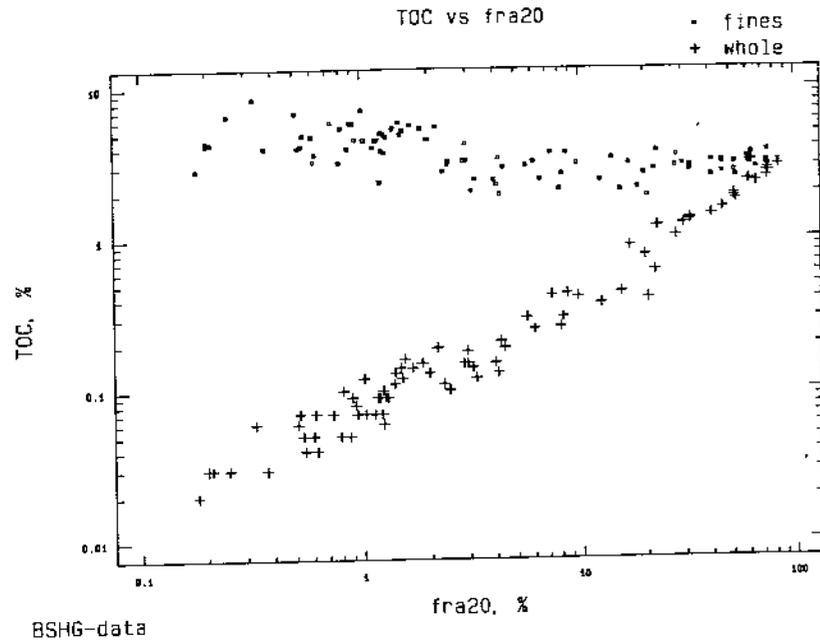


Abb. 2. Anteil der Feinkornfraktion (Teilchengröße $< 20 \mu\text{m}$) in den Sedimenten. Die Daten wurden über 0.5° -Felder gemittelt.

Abbildung 4 zeigt die ermittelte Verteilung des Quecksilbers in der Feinkornfraktion von Nordseesedimenten. (Hier wurde wieder über 0.5° -Felder gemittelt.) Die Abbildung zeigt ganz klar den Einfluß der Elbe und einiger weiterer Quellen. Einzelne höhere Werte in der zentralen und nördlichen Nordsee gehen zurück auf Proben, die bereits 1976 genommen (und 1986 analysiert) wurden. Die niedrigen Werte in der nordwestlichen Nordsee liegen nahe bei den »background« Werten. Die Abbildung zeigt, daß weite Teile der Nordsee mit Quecksilber kontami-



BSHG-data
 Abb. 3. Organischer Kohlenstoff (TOC) im Gesamtsediment (whole) und in der Feinkornfraktion (fines) derselben Proben, aufgetragen gegen den Feinkornanteil (fra20).

niert sind. Die höchsten Werte finden wir allerdings in der Deutschen Bucht.

Die Abbildung zeigt ferner, daß auch in dispersiven Gebieten, den Sandgebieten, in denen wir keine Netto-Sedimentation von feinkörnigem Material haben, Anreicherungen auftreten. Ich möchte dies ausdrücklich betonen! Auch in diesen Gebieten gibt es Zeiten der Ruhe, in denen feinkörniges Material sedimentiert. Es kann dann, sei es durch Bioturbation, durch Fischereiaktivitäten oder durch Seegangseinwirkung, in das Sediment eingearbeitet werden. Langfristig wird hier die Sedimentation durch Resuspension ausgeglichen. Eine Stoffanreicherung ist aber dennoch möglich. Dies beantwortet auch die Frage nach den »Zwischenlagern«.

Bei der Betrachtung dieser und der folgenden Abbildungen muß aber

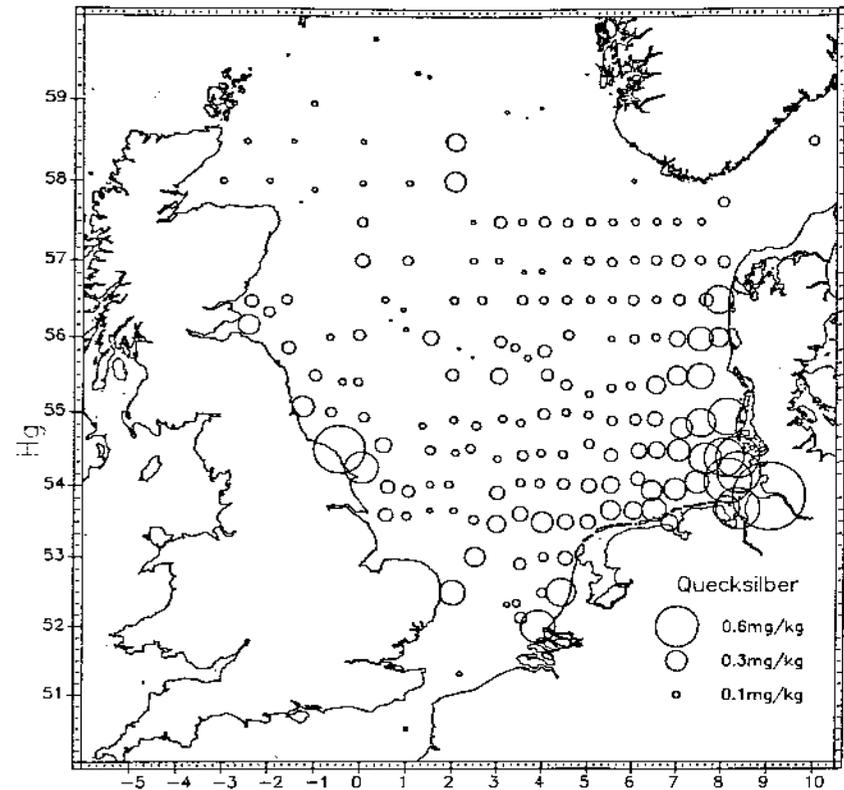


Abb. 4. Quecksilber in der Feinkornfraktion von Nordseesedimenten. Die Werte wurden über 0.5°-Felder gemittelt.

immer berücksichtigt werden, daß die Absolutgehalte in den Sandgebieten niedrig sind. Es muß ferner berücksichtigt werden, daß die Schwermetalle nicht ausschließlich in der Feinkornfraktion vorkommen. Auch größere Fraktionen enthalten noch Schwermetalle, wenn auch in geringeren Konzentrationen. Bei geringem Feinkornanteil erfassen wir aber auch nur einen geringen Anteil der Metalle im Sediment. Dies ist wichtig für Bilanzierungen!

Abbildung 5 zeigt diesen Sachverhalt am Beispiel des Zinks. Sie zeigt den prozentualen Anteil des Zinks in der Feinkornfraktion, aufgetragen

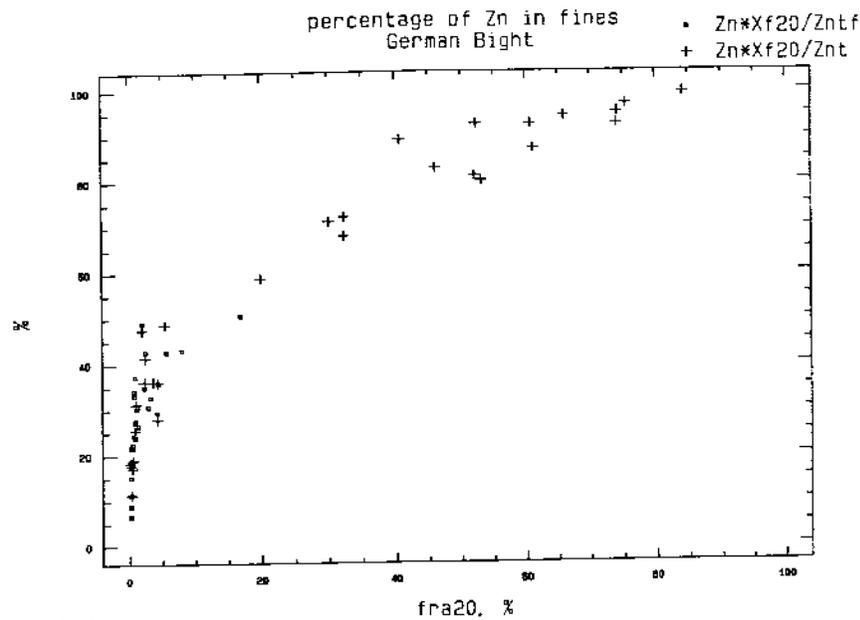


Abb. 5. Prozentualer Anteil des Zinks in der Feinkornfraktion, aufgetragen gegen den Anteil der Feinkornfraktion.

gegen den Anteil der Feinkornfraktion. Bei sehr groben Sedimenten werden nur 5% des Zinks erfaßt.

Nun im Schnelldurchgang einige weitere Verteilungen:

Abbildung 6. Cadmium. Auch hier finden wir recht hohe Werte in der Deutschen Bucht. Etwas höhere Werte finden wir aber auch im Bereich der Doggerbank, Tail End und Fischerbank.

Abbildung 7. Zink. Wir finden wiederum die höchsten Werte in der Deutschen Bucht. In der nordwestlichen Nordsee sind wir nahe bei »background« Werten.

Abbildung 8. Blei. Diese und auch einige andere Verteilungen kennen sie schon von Herrn Kersten. Die hohen Gehalte im Bereich der Großen Fischerbank haben für etwas Verwirrung gesorgt. Sie sind sicher anthropogenen Ursprungs. Es muß aber nicht bedeuten, daß hier die Einträge von Blei besonders hoch sind. Wir haben hier gleichzeitig

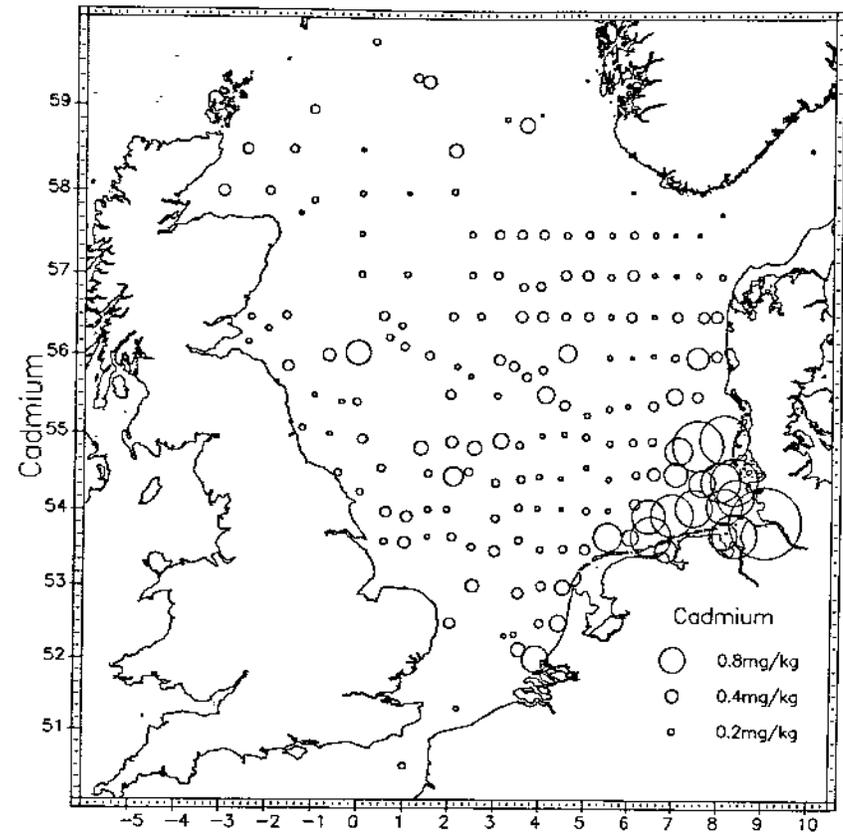


Abb. 6. Cadmium in der Feinkornfraktion von Nordseesedimenten. Die Werte wurden über 0.5°-Felder gemittelt.

besonders hohe Gehalte von organischem Kohlenstoff (Abb. 9). Da bestehen Zusammenhänge. Tatsächlich sind die Blei-TOC-Verhältnisse hier nicht höher als in der Deutschen Bucht (Abb. 10). Einzelne höhere Werte im nordöstlichen Teil hängen mit hohen Eisengehalten zusammen. Dies berührt die Frage der Diagenese, auf die wir noch kommen sollten.

Hiervon unabhängig kann festgestellt werden: Wir haben eine großflächige Kontamination von Nordseesedimenten mit Blei. Lediglich im nordwestlichen Bereich nähern wir uns dem »background«.

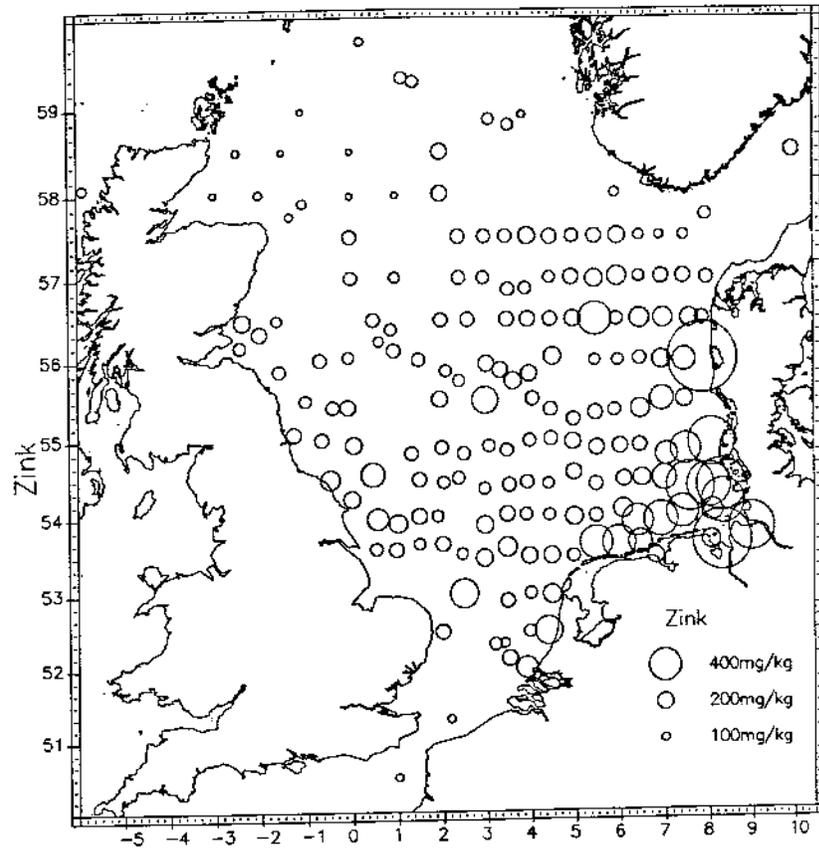


Abb. 7. Zink in der Feinkornfraktion von Nordseesedimenten. Die Werte wurden über 0.5°-Felder gemittelt.

Abbildung 11. Kupfer. Kupfer ist relativ gleichförmig verteilt, aber dennoch leicht erhöht, zumindest in der Deutschen Bucht.

Abbildung 12. Chrom. Auch Chrom kommt an der Großen Fischerbank mit besonders hohen Werten vor. Die Chrom-Kohlenstoff Verhältnisse (Abb. 13) sind dort aber niedriger. Nach den Ergebnissen von Faktoranalysen ist Chrom in Oberflächensedimenten sowohl mit organischem Kohlenstoff als auch mit Eisen assoziiert. Es ist daher schwer, aus der Verteilung des Chroms Rückschlüsse auf Kontamination zu ziehen.

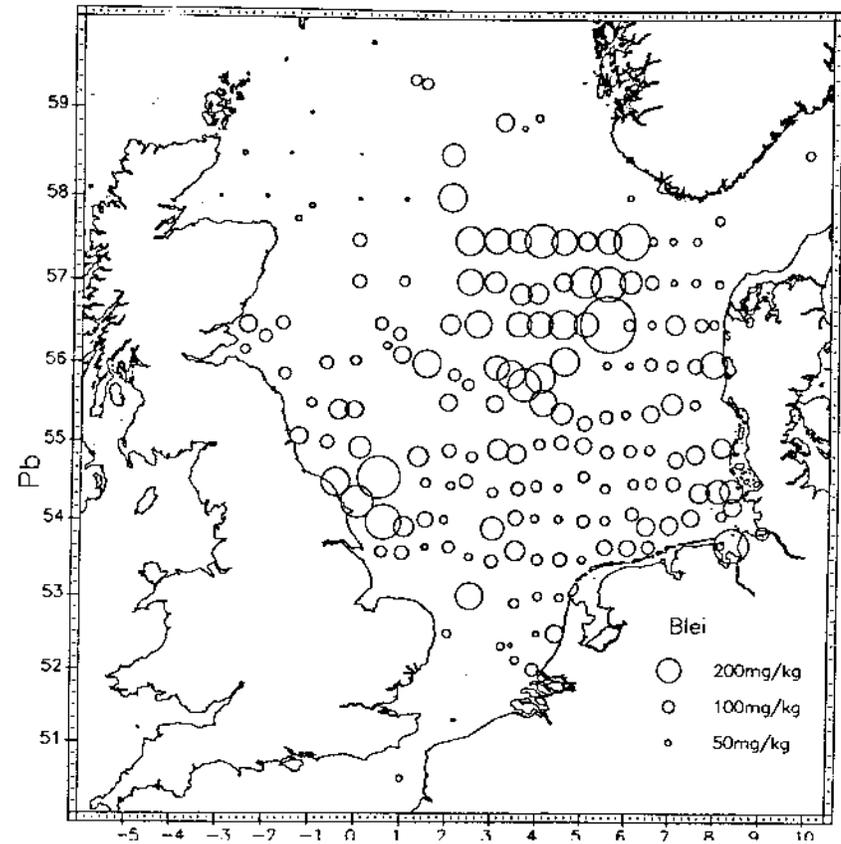


Abb. 8. Blei in der Feinkornfraktion von Nordseesedimenten. Die Werte wurden über 0.5°-Felder gemittelt.

Diagenese: Diagenese bedeutet Veränderung des sedimentierten Materials. Treibende Kraft hierfür ist auf der uns interessierenden Zeitskala der Abbau des organischen Materials. Nach dem Verbrauch des Sauerstoffs werden im Sediment Nitrat, Mangan und Eisen reduziert. Mangan und Eisen gehen hierbei in leichter lösliche Formen über. Beim weiteren Abbau wird schließlich Sulfat reduziert, das Sediment wird sulfidisch. Eisen fällt nun als Sulfid aus und erzeugt die für anoxischen Schlick typische dunkle Farbe. Im Küstenvorfeld der östlichen

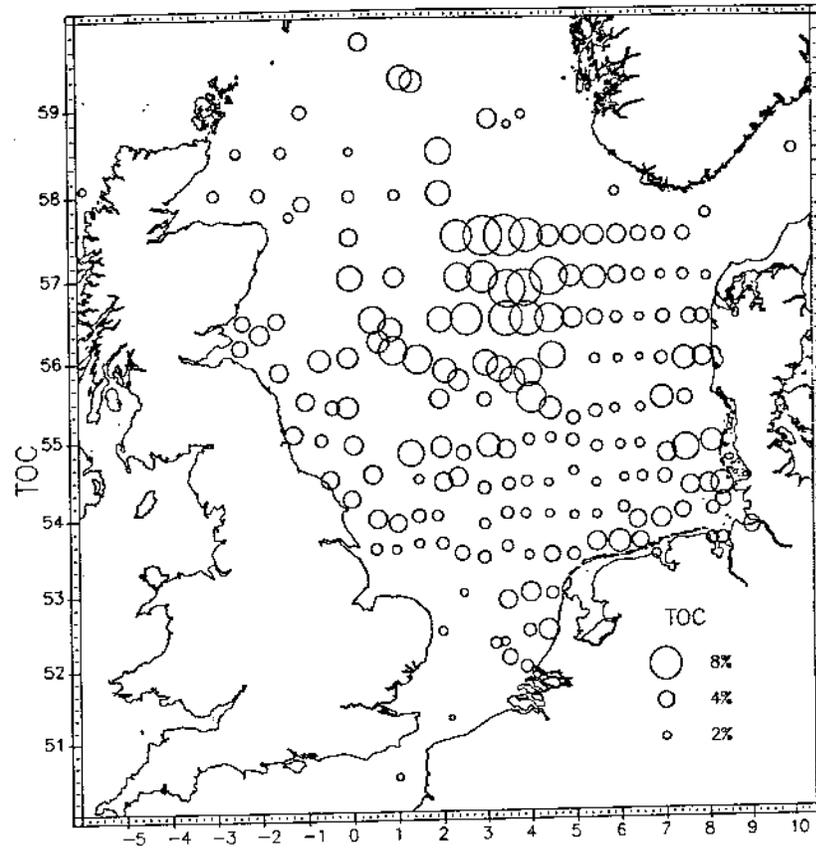


Abb. 9. Organischer Kohlenstoff (TOC) in der Feinkornfraktion von Nordseesedimenten. Die Werte wurden über 0.5° -Felder gemittelt.

Nordsee sind aber auch sulfidische Sande bekannt. Diese Sande sind, anders als die Schwarzflecken im Wattenmeer, nicht bis zur Sediment-Wasser-Grenzfläche, sondern erst ab einer (bisher beobachteten) Mindesttiefe von 3 bis 4 cm sulfidisch.

Die Abbildungen 14a bis 14d zeigen einige Profile an einem im August 1986 im Skagerrak genommenen Sedimentkern. Abbildung 14a zeigt im Porenwasser gelöstes Mangan (Mnd) und Mangan in der partikulären Phase (Mn). Entsprechend zeigt Abbildung 14c das im Poren-

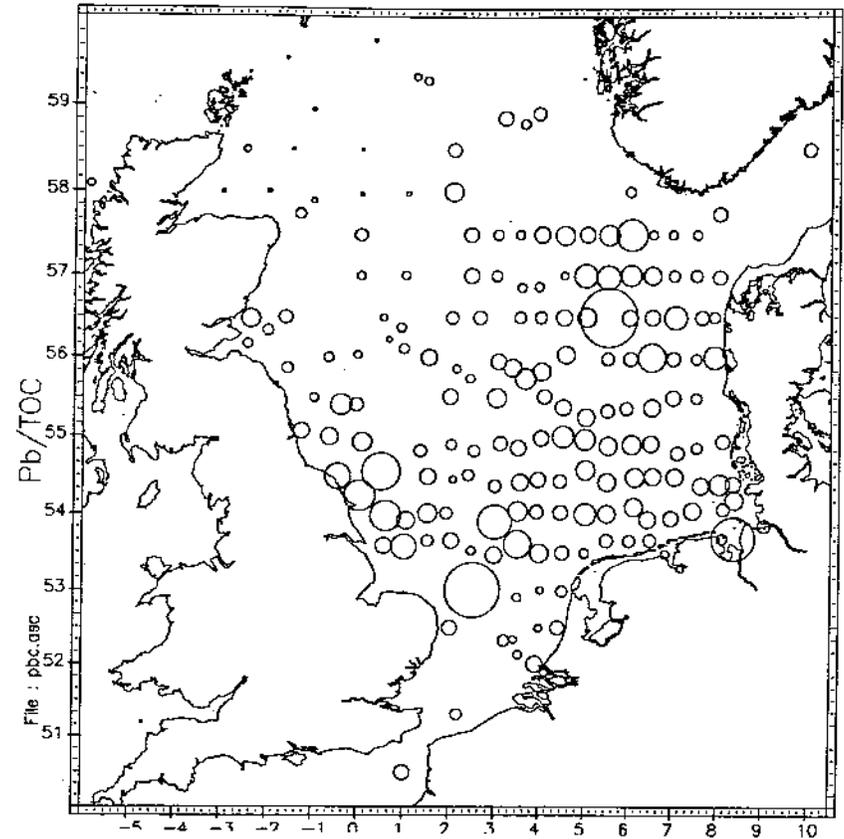


Abb. 10. Blei/TOC-Verhältnis in der Feinkornfraktion von Nordseesedimenten.

wasser gelöste Eisen (Fed) und Eisen in der partikulären Phase (Fe). Abbildung 14b zeigt die Alkalinität des Porenwassers (Alk) und das im Porenwasser gelöste Ammonium (NH_4). Abbildung 14e schließlich zeigt im Porenwasser gelöstes Phosphat (PO_4) und (gesamt-) Phosphor in der partikulären Phase.

Wichtig ist an dieser Stelle das Profil des Eisens (Abbildung 14e). In den Schichten 4 bis 8 cm werden deutlich höhere Konzentrationen von im Porenwasser gelöstem Eisen beobachtet. Dies entspricht der oben

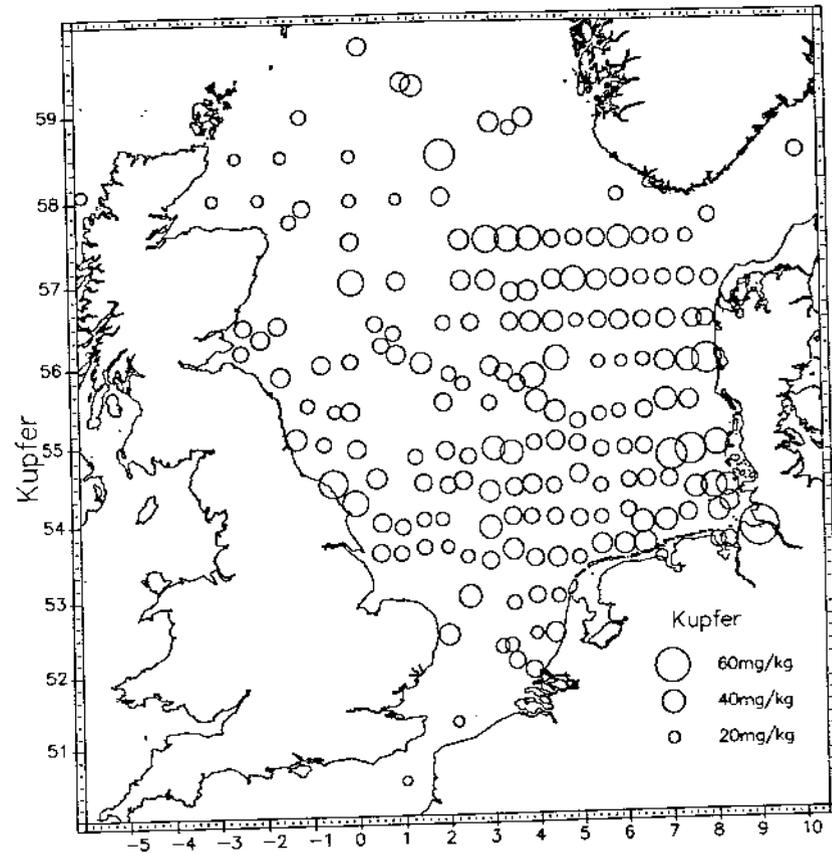


Abb. 11. Kupfer in der Feinkornfraktion von Nordseesedimenten. Die Werte wurden über 0.5° -Felder gemittelt.

genannten Zone der Eisenreduktion im suboxischen Bereich. Tatsächlich wird hier auch ein Minimum des Eisens in der partikulären Phase beobachtet. Das gelöste Eisen diffundiert aus dieser Zone sowohl zur Sedimentoberfläche, wird dort oxidiert und fällt als Eisen(III)-oxidhydrat aus, als auch abwärts in den sulfidischen Bereich und wird dort als Sulfid niedergeschlagen.

Das partikuläre Eisen ist in der Oberflächenschicht dieses Kerns nur wenig gegenüber den tieferen Schichten erhöht, weil es sich um ein fein-

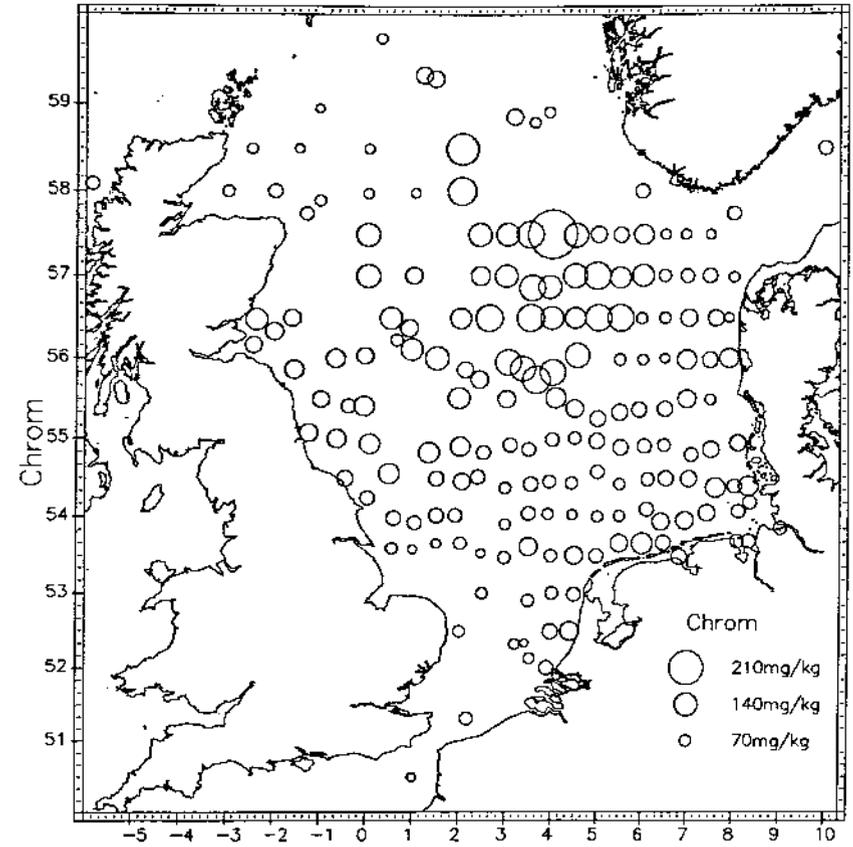


Abb. 12. Chrom in der Feinkornfraktion von Nordseesedimenten. Die Werte wurden über 0.5° -Felder gemittelt.

körniges Sediment handelt. Nimmt man an, daß der Prozeß der Reduktion, Diffusion, Oxidation und Ausfällung im oberflächennahen Bereich in erster Linie diffusionskontrolliert ist, nimmt man ferner an, daß das ausfallende Eisen(III)-oxidhydrat sich vorwiegend in der Feinkornfraktion anlagert, so sollte man erwarten, in der von groben Oberflächensedimenten abgetrennten Feinkornfraktion besonders hohe Eisengehalte anzutreffen. Das ist auch der Fall.

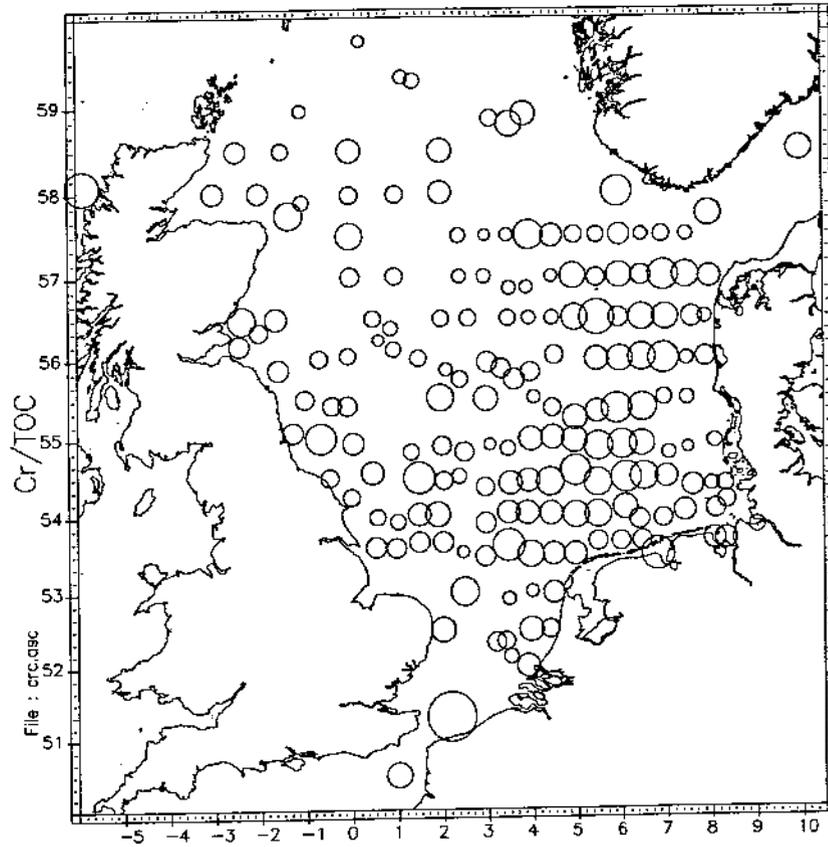


Abb. 13. Chrom/TOC-Verhältnis in Nordseesedimenten. Die Werte wurden über 0.5°-Felder gemittelt.

Abbildung 15 zeigt das Eisen-Aluminium-Verhältnis in der Feinkornfraktion von Oberflächensedimenten (0 bis 2 cm) der Nordsee, aufgetragen gegen den Feinkornanteil. Die höchsten Eisen-Aluminium Verhältnisse werden bei einem Feinkornanteil um 1% herum gefunden. Die niedrigen Eisen-Aluminium-Verhältnisse bei noch geringerem Feinkornanteil dürften darauf zurückzuführen sein, daß in diesen sehr groben Sedimenten der Oxidationshorizont, soweit vorhanden, unterhalb der Probenentnahmetiefe liegt. Ausfällung von Eisen(III)-oxidhydraten

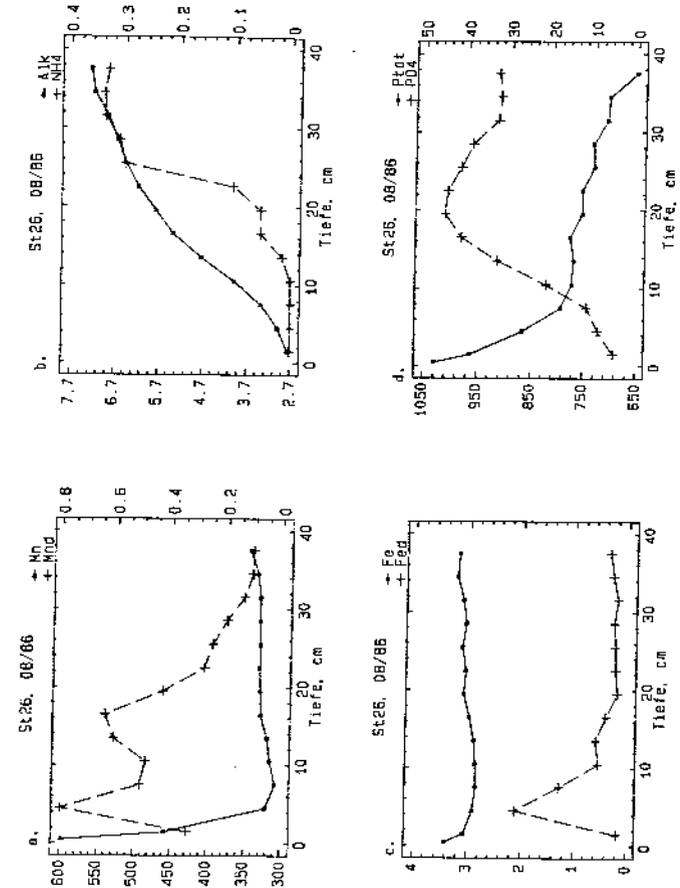


Abb. 14. Vertikalprofile an einem Sedimentkern aus dem Skagerrak:
 a: Im Porenwasser gelöstes Mangan (Mnd) und Mangan in der partikulären Phase (Mn)
 b: Alkalinität des Porenwassers (Alk) und im Porenwasser gelöstes Ammonium (NH₄)
 c: Im Porenwasser gelöstes Eisen (Fed) und Eisen in der partikulären Phase (Fe)
 d: Im Porenwasser gelöstes Phosphat (PO₄) und (gesamt-) Phosphor in der partikulären Phase (P).

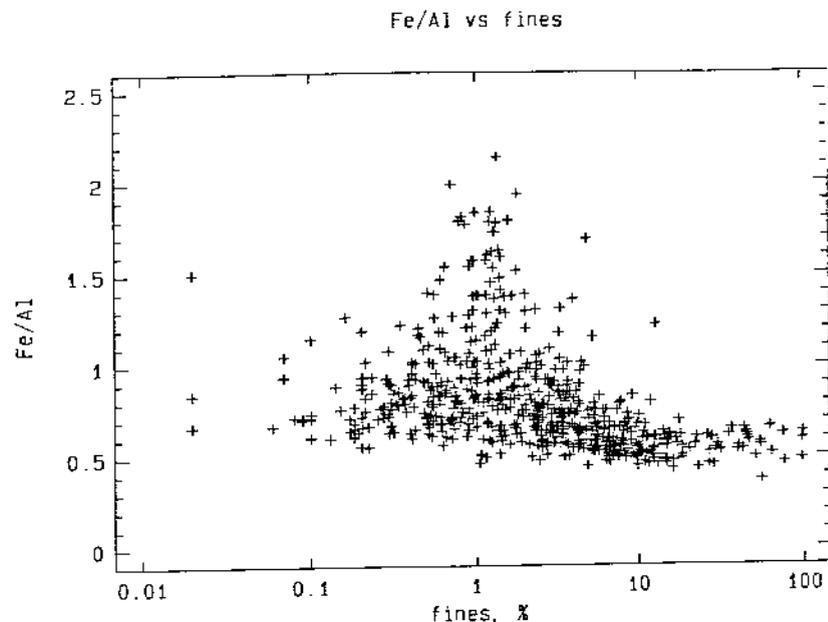


Abb. 15. Eisen/Aluminium-Verhältnis in der Feinkornfraktion von Oberflächensedimenten der Nordsee, aufgetragen gegen den Feinkornanteil (fines).

führt, sei es durch Mitfällung oder durch Adsorption, zu einer Anreicherung weiterer Stoffe.

Abbildung 16 zeigt als Beispiel den Arsengehalt in der Feinkornfraktion von Oberflächensedimenten der Nordsee, aufgetragen gegen den Eisengehalt. Hohe Arsengehalte sind immer mit hohen Eisengehalten verbunden und können nicht als Ausdruck von Kontamination angesehen werden. Neben Arsen sind insbesondere auch Vanadium und (Phosphat-) Phosphor betroffen. Aber auch Zink, Chrom und – in geringerem Umfang – Blei werden an Eisen(III)-oxidhydrate angelagert.

Das Problem der diagenetischen Mobilität von Schwermetallen in suboxischen und sulfidischen Sedimenten ist nicht allgemein gelöst. Die Frage lautet: Hatte ein Sediment, das mit dem Schwermetallgehalt [X] in der Tiefe z liegt, unmittelbar nach seiner Ablagerung ebenfalls den Schwermetallgehalt [X]? Anders formuliert: Liefern datierte Sediment-

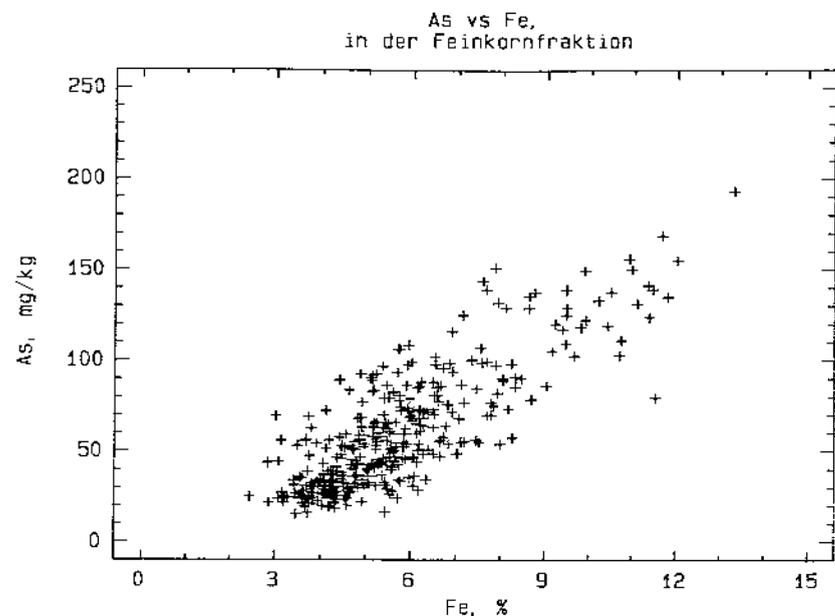


Abb. 16. Arsen in der Feinkornfraktion von Oberflächensedimenten der Nordsee, aufgetragen gegen den Eisengehalt.

kerne wirklich die Geschichte der Kontamination? Hier sind zumindest Zweifel angebracht. Als Beispiel sei auf den bereits erwähnten Kern aus dem Skagerrak verwiesen.

Abbildung 17b zeigt die Profile von Po-210 und Cadmium. Das Cadmium nimmt hier von 0.11 mg/kg in der Oberflächenschicht bis auf 0.27 mg/kg in knapp 40 cm Tiefe zu. Dies kann sicher nicht als Rückgang der Cadmium-Kontamination interpretiert werden. (Eine Zunahme des Cadmiums zur Tiefe hin wurde von uns auch in einigen anderen Kernen beobachtet.) Leider liegen für diesen Kern keine Daten über die Konzentration des im Porenwasser gelösten Cadmiums vor. Für Zink dagegen gibt es Porenwasserdaten (Abb. 17a). Sowohl gelöstes Zink (Znd) als auch partikuläres Zink (Zn) nehmen zur Tiefe hin ab. Ein solches Profil kann nicht stationär sein. Es ist am ehesten durch eine Zunahme des Eintrages von Zink zu erklären.

Generell läßt sich sagen: Die Ermittlung zeitlicher Veränderungen

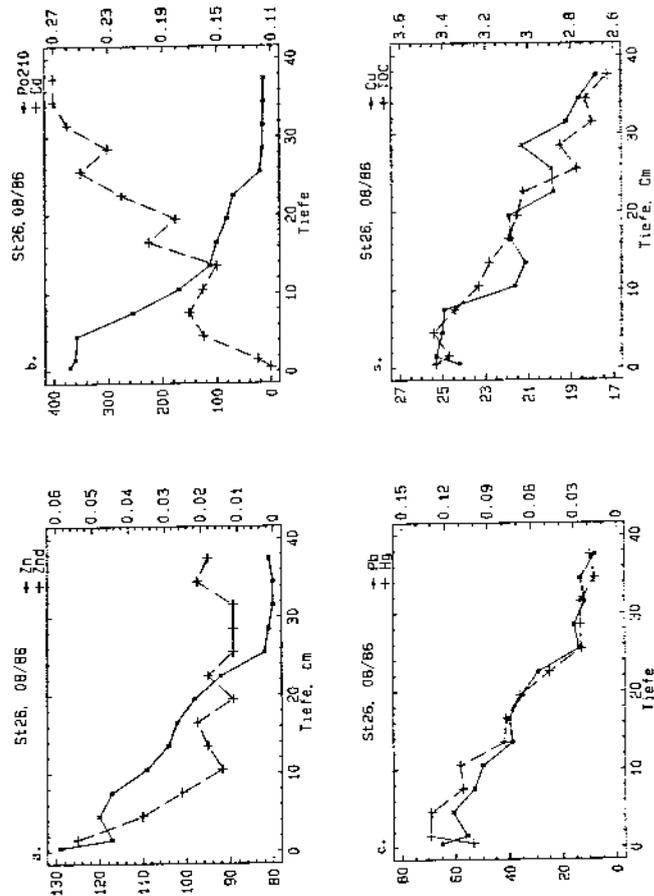


Abb. 17. Vertikalprofile an einem Sedimentkern aus dem Skagerrak:
 a: Im Porenwasser gelöstes Zink (ZnD) und Zink in der partikulären Phase (Zn)
 b: Po-210 und Cadmium
 c: Blei und Quecksilber
 d: Kupfer und organischer Kohlenstoff (TOC).

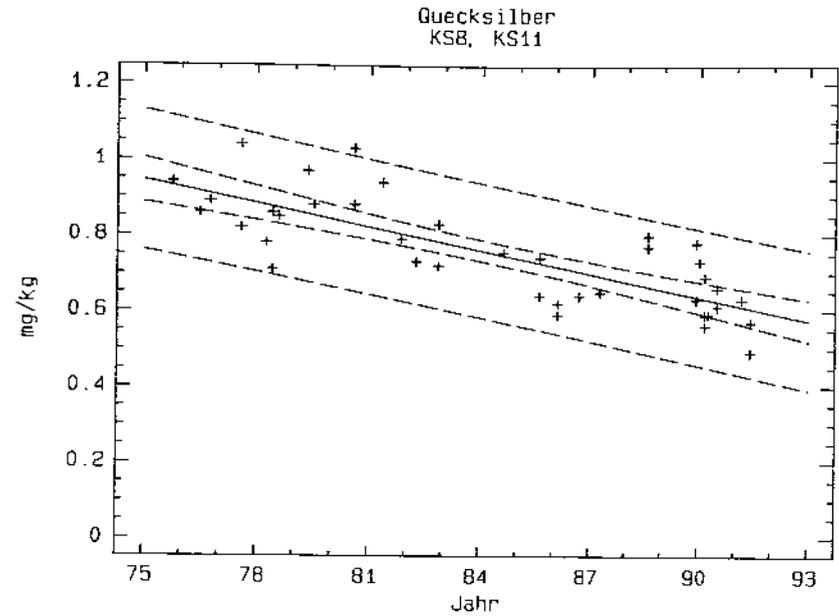
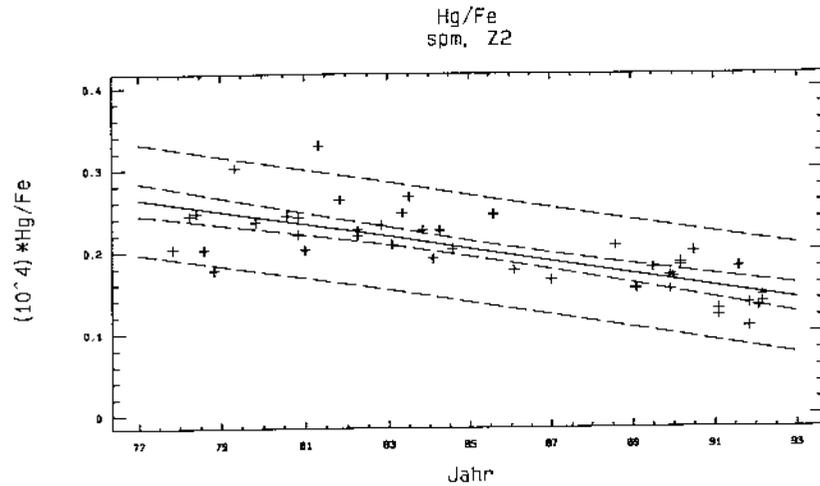


Abb. 18. Quecksilber in der Feinkornfraktion von Oberflächensedimenten an zwei Stationen im Schlickgebiet der inneren Deutschen Bucht. Die Stationen liegen im Einflußbereich des ehemaligen Verklappungsgebietes für Klärschlamm.

des Kontaminationsgrades anhand von Sedimentkern-Daten (retrospektives Trendmonitoring) ist zumindest problematisch und kann zu Fehlschlüssen führen. Die Gründe hierfür sind:

- Anreicherung von Stoffen in der oxischen Oberflächenschicht,
- diagenetische Mobilität von Schwermetallen auch in suboxischen und sulfidischen Sedimenten und, worauf hier nicht eingegangen wurde,
- Probleme der Datierung.

Sichere Hinweise auf Veränderungen erhält man nur durch wiederholte Beobachtungen. Im Schlickgebiet der inneren Deutschen Bucht, im Einflußbereich des ehemaligen Verklappungsgebietes für Klärschlamm, gehen die Beobachtungen bis auf das Jahr 1975 zurück. Die hier vor dem Methodenbruch im Jahr 1981 genommenen Proben wurden 1992 neu analysiert.



B0: 0.85598 SE: 0.085529 T: 19.009
 B1: -7.6922E-3 SE: 9.5735E-4 T: -7.7426
 CORR: -0.76185 MSE: 1.0253E-3 DF: 43
 POINTS DELETED:

Abb. 19. Quecksilber/Eisen-Verhältnis in Schwebstoffen an der Station Z2. Die Station liegt im Einflußbereich des ehemaligen Verklappungsgebietes für Klärschlamm.

Abbildung 18 zeigt den hier in der Feinkornfraktion von Oberflächen-sedimenten (0 bis 2 cm) gemessenen Quecksilbergehalt. Die Gehalte fluktuieren erheblich. Insgesamt aber ist ein abnehmender Trend festzustellen. In dem Gebiet wurden ebenfalls über einen langen Zeitraum Schwebstoffproben genommen und analysiert.

Abbildung 19 zeigt den auf Eisen normierten Quecksilbergehalt der Schwebstoffe. Auch hier ist ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen. Im Februar 1990 wurde hier ein Kern gezogen.

Abbildung 20b zeigt das Vertikalprofil des Quecksilbers in der Feinkornfraktion. Das Quecksilber nimmt hier zur Tiefe hin zu. Der Wertebereich der Quecksilbergehalte entspricht recht gut dem Wertebereich der Oberflächenproben aus dem Zeitraum 1975 bis 1990. Dem mit der Tiefe steigenden Zinkgehalt (Abb. 20c) entspricht eine generelle Ab-

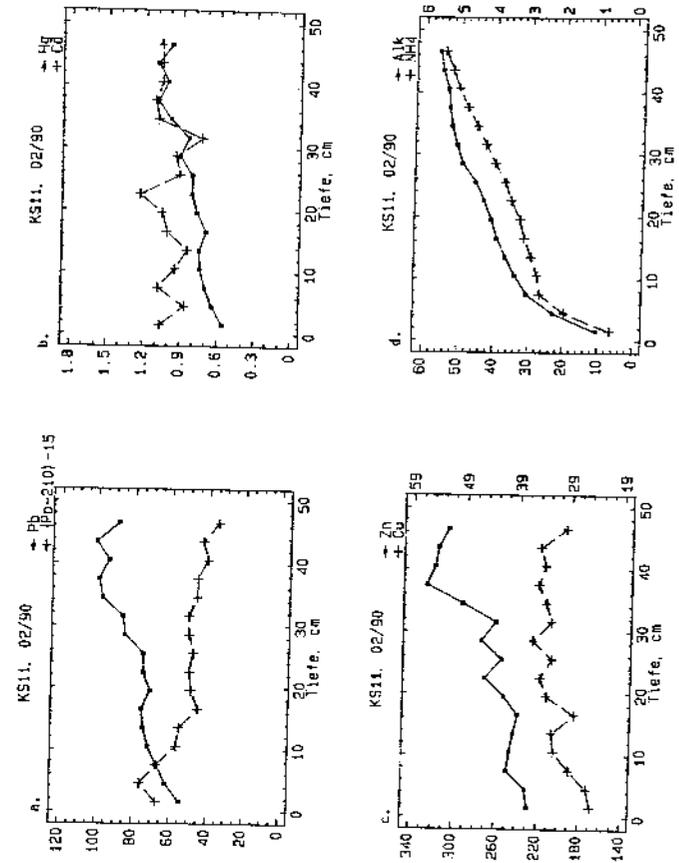


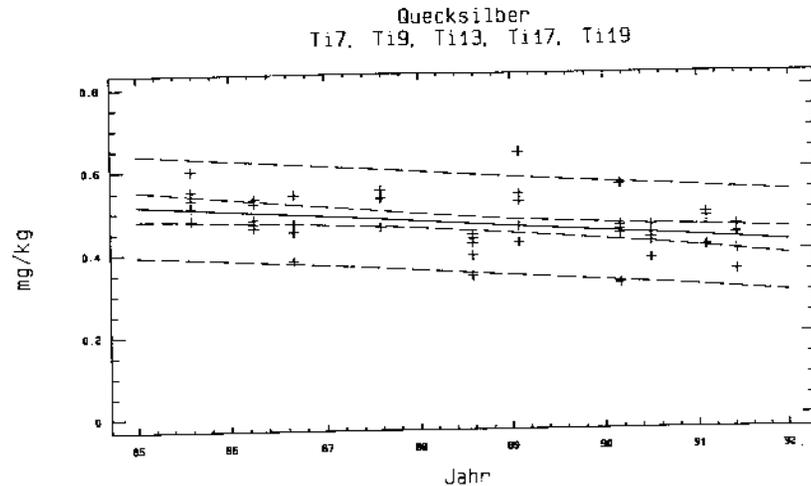
Abb. 20. Vertikalprofile in der Feinkornfraktion eines Sedimentkerns an der Station KS11.

a: Blei und Po-210

b: Quecksilber und Cadmium

c: Zink und Kupfer

d: Alkalinität und Ammonium.

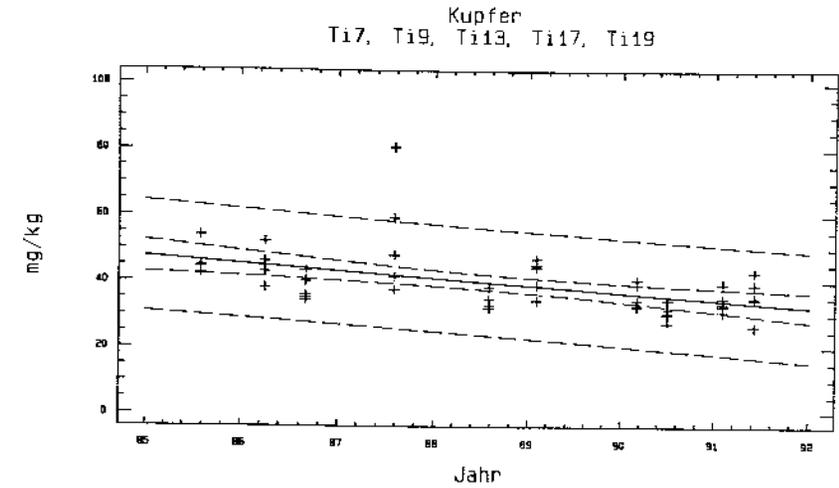


B0: 1.588 SE: 0.36902 T: 4.5745
 B1: -0.01579 SE: 4.1585E-3 T: -3.3152
 CORR: -0.43164 MSE: 3.4353E-3 DF: 48
 POINTS DELETED:

Abb. 21. Quecksilber in der Feinkornfraktion von Oberflächensedimenten im ehemaligen Einbringungsgebiet für Dünnsäure.

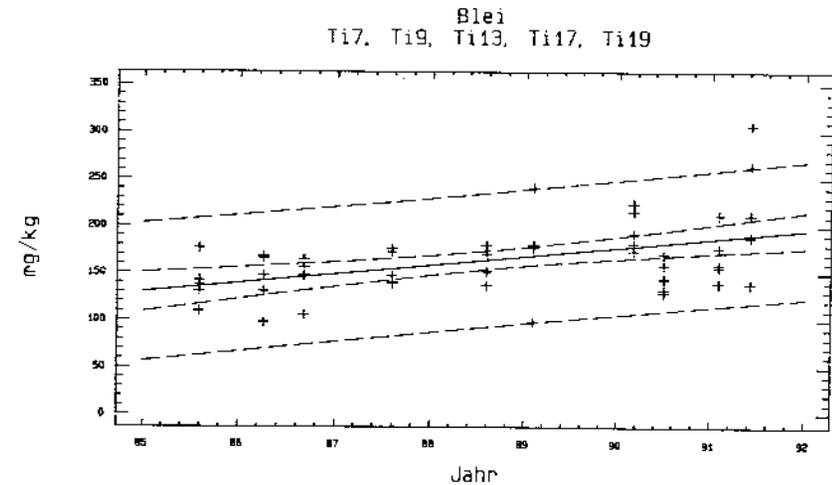
nahme des Zinkgehalts in Oberflächenproben des Schlickgebietes. Auch das Blei nimmt in diesem Kern zur Tiefe hin zu (Abb. 20a). Das Profil könnte bei Nichtbeachtung möglicher diagenetischer Mobilität als Hinweis auf einen Rückgang der Bleikontamination gedeutet werden. In den Oberflächenproben wurde aber seit 1975 kein Rückgang beobachtet. Dies zeigt erneut, daß an Sedimentkernen gewonnene Profile leicht fehlgedeutet werden können.

Im ehemaligen Verklappungsgebiet für Abfälle aus der Titandioxidproduktion wurde die Feinkornfraktion der Sedimente ab 1985 analysiert. Abbildung 21 zeigt das hier an fünf Stationen gemessene Quecksilber. Die Stationen liegen an den Eckpunkten und im Zentrum des ehemaligen Verklappungsgebietes. Auch hier ist ein Rückgang des Quecksilbers zu verzeichnen. Kupfer zeigt hier ebenfalls einen leicht rückläufigen Trend (Abb. 22). Das Blei dagegen hat hier in den letzten Jahren noch zugenommen (Abb. 23).



B0: 252.62 SE: 59.378 T: 4.8176
 B1: -2.1778 SE: 0.56787 T: -3.838
 CORR: -0.48429 MSE: 84.026 DF: 48
 POINTS DELETED:

Abb. 22. Kupfer in der Feinkornfraktion von Oberflächensedimenten im ehemaligen Einbringungsgebiet für Dünnsäure.



B0: -680.31 SE: 228.54 T: -3.0847
 B1: 9.5278 SE: 2.406 T: 3.8326
 CORR: 0.46405 MSE: 1227 DF: 48
 POINTS DELETED:

Abb. 23. Blei in der Feinkornfraktion von Oberflächensedimenten im ehemaligen Einbringungsgebiet für Dünnsäure.

Es ist noch nicht möglich, Tendaussagen für die Nordsee allgemein herzuleiten. Gegenwärtig können lediglich für das Schlickgebiet der inneren Deutschen Bucht sichere Aussagen gemacht werden. Es gibt Hinweise auf einen allgemeinen Rückgang des Quecksilbers in der Deutschen Bucht, aber auch Andeutungen eines weiteren Anstiegs des Bleis.

Das Benthos der Nordsee

Ingrid Kröncke

Forschungsinstitut Senckenberg, Wilhelmshaven

Das Benthos, die Lebensgemeinschaften am Meeresboden der Nordsee (Abb. 1), zu denen unter anderem Würmer, Krebse, Muscheln, Stachelhäuter etc. gehören, ist wichtiger Teil des Ökosystems Nordsee, da es z. B. als Nahrungsquelle für viele Fischarten dient. Seit Beginn der Umweltdiskussion im marinen Bereich wurden vermehrt benthologische Untersuchungen durchgeführt im Hinblick auf die Rolle der Bodentiergemeinschaften als mögliche Indikatoren für Veränderungen im Ökosystem Nordsee.

Dabei hat sich gezeigt, daß besonders Langzeituntersuchungen notwendig sind, um Veränderungen in den Lebensgemeinschaften als wirkliche Umstrukturierungen deutlich machen zu können, da natürliche Systeme sehr starken saisonalen Schwankungen unterliegen.

Die Deutsche Bucht wurde seit 1923 in Abständen immer wieder untersucht, ebenso das gesamte Wattenmeer. Geschlossene Langzeitreihen bestehen seit den siebziger Jahren für das Inselvorfeld von Norderney, für die innere Deutsche Bucht, für holländische Wattgebiete und für Bereiche vor der englischen Ostküste.

In neuerer Zeit wurden vermehrt Langzeitvergleiche auch für die zentrale Nordsee zwischen aktuellen Daten und solchen, die vor 30 bis 50 Jahren erarbeitet wurden, durchgeführt. Diese Untersuchungen haben ergeben, daß wahrscheinlich die Bodentiergemeinschaften der gesamten südlichen Nordsee (südlich 58°N) verändert sind. Es gibt Anzeichen, daß die Ursachen für diese Veränderungen hauptsächlich anthropogen sind. Wichtige Faktoren sind dabei die zunehmende Verschmutzung mit Schadstoffen, die Eutrophierung und der Einfluß der Fischerei.

So werden weite Bereiche der Nordsee mehrere Male pro Jahr mit den schweren Fanggeschirren der Bodenfischerei durchgewühlt. Untersuchungen haben ergeben, daß ein Großteil der Bodentiere durch die Netze tödlich beschädigt werden. Dabei sind besonders eingegraben lebende und langlebige Arten, wie z. B. die Islandmuscheln, die bis zu 120

Jahre alt werden, gefährdet. Das Artenspektrum der Bodentiergemeinschaften ändert sich unter dem Fischereinfluß hin zu schnellwüchsigen und mobilen Arten.

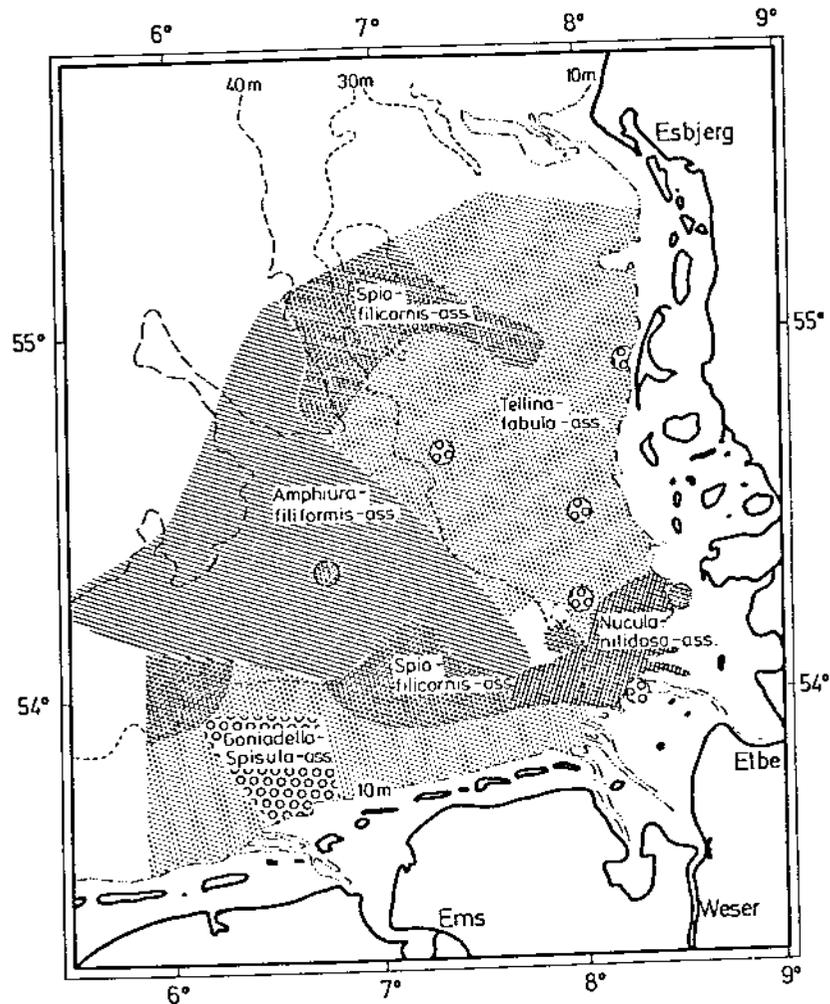


Abb. 1. Bodentiergemeinschaften in der Deutschen Bucht. Nach SALZWEDEL et al., 1985.

Im gesamten Bereich der südlichen Nordsee ist ein Anstieg der Biomasse der Bodentiere um das 1,5- bis 4-fache festgestellt worden. Die Biomasseanstiege sind auf sandigerem Sediment drastischer und bis heute anhaltend, wohingegen sie auf Schlick nur bis in die siebziger Jahre zu erkennen waren (Abb. 2).

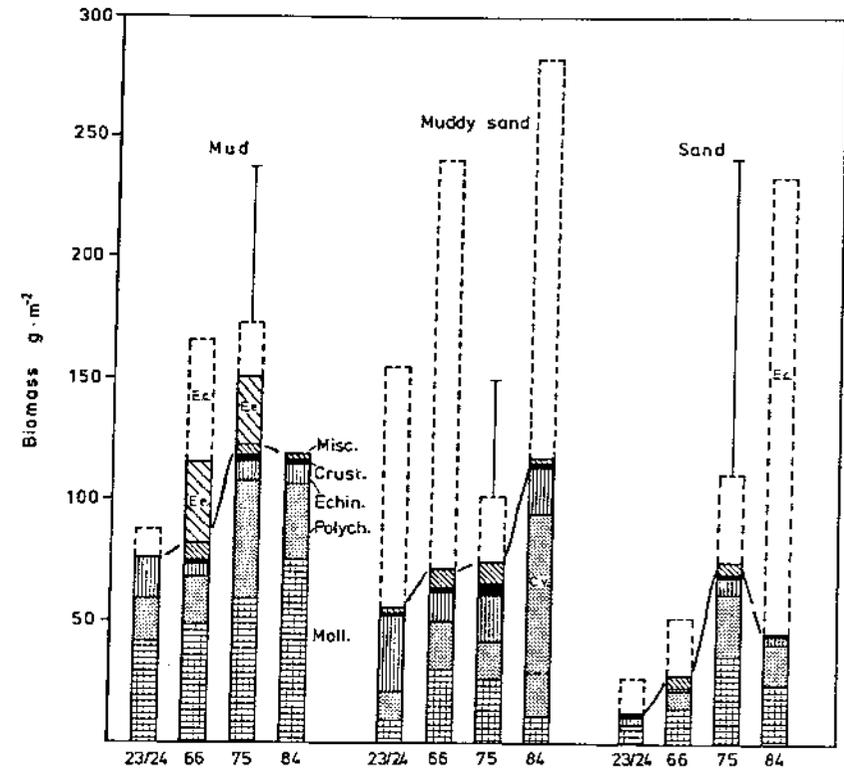


Abb. 2. Veränderungen in der Biomasse der Bodentiergemeinschaften in drei Gebieten mit unterschiedlichem Sediment: Schlick, schlickiger Sand und Sand. Nach RACHOR, 1990.

Parallel wird eine Verschiebung im Artenspektrum festgestellt, zum einen lokal hin zu einem Rückgang der Artenzahl und zum anderen hin zur Dominanz opportunistischer Arten, die als tolerant gegenüber ver-



Abb. 3. Veränderungen in den Bodentiergemeinschaften unter dem zunehmenden Eintrag von organischem Material. Nach PEARSON & ROSENBERG, 1978.

schlechterten Umweltbedingungen gelten. Auf schlickigen Böden, wie z. B. der inneren Deutschen Bucht, tritt seit vielen Jahren das Problem des Sauerstoffmangels auf, der die Fauna bis auf wenige Arten auslöscht. All diese Veränderungen sind Anzeichen für die Eutrophierung, d. h. die Überdüngung der gesamten südlichen Nordsee mit organischem Material (Abb. 3).

Über die Auswirkungen einer diffusen und großräumigen Verschmutzung mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen liegen nur wenige Untersuchungen vor, die sich zumeist auf die Analyse der Schadstoffkonzentrationen in den Organismen beziehen, aber direkt keine Kausalität zu Veränderungen in den Benthosgemeinschaften darstellen. Es läßt jedoch vermuten, daß auch unter diesem Einfluß das Artenspektrum eine Dominanz von toleranten Arten zeigt. Bei punktuellen drastischen Verschmutzungen, wie z. B. einer Ölbohrstelle, dem Verklappen von Klärschlämmen, dem Eintrag oder der Entnahme von Baggergut, finden sich gravierende Schäden in den Bodentiergemeinschaften entlang eines Gradienten vom Zentrum der Verschmutzung hin zu deren Peripherie.

Es geht dem Benthos der Nordsee nicht besser!

Und besonders unter dem Aspekt der globalen Veränderungen, wie z. B. der zunehmenden Erwärmung der Atmosphäre und des Wassers, werden auch das Benthos und die Veränderungen in seinen Strukturen wichtigen Indikatoren bleiben. Datenbanken, in die zukünftig Langzeitdatenreihen eingespeist und mit Hilfe mathematischer Zeitreihenanalysen ausgewertet und prognostizierend als Modellvorstellung extrapoliert werden, geben hoffentlich rechtzeitige Informationen über Strukturveränderungen. Zur Zeit ist es angesichts der natürlichen Schwankungen in unseren Meeren so, daß die Computeranalysen Datensätze über die Dauer vieler Dekaden benötigen, um eindeutige Trends darlegen zu können.

Daher stellt sich die Frage, ob »rote Listen«, die eine Vielzahl vom Aussterben bzw. Rückgang bedrohter benthischer Nordseearten zeigen (Abb. 4) und deren Bestandsveränderungen in Zukunft dokumentie-

**Rote Liste der Stachelhäuter (Echinodermata)
(28 Arten)**

1984

0. Ausgestorben oder verschollen:

Leptasterias mülleri
Pontaster tenuispinus
Ophiura affinis
Ophiura sarsi

4. Potentiell gefährdet:

Acrocnida brachiata
Amphipholis squamata
Amphiura chiajei
Echinocardium pennatifidum
Echinus esculentus (a)
Henricia sanguinolenta
Lapidoplax buski
Leptosynapta bergensis
Leptosynapta inhaerens (b)
Leptosynapta minuta
Rhabdomolgus ruber
Solaster papposus (c)
Spatangus purpureus (d)
Thyone fusus
Thyonidium pellucidum

Summe: 19 Arten

Beurteilung 1989

0. Verschollen:

Henricia sang.
Lapidoplax buski
Leptasterias müll.
Leptosynapta barg.
Leptosynapta inh.
Leptosynapta min.
Ophiura affinis
Ophiura sarsi
Pontaster ten.
Rhabdomolgus r.
Thyone fusus
Thyonidium pel.

1. Vom Aussterben bedroht: -
2. Stark gefährdet:

Echinus esculentus
Solaster papposus
Spatangus purpur.

3. Gefährdet:

Acrocnida brachiata
Astropecten irregularis (e)
Echinocyamus pusillus (f)

4. Potentiell gefährdet:

Amphipholis squamata
Amphiura chiajei
Amphiura filiformis (g)
Cucumaria elongata
Echinocardium pennaf.
Psammechinus miliaris (h)

Summe: 24 Arten

a = Eßbarer Seeigel, b = Kleiten-Seegurke, c = Seesonne, Sonnenseiher,
d = Purpurigel, e = Kammstern, f = Kleiner Schildigel,
g = Faden-Schlangenseiher, h = Strand-, Sandseeigel

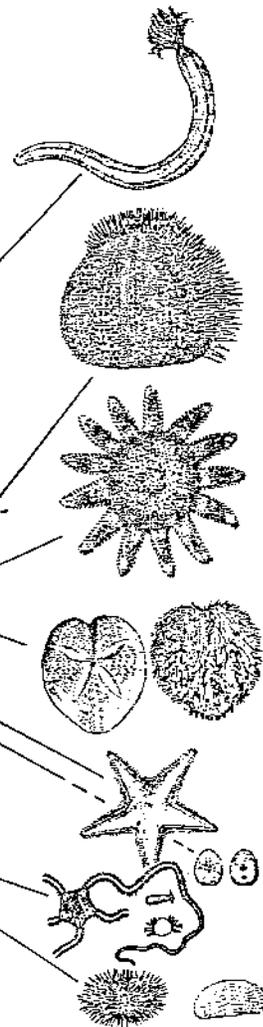


Abb. 4. »Rote Liste« der Stachelhäuter (Echinodermata) für die Nordsee.
(RACHOR, pers. Mitt.)

ren, zum prophylaktischen Handeln und Schutz des Ökosystems Nordsee aufgestellt werden müssen. Es ist wichtig, nicht nur Arten- oder Individuenzahlen zu registrieren, sondern vermehrt die Qualität der Lebensgemeinschaften aus anthropogener Sicht zu beurteilen. Ein ausgewogenes Artenspektrum ist aus dieser Sicht wertvoller als das Massenvorkommen weniger Arten.

Wir Menschen sollten lernen, den Wert eines Wurmes oder Krebses nicht materiell, sondern als einen gleichwertigen Teil desselben Ökosystems zu bewerten, das uns ermöglicht zu leben.

Literatur

PEARSON, T. H. & ROSENBERG, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. - Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 16: 229-311.

RACHOR, E., 1990. Changes in sublittoral zoobenthos in the German Bight with regard to eutrophication. - Neth. J. Sea Res. 25: 209-214.

SALZWEDEL, H., RACHOR, E. & GERDES, D., 1985. Benthic macrofauna communities in the German Bight. - Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh. 20: 199-267.

Algen, schwarze Flecken und andere Probleme des Wattenmeeres

Hermann Michaelis

NLÖ – Forschungsstelle Küste, Norderney

Einführung

Im Wattenmeer von heute macht sich keine der vielfältigen Belastungen so gravierend bemerkbar wie die Eutrophierung, die Überdüngung mit Nährstoffen. Diese Nährstoffe stammen nur zum geringsten Teil aus der unmittelbaren Küstenregion, sondern sie werden von fernher über die Flüsse und die Atmosphäre eingetragen. Ihre Hauptquellen sind die Kläranlagen kommunaler Abwässer, die Auswaschungen aus überdüngten Agrarflächen und – was die atmosphärischen Stickstoffeinträge betrifft – die industrielle Verbrennung, der Verkehr und die Landwirtschaft.

Nicht nur im Wattenmeer, sondern in zahlreichen europäischen Küstengewässern haben sich die Konzentrationen von Phosphor- und Stickstoffsalzen vervielfacht. Diese düngenden Substanzen haben im Meer die gleiche Wirkung wie auf dem Acker: Sie steigern das Pflanzenwachstum; das bedeutet, im Meer nimmt die Menge der Algen zu, sowohl die der einzelligen Planktonalgen im Wasser als auch die der mehrzelligen Großalgen auf den küstennahen Meeresböden. Da mehr Nahrung für die pflanzenfressende Tierwelt bereitsteht, nimmt auch diese zu. Dieser Anstieg pflanzt sich in den Nahrungsnetzen aufwärts von Stufe zu Stufe fort bis hin zu einigen Endgliedern. Daraus erklärt sich zum Beispiel, daß heute in der Nordsee und im Wattenmeer mehr Seevögel leben als jemals zuvor (2; 14). Das hört sich nach Bereicherung an, und man könnte es positiv sehen, wenn sich ein neues Gleichgewicht hätte einstellen können. Was aber geschieht, wenn diese Entwicklung noch weiter fortschreitet? Das demonstrieren uns zahlreiche Gebiete in Teilen der Ostsee, im Kattegat, in dänischen und britischen Gewässern, an der französischen Küste, in der Adria und anderswo (10; 19): Hier ist

das Optimum überschritten; der Überschuß an pflanzlichem Material kann weder von den Pflanzenfressern aufgenommen noch durch aeroben Abbau bewältigt werden. Fäulnisprozesse setzen ein und Zustände von Sauerstoffmangel sind die Folge.

Effekte durch gesteigerte planktische Primärproduktion

Die Eutrophierung hat sowohl eine Zunahme des Phytoplanktons bewirkt als auch eine Umschichtung in der Zusammensetzung (7; 21): Früher bildeten die Kieselalgen (Diatomeen) den Hauptbestandteil, heute gewinnen die Geißelalgen (Flagellaten) zunehmend an Bedeutung. Der

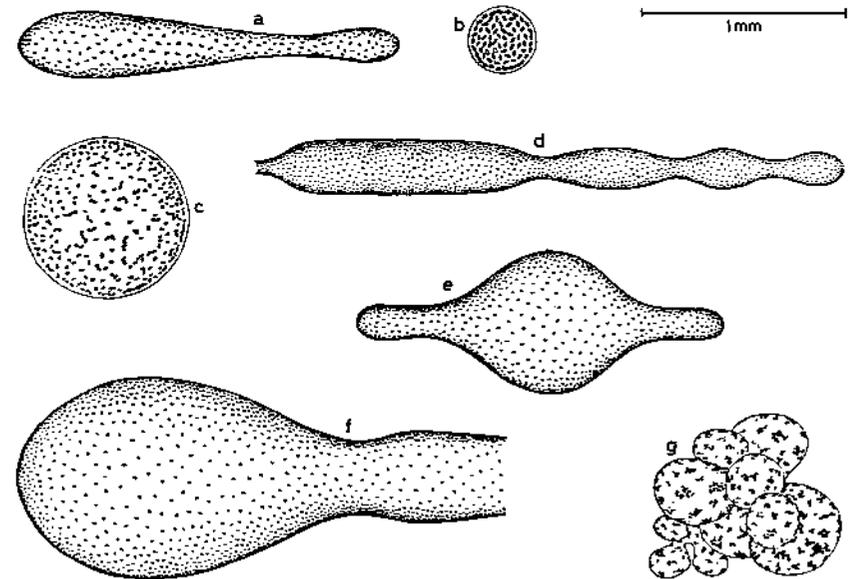


Abbildung 1. Die Planktonalge *Phaeocystis* bildet außerordentlich große und vielgestaltige Kolonien, a–f: *Phaeocystis globosa*; g: *Ph. pouchetii*. Nach BÄTJE & MICHAELIS, 1986.

Hauptgrund (vermutlich neben Einflüssen toxischer Belastungen) ist, daß der für die Kieselalgen unentbehrliche Nährstoff Silizium (gebraucht zum Aufbau der Kieselschalen) durch zivilisatorische Prozesse nicht zugenommen hat. Die Kieselalgen können deshalb von dem vermehrten Stickstoff- und Phosphatangebot nur begrenzt profitieren, da sie durch unverändert niedrige Konzentrationen des gelösten Silikats limitiert bleiben. Ist dieser Strukturwandel zugunsten der Flagellaten nun ein Nachteil? Durchaus, denn unter den Kieselalgen – zumindest der Nordsee – gibt es keine problematischen Arten; zu den vorherrschend gewordenen Flagellaten gehören jedoch mehrere, die toxisch sind, wie *Dinophysis acuminata*. Dieser Panzerflagellat erzeugt ein von Muscheln angereichertes Gift, und seine Zunahme machte ab 1988 eine

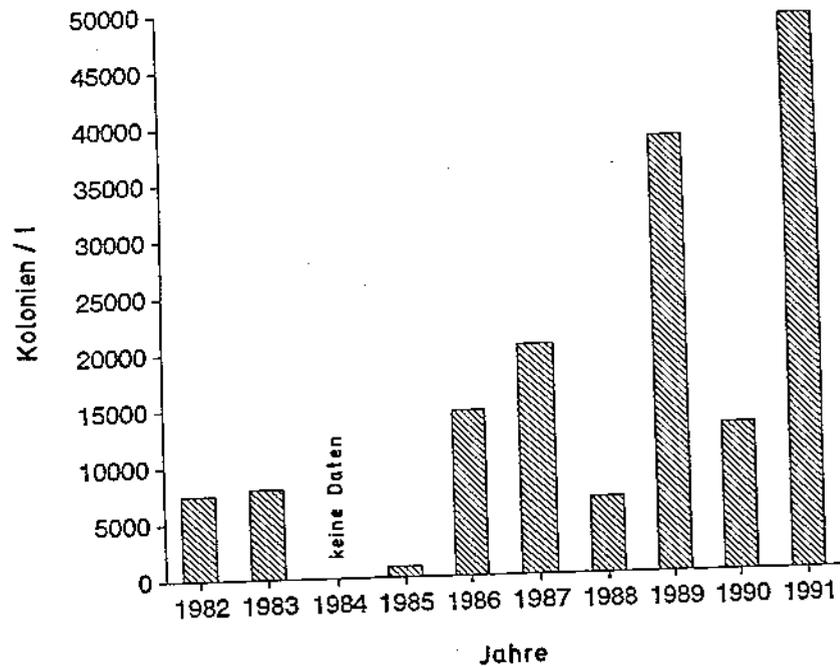


Abbildung 2. Die jährlichen Maxima der Koloniezahl von *Phaeocystis globosa* an einer Dauerstation bei Norderney. Nach RAHMEL et al., in Druck.

regelmäßige Überwachung der Muschelgewässer an der Wattenküste erforderlich (13). Andere, wie *Phaeocystis globosa* (Abb. 1), werden unter die »lästigen« Arten eingestuft. Diese Alge hat sich im letzten Jahrzehnt zu einer Massenform unserer Küstengewässer entwickelt (Abb. 2). Ihre Lästigkeit beruht auf einigen sonderbaren Eigenschaften: Zunächst bildet sie recht große, gallertige Kolonien, die in reichem Maße gelöste organische Substanzen (eiweiß- und zuckerhaltige Verbindungen) ins Meerwasser abscheiden. Daraus werden bei Seegang die üppigen Schaummassen gebildet, die jetzt zur Zeit der Hauptblüte im Mai oder Juni ziemlich regelmäßig unsere Strände säumen. Ferner erzeugt *Phaeocystis* Acrylsäure und das schwefelhaltige Dimethylsulfid,

g ATG/m²/Jahr

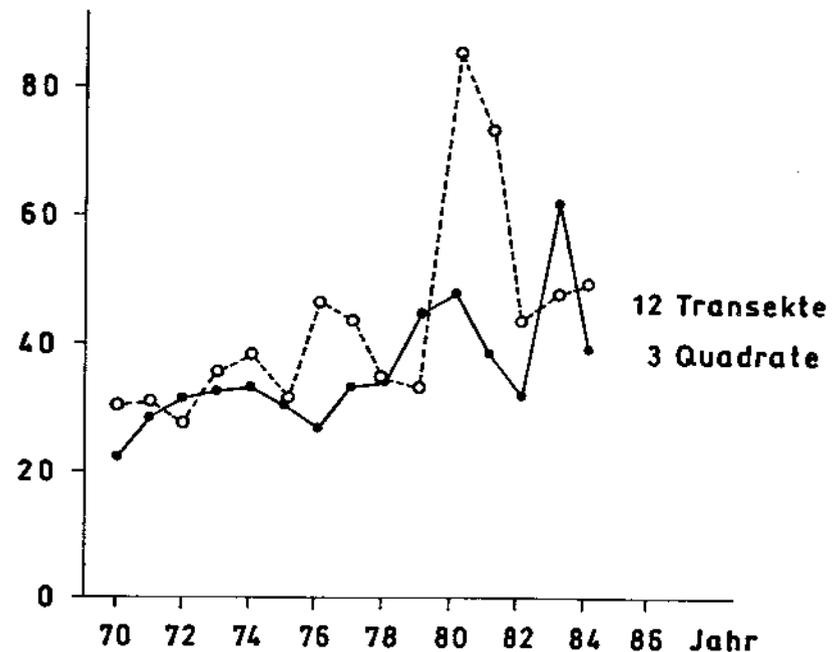


Abbildung 3. Biomasseproduktion der Bodenfauna im niederländischen Wattenmeer. Nach BEUKEMA & CADÉE, 1986. ATG: aschefreies Trockengewicht.

das für den stechenden Geruch während der Blütezeit verantwortlich ist. Wegen der genannten Eigenschaften stiftet *Phaeocystis* Verwirrung im Ökosystem: Sie kann vermutlich von filtrierenden, planktonfressenden Meerestieren, wie Miesmuschel und Herzmuschel, nur begrenzt als Nahrung aufgenommen werden. Ein weiteres Anwachsen der *Phaeocystis*-Blüten könnte deshalb zu Produktionsausfällen auf der Stufe der Primärkonsumenten (Pflanzenfresser) führen mit beträchtlichen Rückwirkungen auf andere Glieder des Nahrungsnetzes.

Bisher hatte aber das Anwachsen der planktischen Primärproduktion zur Folge, daß auch die Bodenfauna zugenommen hat mit dem schon erwähnten, auf das gesamte Ökosystem durchschlagenden Steigerungseffekt. Nach Langzeituntersuchungen im niederländischen Wattenmeer hat sich dort die Biomasseproduktion der Bodenfauna verdoppelt (Abb. 3), und im schleswig-holsteinischen Wattenmeer wurde eine zahlenmäßige Vervielfachung gegenüber den dreißiger Jahren festgestellt (23).

Ob nun die Eutrophierung gutartigen, lästigen oder toxischen Planktonformen zur Massenentwicklung verhilft, sie erreicht in jedem Fall ein kritisches Stadium, wenn der Sauerstoffhaushalt infolge pflanzlicher Überschußproduktion aus dem Gleichgewicht gerät. Dies ist an vielen Stellen der europäischen Meere bereits ein chronischer Zustand, und sogar die Deutsche Bucht war in einigen Sommern der achtziger Jahre betroffen (15). Bis vor kurzem hätte niemand damit gerechnet, daß derartige Gefahren auch dem Wattenmeer einmal drohen könnten, denn wir hielten einen ausreichenden Sauerstoffeintrag aufgrund von Gezeiten und Seegang für stets gewährleistet. Diese Gewißheit ist nun durch das Auftreten der »schwarzen Flecken« erschüttert worden, auf die weiter unten ausführlicher eingegangen wird.

Effekte durch gesteigerte benthische Primärproduktion

Von den bodenlebenden Algen des Wattenmeeres galten bis vor kurzem nur die benthischen Mikroalgen (einzellige, den Planktonformen nahestehende Diatomeen und Cyanobakterien) als wesentliche Primärproduzenten. Deren Biomasse hat zwar zugenommen (6), doch ist über da-

durch verursachte Probleme nichts bekannt geworden. Dagegen haben inzwischen die bodenlebenden Großalgen – vorher völlig unbedeutende Produzenten pflanzlicher Biomasse – in spektakulärer Weise auf die Nährstoffzufuhren reagiert.

Von den drei Hauptgruppen – Grünalgen, Braunalgen, Rotalgen – werden besonders die kurzlebigen, einjährigen Grünalgen begünstigt. Sie haben sich im Laufe der achtziger Jahre europaweit zu einem Problem entwickelt und suchen seit 1989 auch das Wattenmeer mit Massenvucherungen heim. Über chronische Grünalgenplagen wird aus vielen Teilen der Ostsee, aus dem Kattegat, aus dänischen Gewässern, von britischen Küsten, aus der Bretagne, der Adria und der Lagune von Venedig berichtet (10; 19). Das Erscheinungsbild ist überall ähnlich: In den meisten Fällen sind Grünalgen der Gattungen *Ulva* und *Enteromorpha* die Hauptverursacher. Auch im Wattenmeer machen uns vor allem Vertreter dieser beiden Gattungen zu schaffen. Die Grünalgen werden zusätzlich durch den Umstand begünstigt, daß sie im Ökosystem Wattenmeer nur eine sehr geringe Bedeutung als Nahrungspflanzen haben. Fast niemand mag sie fressen. Zu den wenigen Ausnahmen gehört die Strandschnecke, *Littorina littorea*. Sie ist in der Lage Substrate, auf denen sie in dichten Populationen vorkommt, von Grünalgen völlig freizuhalten. Im allgemeinen werden aber die ungeheuren Mengen dieser pflanzlichen Überschußproduktion durch Pflanzenfresser nicht genutzt und können auch durch aeroben Abbau nicht vollständig remineralisiert werden. Mächtiger entwickelte Algenteppiche geraten in Fäulnis und verursachen Sauerstoffmangel mit Absterben der Bodenfauna.

Die Grünalgen im Wattenmeer werden seit 1989, dem Beginn ihres Massenauftritts, regelmäßig vom Flugzeug aus kartiert, sowohl in Schleswig-Holstein als auch in Niedersachsen (Abb. 4). Aus einem Bericht über die Entwicklung in Niedersachsen (19) geht hervor, daß die Plagen sich offensichtlich als chronisches, jeden Sommer wiederkehrendes Phänomen eingebürgert haben. Was die Ursachen betrifft, wird von den Untersuchern verschiedenster Gebiete übereinstimmend das hohe Stickstoffangebot als Schlüsselfaktor angesehen, der für die Grünalgenwucherungen verantwortlich ist. Ihre Auswirkungen werden von den meisten Autoren für schwerwiegender gehalten als die von Planktonblüten. Im Wattenmeer kam es auf den Wattflächen zwar an zahlreichen

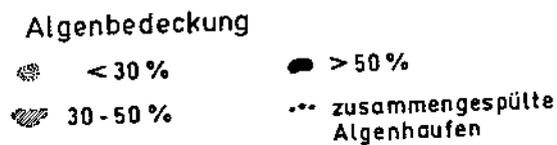
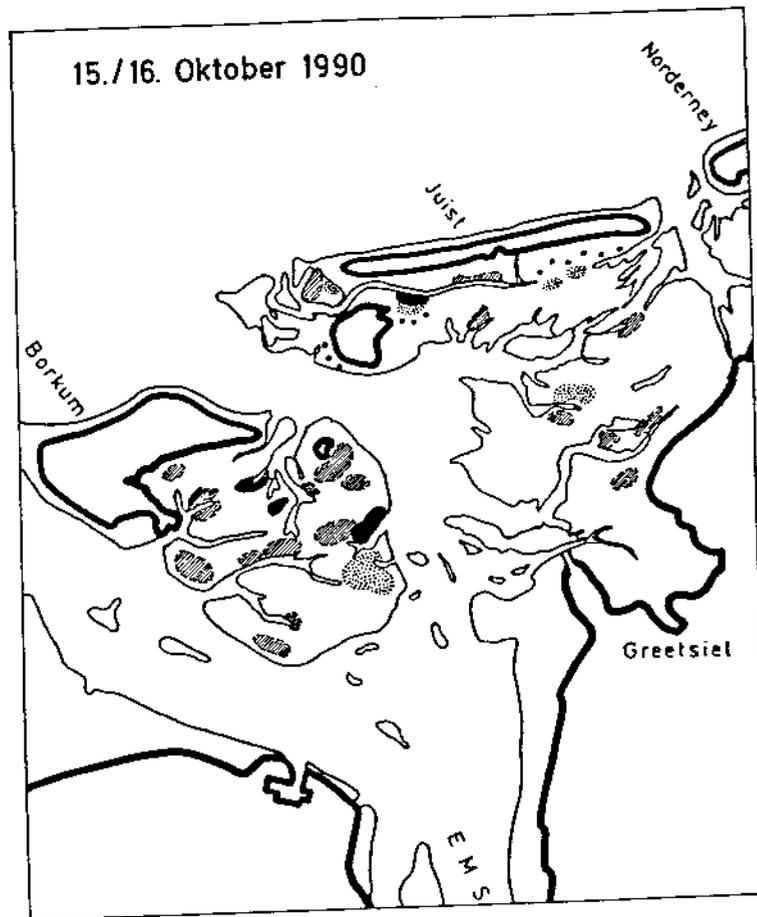


Abbildung 4. Verteilung von bodenlebenden Großalgen im westlichen Teil des ostfriesischen Wattenmeeres, Zustand Oktober 1990. Flächenausdehnung und Dichte der Algenbeläge waren bereits rückläufig.

Stellen zur Ausbildung anoxischer Oberflächensedimente durch verrotende Algenmatten, aber die betroffenen Flächen regenerierten sich ziemlich rasch. Wesentlich nachhaltiger sind vermutlich die Auswirkungen in den Prielten. Hierin sammelt sich treibendes Algenmaterial an, dessen Fäulnis an den Ufern und auf der Sohle anoxische Sedimentbereiche entstehen läßt. Reduziertes Bodenmaterial bringt, mit den Gezeiten hin und her transportiert, offenbar die gesamte Prielsohle zum Umschlagen in den anaeroben Zustand. Vom Flugzeug aus konnten in den letzten Sommern unzählige derartiger »schwarzer Priele« im Wattgebiet zwischen Ems und Elbe beobachtet werden. Sie pflegen alle mit einem kleinen schwarzen »Fähnchen« (aus abwärts transportierten, reduziertem Sediment) in die Hauptrinnen einzumünden.

Die Folgen für die Tierwelt sind noch nicht näher untersucht worden. Zunächst kann nur vermutet werden, daß die mit der Flut aufwärts und mit der Ebbe abwärts wandernde vagile Rinnenfauna betroffen sein wird, zu der die Jungstadien der Plattfische, nicht kommerzielle Kleinfische, wie Aalmutter und Grundel, die Garnelen, die Strandkrabben und andere Tiere gehören. In der Literatur gibt es ferner einen schon älteren

Jahr/ Fanggebiet	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Borkum	+	-	-	-	Laich	-
Baltrum/Langeoog	+	*	-	+	-	-
Außenjade	+	-	-	/	-	-
Innenjade	+	+	+	+	-	+
Außenweser	-	-	-	/	-	-
Innenweser	+	*	-	-	-	-

+ Buccinum vorhanden

* unvollständige Begleitprotokolle

/ keine Fänge

Tabelle 1. Die Wellhornschncke (*Buccinum undatum*) im Beifang von Plattfischfängen mit dem Schleppnetz.

Hinweis, daß sich Großalgenmaterial auch auf den Böden tiefer Watt-
rinnen ablagert und dort Schäden durch Sauerstoffzehrung anrichten
kann (16). Dieser Frage sollte nachgegangen und geprüft werden, ob
damit etwa der Rückgang der Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*)
zusammenhängen könnte. Dieser früher häufige Rinnenbewohner gilt
im holländischen Wattenmeer bereits als fast verschwunden (12) und
scheint auch bei uns recht selten geworden zu sein. Darauf deuten Lang-
zeituntersuchungen in der Jade (9) und eigene Beifangstudien an der
niedersächsischen Küste hin (Tab.1).

Sorge um die Seegräser

Beträchtliche Sorgen bereiten uns die Seegräsbestände. Bekanntlich
waren die sublitoralen Bestände des Breitblättrigen Seegrases (*Zostera
marina*) in den dreißiger Jahren dieses Jahrhunderts einer Seuche zum
Opfer gefallen. Auf den Watten herrschte damals das Zwergseegras
(*Zostera noltii*) vor, das von dem Sterben nicht betroffen war. Für die
neuere Entwicklung ist es aufschlußreich, einmal das Wattenmeer in
seiner Gesamtheit zu betrachten. Der Biotopatlas von DIJKEMA (8), in
dem auch die Seegräsbestände wiedergegeben sind, bietet dazu die
Möglichkeit. Es zeigt sich, daß in den einzelnen Regionen, vermutlich
seit den sechziger und siebziger Jahren, ganz unterschiedliche Entwick-
lungen abgelaufen sind:

Im niederländischen Watt sind beide Seegrasarten bis auf kümmer-
liche Reste verschwunden. In Niedersachsen gingen die Bestände zu-
rück und veränderten gleichzeitig ihre Zusammensetzung: Eine Wat-
tenform von *Zostera marina* begann die Bestände von *Zostera noltii* zu
durchsetzen. Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer scheinen Seegrä-
ser im Bereich der Elbemündung völlig zu fehlen; nördlich der Halbinsel
Eiderstedt befinden sich dagegen große, vitale Bestände, in denen sich
Zostera marina und *Zostera noltii* überlagern. Im dänischen Watt sind
die Bestände wieder dürrtiger, etwa mit Niedersachsen vergleichbar.

Die Versuchung ist groß, diese Seegräsverteilung als ein Spiegelbild
der Belastung zu deuten: Die niederländische Küste leidet bekanntlich
unter sehr hohen Schad- und Nährstoffanreicherungen (Seegräser fast

verschwunden). Niedersächsische Küste und Elbemündung sind hoch
belastet (Seegräser rückläufig), während der deutsche Teil des nordfrie-
sischen Wattes nach Ergebnissen des Bund-Länder-Meßprogrammes
(5) einen deutlich geringer belasteten Küstenabschnitt darstellt (Seegrä-
ser in gutem Zustand).

Der dänische Teil des Wattenmeeres müßte, nach dem Indikator See-
gras zu urteilen, wieder stärkeren zivilisatorischen Einflüssen ausgesetzt
sein.

Ob und welche Schadstoffe für den Rückgang der Seegräser verant-
wortlich sind, ist ungeklärt. Unter verschärftem Verdacht stehen in der
Landwirtschaft eingesetzte Herbizide. Vorsichtig wird auch die Hypo-
these diskutiert, ob ein Verwandter des Erregers der dreißiger Jahre,
abermals von Amerika kommend, das »neue Seegräsersterben« an den
europäischen Küsten ausgelöst haben könnte (11). Da diesmal auch das
früher verschonte Zwergseegras betroffen ist, müßte es sich um einen
abweichenden Typus dieses Erregers (sein Name ist Labyrinthula) han-
deln. Ein nicht unbeträchtlicher Teil der Schuld bleibt jedoch der Eutro-
phierung anzulasten: Erstens machen Makroalgen den Seegräsern zu-
nehmend Konkurrenz, und zweitens haben anscheinend auf dem See-
gras siedelnde Kleinalgen (Aufwuchsdiatomeen, Schlauchdiatomeen,
fädige Grünalgen) zugenommen. Sie könnten einen Beschattungseffekt
ausüben, der die Photosyntheseleistung mindert und die Pflanzen krän-
keln oder absterben läßt.

Warum hat das Watt die Schwarzfleckenkrankheit?

Seit einigen Jahren werden auf den Böden des Wattenmeeres soge-
nannte »schwarze Flecken« beobachtet (17; 18; 20; 24). Die Ursachen
ihrer Entstehung sind noch unbekannt, doch wird ein Zusammenhang
mit der Eutrophierung als hochwahrscheinlich angesehen.

Zum Verständnis sei vorausgeschickt, daß Meeresböden normaler-
weise von einer oxidierten Oberflächenschicht (Oxidationszone) über-
zogen sind, die eine helle Färbung aufweist (Abb. 5). Darunter befinden
sich, durch Farbwechsel scharf abgegrenzt, die schwarzen, anoxischen
Sedimente der Reduktionszone. Für den Unterschied ist das im Boden

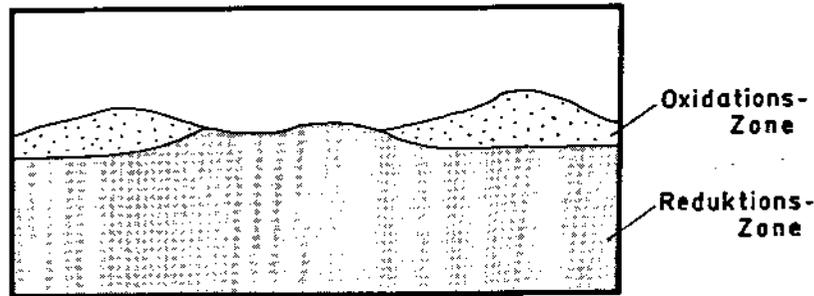
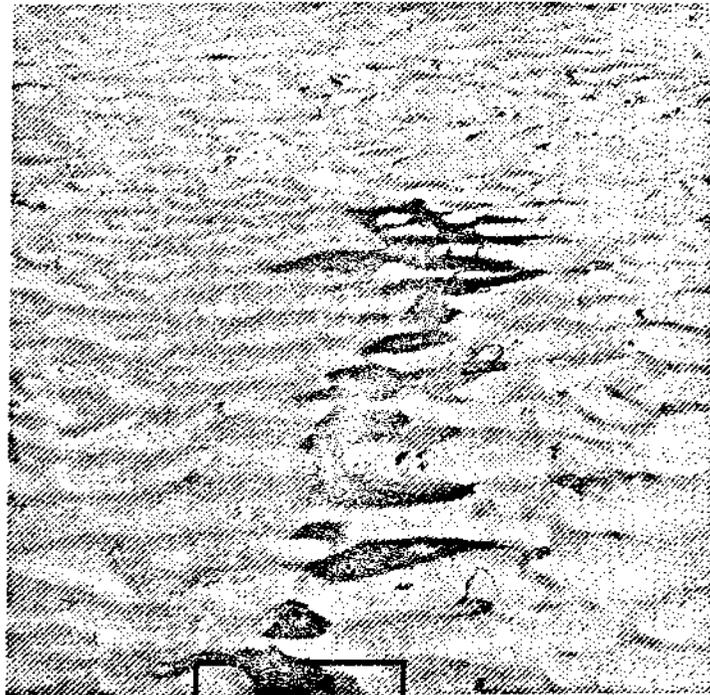


Abbildung 5. Ein »schwarzer Fleck« mittlerer Größe (ca. 1 m Länge) in Aufsicht (oben) und im vergrößerten Querschnitt (unten).

enthaltene Eisen verantwortlich, das an der Oberfläche als Hydroxid oder Sulfat vorliegt, während es in der Reduktionszone zu Eisensulfid reduziert ist, das die schwarze Farbe verleiht.

Oberflächlich durch Schwarzfärbung angezeigte, anoxische Bedingungen sind dort nicht ungewöhnlich, wo sich im oder auf dem Boden organisches Material zersetzt, wie Grünalgen, abgestorbene Muscheln oder dergleichen. Um Fälle solcher Entstehungsweisen handelt es sich hier jedoch ausdrücklich nicht! Was uns im Wattenmeer beunruhigt, sind Flecken, an denen die schwarze Reduktionszone scheinbar spontan, zumindest ohne bislang erkennbare Ursache, zutage tritt (Abb. 5). Besonders schwer erklärbar scheint die Tatsache, daß sich die Vorkommen dieser Flecken vorwiegend auf sandiges Sediment beschränken, das nur geringe Mengen organischer Substanz enthält.

Das Auftauchen dieser schwarzen Flecken wurde Mitte der achtziger Jahre erstmals registriert, und in den folgenden Jahren ihre zunehmende Häufigkeit und Größe beobachtet (17; 20). 1989 hatten die größten Flecken Dimensionen von einem bis mehreren Quadratmetern erreicht, weshalb mit eingehenderen Untersuchungen begonnen wurde (18; 24).

Es ergab sich, daß die einzelnen Flecken außerordentlich dynamisch sind und unentwegt ihre Lage, Form und Größe verändern. Im Durchschnitt haben sie eine »Lebensdauer« von zwei bis drei Wochen, doch können einzelne Exemplare mehrere Monate überdauern. Man fragt sich, warum diese reduzierten Sedimentoberflächen nicht rascher reoxidiert werden, sei es bei Niedrigwasser durch Luftsauerstoff oder bei Hochwasser durch Sauerstoff des Seewassers. Wahrscheinlich erklärt sich diese relative Langlebigkeit daraus, daß selbsterhaltende Mechanismen in Form von Diffusionssperren ausgebildet werden. Erstens werden die anaeroben Oberflächen von einem Schwefelbakterium (*Beggiatoa sp.*) besiedelt, dessen Überzüge eine Reoxidierung zumindest verzögern, und zweitens könnten bei Ebbe zurückgebliebene Schichten von Restwasser einen Sauerstoffaustausch behindern. Es ist ein gemeinsames Merkmal aller schwarzen Flecken fortgeschrittenen Stadiums, daß sie flache, wassergefüllte Vertiefungen im Gelände darstellen. Sie kommen dadurch zustande, daß anoxisches Sediment verstärkt erosionsanfällig und abgetragen wird, weil nach Verschwinden der Bodenfauna die biogen bedingten Festigkeitseigenschaften verlorengehen.

Stellen die schwarzen Flecken nun wirklich ein bedrohliches Phänomen dar? Darüber läßt sich erst urteilen, wenn Auskünfte über die Größe des betroffenen Gebietes und über den Anteil der betroffenen Fläche vorliegen. Mit einer qualitativen Kartierung im Mai 1991 wurde festgestellt, daß schwarze Flecken im gesamten Wattgebiet zwischen Ems und Elbe vorkommen. Zur Quantifizierung des betroffenen Flächenanteils wurde 1991 ein erster Versuch im Wattgebiet südlich von Norderney unternommen (24): Danach nahm die Summe aller anoxischen Flecken rund einen viertel Hektar, also 2500 m², ein. Im Verhältnis zur kartierten Gesamtfläche von 11 km² entspricht das einem Anteil von nur 0.23 ‰.

Was die Ursachen betrifft, wären Auftreten und Zunahme der schwarzen Flecken am einfachsten als Folge der sich steigernden Planktonproduktion in den Küstengewässern zu erklären. Nach HÖPNER (17) hätte die vermehrte Zufuhr organischer Substanz die sauerstoffzehren-

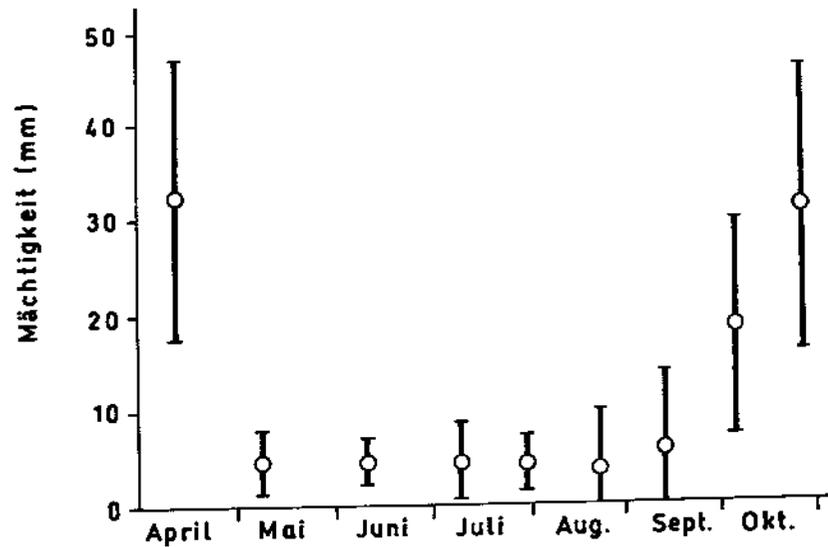


Abbildung 6. Jahreszeitliche Schwankungen der Mächtigkeit der Oxidationszone (Mittelwerte und Standardabweichung). Messungen aus einem Profil in sandigem Watt bei Norderney, 1991. Nach THIESSEN, in Vorbereitung.

den Abbauprozesse im Wattenboden gesteigert; dadurch würde sich die Mächtigkeit der Oxidationsschicht verringern und stellenweise die schwarze Reduktionsschicht an der Oberfläche erscheinen.

Mit dieser an sich plausiblen These scheinen jedoch verschiedene Befunde nicht im Einklang zu stehen: Wenn sie zuträfe, dürften die schwarzen Flecken eigentlich nur während des Sommers auftreten, weil dann der oxidierte Überzug geschrumpft ist. Die Mächtigkeit der Oxidationsschicht unterliegt nämlich jahreszeitlichen Schwankungen (Abb. 6): Im Winter ist sie mächtiger als im Sommer, weil in der warmen Jahreszeit durch verstärkte bakterielle Aktivität und intensivere Atmung der Bodentiere mehr Sauerstoff verbraucht wird. Schwererklärbarerweise werden aber schwarze Flecken das ganze Jahr hindurch gefunden. Auch deuten Messungen der Oxidationszone, die seit 1976 bei Norderney in Zusammenhang mit Untersuchungen der Bodenfauna laufen, nicht auf einen allgemeinen Rückgang der Mächtigkeit hin (18). Die Frage nach den Ursachen bleibt somit vorläufig unbeantwortet.

Nun noch zu der Frage: Was bewirken die schwarzen Flecken? Anaerobes Sediment ist nicht nur sauerstofflos, sondern enthält auch giftigen Schwefelwasserstoff. Die meisten Bodentiere können in einem Sediment ohne oxidierte Oberflächenschicht nur kurze Zeit überleben. Sie verlassen diese Bereiche oder sterben ab. Eine großflächige Ausbreitung anoxischer Oberflächensedimente hätte deshalb für das Ökosystem Wattenmeer bedrohliche Folgen.

Schlußbemerkung

Die vorangegangene Diagnose dürfte wohl kaum zulassen, daß als Befund noch eine intakte Gesundheit bescheinigt wird. Das Wattenmeer signalisiert mit einer Reihe von Symptomen, daß es krankt oder zumindest kränkelt: gesteigerte Phaeocystis-Blüten, Massenwucherungen von Grünalgen, Seegrasssterben, in anaeroben Zustand umschlagende Priele, schwarze Flecken auf den Wattflächen. Alle diese Symptome sind bereits chronisch und die meisten – möglicherweise alle – lassen sich auf ein- und dieselbe Ursache, die Eutrophierung, zurückführen.

Kein gesichertes Beispiel gibt es unter den hier betrachteten Fällen für Effekte toxischer Belastungen. Eine Komponente des sog. »neuen See-

grassterbens« gehört möglicherweise zu dieser Fallgruppe. Vielleicht treten die toxischen Effekte nicht klar in Erscheinung, weil sie in dem hocheutrophierten System Wattenmeer durch das wuchernde Leben überdeckt werden. Im Umkehrschluß hieße das, die Schäden dieser Kategorie würden erst zum Vorschein kommen, wenn die Eutrophierung beseitigt wäre – falls das jemals gelingen sollte.

Die Nährstoffreduzierung an den Punktquellen, vor allem das Phosphat erfassend, war »ein Schritt in die richtige Richtung« (17), hat aber das Algenwachstum nicht bremsen können. Im Gegenteil wurden durch die gleichzeitig noch anwachsenden Stickstoffeinträge jene Algenformen zum Wuchern gebracht, die mit geringen Phosphatmengen auskommen oder ihren Bedarf aus den Vorräten organischer Phosphorverbindungen decken können.

Im Wattenmeer wird anorganischer Phosphor ohnehin durch rasche Remineralisierung im Oberflächensediment fast ganzjährig verfügbar gemacht.

Der Stickstoff ist jetzt offensichtlich das Kernproblem. Wenn wir uns seine diffusen Hauptquellen – Landwirtschaft und Verkehr – und seine Eintragspfade über Ferntransport – Flüsse und Atmosphäre – vergegenwärtigen, landen wir zwangsläufig bei den Forderungen von BUCHWALD (4): Ökologische Umgestaltung von Wirtschaft und Landwirtschaft im – hydrologischen und atmosphärischen – Einzugsgebiet der Nordsee. Mit Blick auf die Nährstoffprobleme würde das heißen:

- drastische Einschränkungen der Mineral-Überdüngung, der Massenviehhaltung und der Güllepraxis,
- drastisches Herunterfahren der Verbrennung fossiler Energieträger, besonders im Straßen- und Luftverkehr.

Werden derartige Forderungen in unserer Gesellschaft für unrealistisch gehalten, dann muß auch der Anspruch auf heile Umwelt in der Nordsee und im Wattenmeer ins Reich der Utopien verwiesen werden.

Literatur

1. BÄTJE, M. & MICHAELIS, H., 1986. *Phaeocystis pouchetii* blooms in the East Frisian coastal waters. – Mar. Biol. 93.

2. BEHM-BERKELMANN, K. & HECKENROTH, H., 1991. Übersicht der Brutbestandsentwicklung ausgewählter Vogelarten 1900–1990 an der niedersächsischen Nordseeküste. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 27.
3. BEUKEMA, J. J. & CADÉE, G., 1986. Zoobenthos responses to eutrophication of the Dutch Wadden Sea. – Ophelia 26.
4. BUCHWALD, K., 1990. Nordsee – ein Lebensraum ohne Zukunft? – Die Werkstatt GmbH, Göttingen.
5. BUND-LÄNDER-MESSPROGRAMM FÜR DIE NORDSEE, in Druck. Gewässergütemessungen im Küstenbereich der Bundesrepublik Deutschland 1980–1991. –
6. CADÉE, G., 1984. Has input of organic matter into the western part of the Wadden Sea increased during the last decades? – Netherlands Institute for Sea Research, Publ. Ser. 10.
7. CADÉE, G., 1986. Recurrent and changing seasonal patterns in phytoplankton in the westernmost inlet of the Dutch Wadden Sea from 1969 to 1985. – Mar. Biol. 93.
8. DIJKEMA, K. S., 1989. Habitats of the Netherlands, German and Danish Wadden Sea. – Research Institute for Nature Management, Texel; Veth Foundation, Leiden.
9. DÖRJES, J., 1992. Langzeitentwicklung makrobenthischer Tierarten im Jadedeusen (Nordsee) während der Jahre 1974 bis 1987. – Senckenbergiana marit. 22.
10. GERLACH, S. A., 1989. Stickstoff, Phosphor, Plankton und Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht und in der Kieler Bucht. – »Eutrophierung der Nord- und Ostsee«, Forschungsvorhaben Wasser 10204215, Umweltbundesamt.
11. GIESEN, W., 1990. Wasting disease and present eelgrass condition. – Laboratory of Aquatic Ecology, Catholic University of Nijmegen, The Netherlands.
12. HALLERS-TJABBES, C. ten. Persönliche Mitteilung.
13. HANSLIK, M., 1990. Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer auf blütenbildende und toxische Algen: erste Ergebnisse. – Jahresber. Forschungsstelle Küste, Norderney, 39.

14. HARTWIG, E., KÖTH, T., PRÜTER, J., SCHREY, E., VAUK, G., & VAUK-HENTZELT, E., 1990. Seevögel. – In LOZAN, J. L. et al. (Hrsg.), Warnsignale aus der Nordsee. Paul Parey.
15. HICKEL, W., BAUERFEIND, E., NIERMANN, U. & WESTERNHAGEN, H. VON, 1989. Oxygen deficiency in the south eastern North Sea: possible sources and effects. – Ber. Biol. Anst. Helgoland 4.
16. HOEK, C. v. d., ADMIRAAL, W., COLIJN, F. & JONGE, V.N. de, 1979. The role of algae and seagrasses in the ecosystem of the Wadden Sea: A review. – In WOLFF, W.J. (Hrsg.), Flora and vegetation of the Wadden Sea. Balkema, Rotterdam.
17. HÖPNER, T., 1989. Eutrophierung der Nordsee und des Wattenmeeres. – NNA-Berichte 2/1.
18. KOLBE, K., in Druck. Zum Auftreten »schwarzer Flecken«, oberflächlich anstehender, reduzierter Sedimente, im ostfriesischen Wattenmeer. –
19. KOLBE, K., KAMINSKI, E., MICHAELIS, H., OBERT, B. & RAHMEL, J., in Druck. The recent, eutrophication-related plagues of macroalgae in the Wadden Sea area of Niedersachsen (FRG). –
20. MICHAELIS, H., 1992. The »black spot disease« (anaerobic surface sediments) of the Wadden Sea. – ICES C.M./E: 36.
21. RADACH, G. & BERG, A., 1986. Trends in den Konzentrationen der Nährstoffe und des Phytoplanktons in der Helgoländer Bucht (Helgoland Reede Daten). – Ber. Biol. Anst. Helgoland 2.
22. RAHMEL, J., BÄTJE, M., MICHAELIS, H. & NOACK, U., in Druck. *Phaeocystis globosa* and the phytoplankton succession in the East Frisian coastal water. –
23. REISE, K., 1990. Historische Veränderungen in der Ökologie des Wattenmeeres. – Rheinisch-Westfälische Akademie der Wissenschaften, Vorträge N 382.
24. THIESSEN, A., in Vorber. Anaerobe Bereiche der Wattoberfläche, deren Phänomenologie sowie deren Auswirkungen auf die Bodenlebewelt. –

Kontamination von Fischen

Reinhard Kruse

*Staatliches Veterinäruntersuchungsamt für Fische und Fischwaren
Cuxhaven*

Einleitung

Seewasser weist von Natur aus extrem niedrige Gehalte an bestimmten essentiellen Spurenelementen auf. Marine Organismen mußten daher im Laufe der Evolution hochleistungsfähige Anreicherungs- und Regulationsstrategien entwickeln, um die physiologisch erforderlichen Gehalte auf dem richtigen Spiegel eigenständig einzustellen.

Kommt es als Folge der zivilisatorischen Gewässerkontamination zu einem Überangebot an Spurenelementen bzw. zum Eintrag von xenobiotischen Stoffen, so kann die Regulationsfähigkeit der Organismen unter Umständen überbeansprucht werden, und es treten Schadeffekte auf.

Dabei treten diese Schadeffekte primär nicht unbedingt an marinen Organismen selber, z. B. an Fischen, auf. Die Gesetzmäßigkeiten der Nahrungskettenanreicherung haben vielmehr zur Folge, daß Schadeffekte an den höheren trophischen Stufen, also an Seevögeln, an marinen Säugern und nicht zuletzt an fischkonsumierenden menschlichen Verbrauchern auftreten, während die Fischbestände selbst noch unbehelligt geblieben sind.

Hauptteil

Zu den speziellen Aufgaben meiner Dienststelle – des Staatlichen Veterinäruntersuchungsamtes für Fische und Fischwaren Cuxhaven – gehört die Überwachung der Kontamination von Seefischen und die umfassende Bewertung der hierbei erhaltenen Ergebnisse nach Maßgabe des LMBG (Lebensmittel- und Bedarfsgegenstände-Gesetz). Ich werde

**GESETZLICHE UND SONSTIGE VORSCHRIFTEN
ZUR BEURTEILUNG VON SCHAD- UND
FREMDSTOFFEN IN FISCHEN**

1. Schadstoff - Höchstmengenverordnung
2. Pflanzenschutzmittel - Höchstmengen-
verordnung
3. Verordnung über Stoffe mit
pharmakologischer Wirkung
4. Richtwerte des BGA für Schwermetalle
5. Hygienerichtlinie Nr. 91/492/EWG
der EG für Muscheln
6. Hygienerichtlinie Nr. 91/493/EWG
der EG für Fische

Stand: Oktober 1991

*Tab. 1. Gesetzliche und sonstige Vorschriften zur Beurteilung von Schad-
und Fremdstoffen in Fischen.*

	B e l a s t u n g			Grenzwert	Grenzwert- auschöpfung (%)
	gering ^a	höher ^a	durchschn. ^b		
Hg	0,02	0,30	0,10	0,50/1,0	10 - 20 ^c
Pb	0,005	0,030	0,015	0,50	3
Cd	0,0005	0,005	0,002	0,10	2
HCB	0,0002	0,005	0,002	0,05	4
Ges.-HCH	<0,0001	0,003	0,001	0,05	2
Lindan	<0,0001	0,003	0,001	0,20	0,5
Ges.-DDT	0,001	0,015	0,005	2,0	0,25
PCB- Kongenere	<0,0001	0,020	0,005	0,08/0,10	5 - 6

(Gehalte in mg/kg, bezogen auf Frischsubstanz)

- Anmerkungen:
- a) unter geringer Belastung sind die generell niedrigeren Schadstoffgehalte zu verstehen, wie sie bei einer großen Zahl von Fischarten anzutreffen sind. Bei einer begrenzten Anzahl von Fischarten ist mit generell höheren Gehalten zu rechnen.
 - b) Unter der durchschnittlichen Belastung sind die nach Gewichtung mit dem Warenkorbanteil aller Fischarten ermittelten Schadstoffgehalte zu verstehen.
 - c) Die Hg-Gehalte von Seefischen sind ganz überwiegend auf die natürliche (geogene) Verbreitung dieses Schwermetalles zurückzuführen, so daß die im Vergleich mit den übrigen Kontaminanten relativ höheren Gehalte bzw. Grenzwertauschöpfung unvermeidlich sind.

St. VUA Cux 1992

Tab. 2. Umweltkontaminanten in wichtigen Konsumfischen aus Nordsee und Nordatlantik.

mich daher im folgenden vorrangig mit der Darlegung der derzeitigen Schadstoffbelastung wichtiger marktgängiger Seefischarten befassen und diskutieren, wie diese Daten lebensmittelhygienisch bzw. lebensmittelrechtlich zu bewerten sind.

In Tabelle 1 werden die gesetzlichen und sonstigen Vorgaben aufgelistet, die zur Beurteilung von Fischen als Lebensmittel heranzuziehen sind.

In Tabelle 2 erfolgt eine stark vereinfachende Zusammenfassung der derzeitigen durchschnittlichen Schadstoffgehalte und deren Bemessung an den vorgegebenen Grenz- bzw. Richtwerten. Aus Tabelle 2 ist zu entnehmen, daß die Grenzwertausschöpfung bei den aktuellen Hg-Gehalten am höchsten ist. Daher ist ein detailliertes Eingehen auf dieses Problemfeld angezeigt.

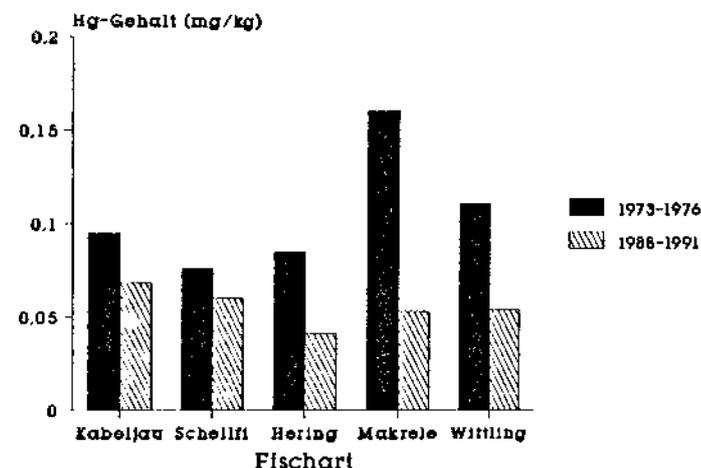
In den Jahren 1973 bis 1976 und 1988 bis 1990 wurden von uns jeweils 6000 bis 7000 Einzelproben von Seefischen aus dem Bereich der Nordsee und des Nordatlantiks auf den Gehalt an Gesamt-Hg untersucht. Die Untersuchungen erfolgten im Auftrag und mit Mitteln des damaligen Bundesministers für Jugend, Familie und Gesundheit bzw. des Bundesgesundheitsamtes. Die wichtigsten Ergebnisse hierzu werden in den Abbildungen 1 bis 3 zusammengefaßt wiedergegeben.

Aus diesen scheint sich bei vordergründiger Betrachtung ein überraschender Befund abzuleiten, nämlich ein Rückgang der durchschnittlichen Hg-Gehalte bei allen Fischarten, im Extremfall um 50%. Dieser »Effekt« erweist sich jedoch als Scheineffekt, da im genannten Zeitraum bei allen Untersuchungen ein Rückgang der durchschnittlichen Anlandungs-Individualgewichte eingetreten ist. (Die Hg-Gehalte von Seefischen sind bekanntermaßen positiv vom Gewicht bzw. Alter der Proben abhängig.)

Im Endeffekt sind also bei allen marktgängigen Arten die Hg-Gehalte während der letzten 15 Jahre unverändert geblieben. Ohnehin ist wegen der Dominanz des geogenen Hg-Hintergrundes im Vergleich zu den – relativ gesehen – geringeren anthropogenen Freisetzungsraten mit statistisch signifikanten Trends in absehbarer Zeit nicht zu rechnen. Trotzdem werden wir in angemessenen Zeitintervallen unsere Untersuchungen aktualisieren.

Die Frage nach unterschiedlichen Kontaminationsausmaßen von See-

Mittelwerte



Mittelwerte

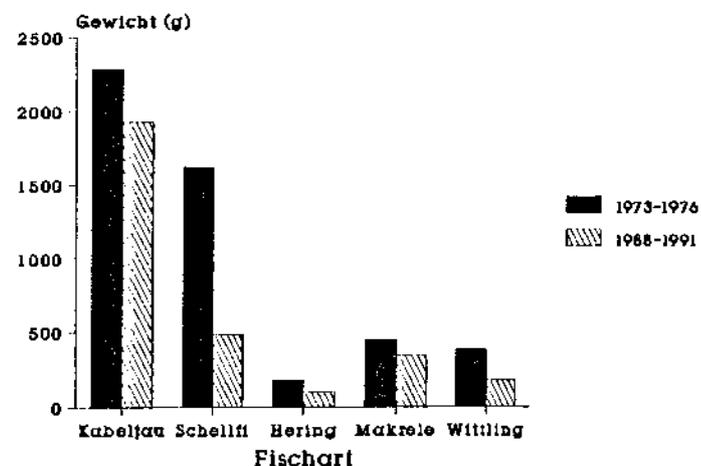


Abb. 1. Hg-Gehalte von Seefischen im zeitlichen Vergleich (Kabeljau, Schellfisch, Hering, Makrele, Wittling).

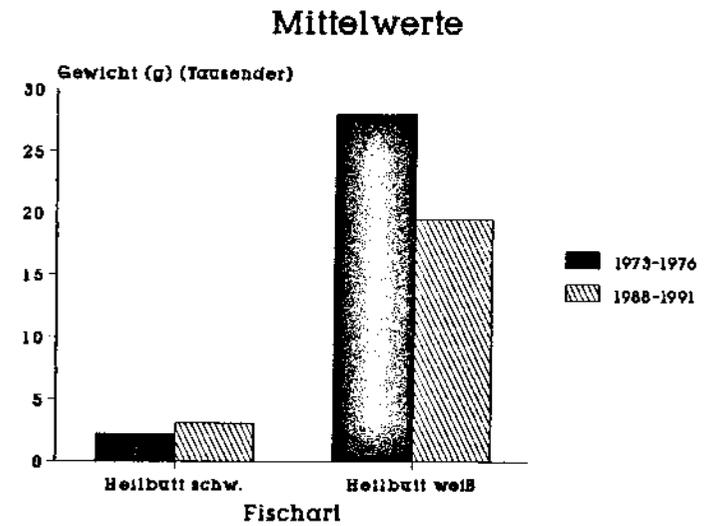
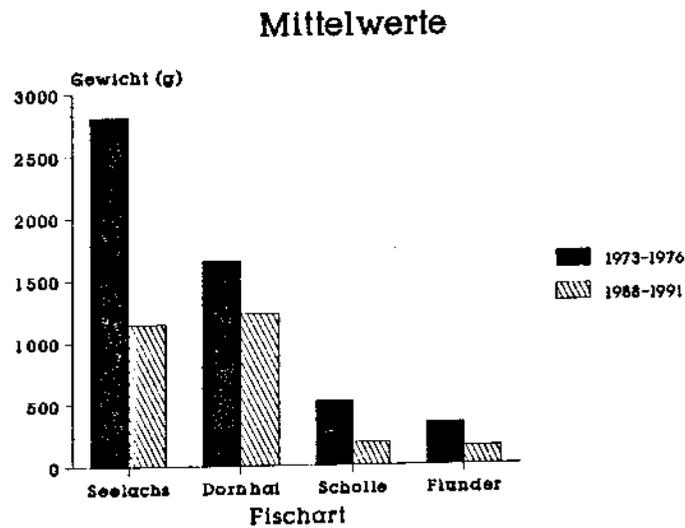
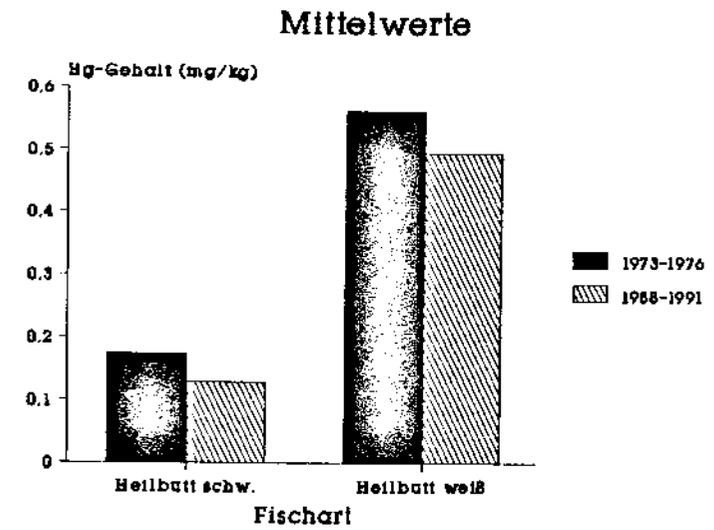
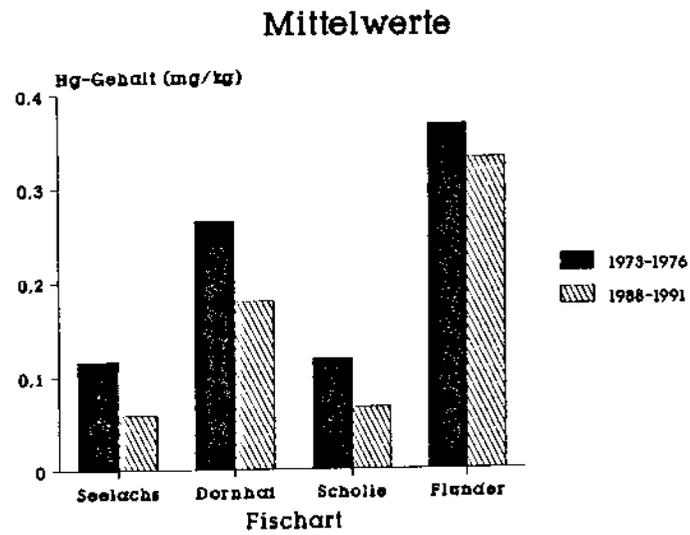


Abb. 2. Hg-Gehalte von Seefischen im zeitlichen Vergleich (Seelachs, Dornhai, Scholle, Flunder).

Abb. 3. Hg-Gehalte von Seefischen im zeitlichen Vergleich (Heilbutt, schwarz, Heilbutt, weiß).

fischen durch Hg in Abhängigkeit vom Fangplatz wird am Beispiel der Fischart Kabeljau in Abbildung 4 verdeutlicht. Es ist erkennbar, daß insbesondere die Proben aus der Deutschen Bucht merklich höher belastet sind als die übrigen. Der zivilisatorische Eintrag über die Elbe ist also unverkennbar.

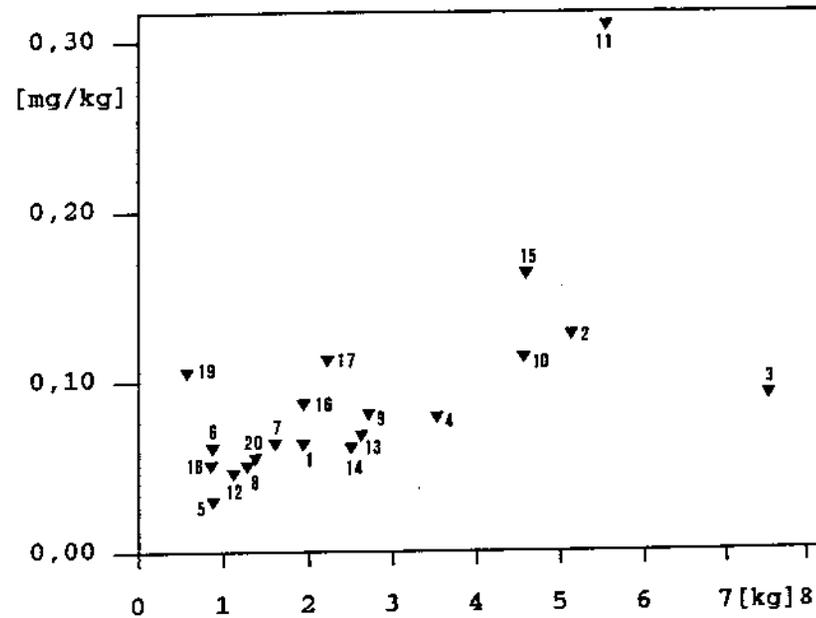


Abb. 4. Hg-Gehalte in Abhängigkeit vom Fischgewicht (Kabeljau).

Daher ist ein kurzer Blick über den Rand des Meeres in den Bereich der Binnenelbe angezeigt. In der Abbildung 5 erfolgt die Wiedergabe des Belastungstrends von Elbfischen durch Hg an der Station Lauenburg von Ende der 70er bis Anfang der 90er Jahre. Hier ist eine zunächst ansteigende, neuerdings aber wieder abnehmende Tendenz unüberschaubar. Als wir vor 15 Jahren mit diesem speziellen Meßprogramm aus Landesmitteln begonnen haben, hat niemand von uns damit gerechnet, daß diese Daten eines Tages den wirtschaftlichen Niedergang einer der bis dahin emissionswütigen Regionen Mitteleuropas dokumentieren wür-

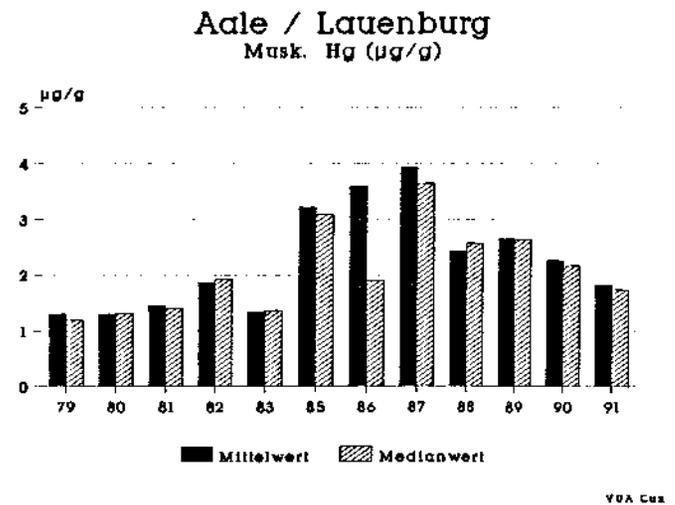
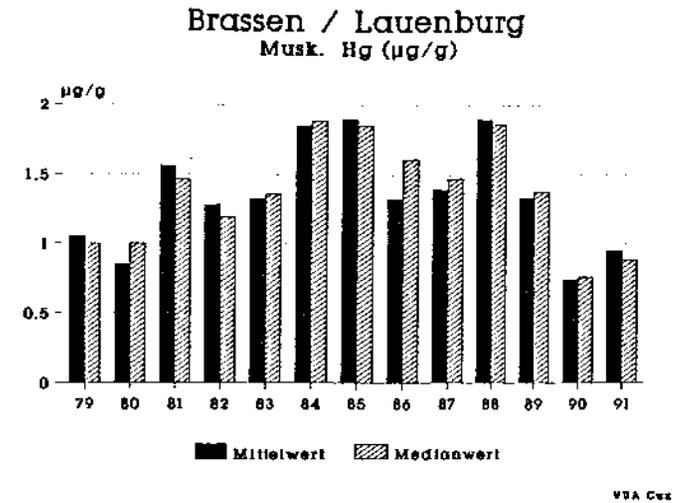


Abb. 5. Langzeittrend der Hg-Belastung von Elbfischen.

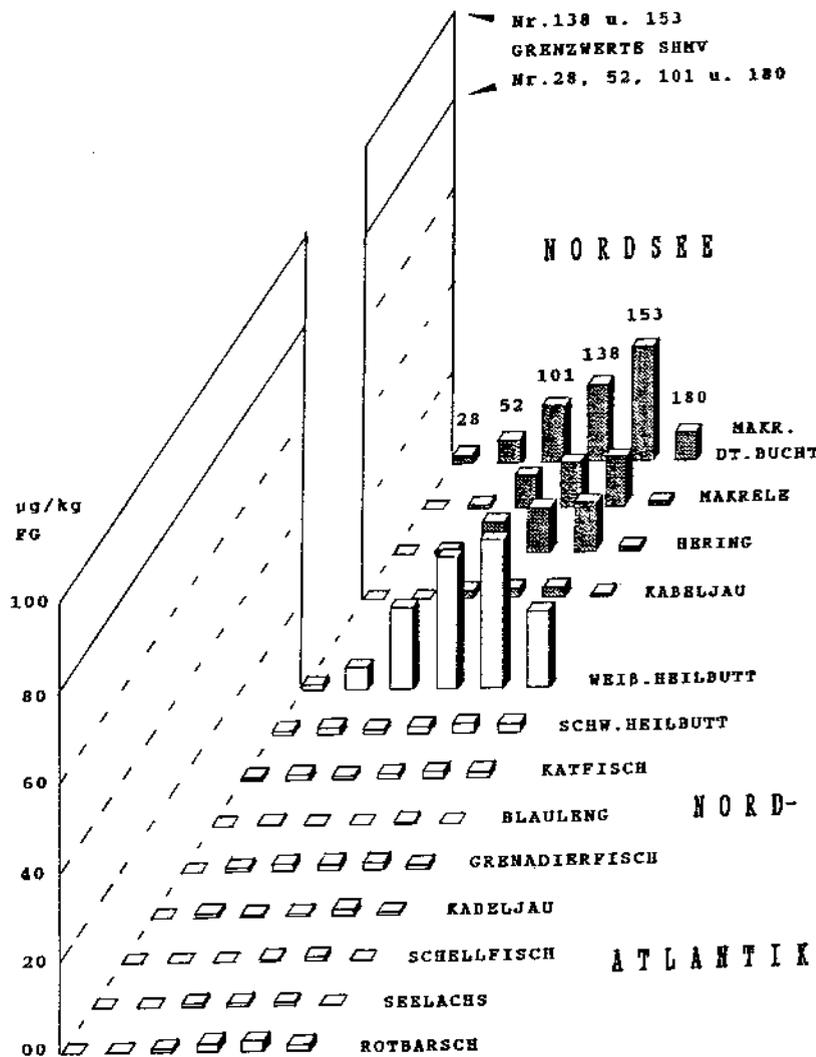


Abb. 6. PCB-Kongenerne in Seefischen aus Nordsee und Nordatlantik.

den. Es ist zu hoffen, daß die wirtschaftliche Wiederbelebung der chemischen und sonstigen Industrie in den neuen Bundesländern ohne erneuten Anstieg unserer Belastungskurven gelingt.

Gemessen an den Grenzwertausschöpfungen der Tabelle 2 rangiert nach dem Hg die Gruppe der PCB-Kongeneren an zweiter Stelle. In Abbildung 6 werden die entsprechenden Gehalte in einigen ausgewählten Arten wiedergegeben. Es ist festzustellen, daß im verzehrbaren Anteil der marktgängigen Arten Gehalte vorliegen, die, sofern man sie an den Verordnungsgrenzwerten bemißt, als unkritisch zu bewerten sind. Akkumulationsträchtigere Arten, wie solche mit hohem Lebensalter (weißer Heilbutt) oder höherem Fettgehalt (Hering, Makrele) weisen dagegen deutlich höhere Gehalte auf. Ferner wird der zusätzliche Eintrag über die Elbe bei den Proben aus der Deutschen Bucht deutlich.

Unter lebensmittelhygienischen Aspekten sind die Gehalte der übrigen in Tabelle 2 genannten Kontaminanten als relativ unproblematisch einzustufen, da diese nur wenige Prozent bzw. Prozentbruchteile der Grenzwerte ausmachen.

Nun läßt sich natürlich einwenden, daß die Anzahl der die Nordsee potentiell oder tatsächlich schädigenden Noxen größer ist, als die relativ geringe Zahl von reglementierten Stoffen.

Zu den Stoffen, die im Bereich der marinen Lebensmittel immer wieder von sich reden machen, gehört das Arsen. In Tabelle 3 werden die entsprechenden Gehalte in ausgewählten Probenarten zusammengefaßt. Im Extremfall können marine Lebensmittel (Katfisch/Plattfische) Gesamtarsengehalte in der 100 mg/kg-Größenordnung erreichen. Diese exorbitant hohen Arsengehalte sind nichts anderes als die Folge eines Mangels einerseits und der bereits angesprochenen Anreicherungsakrobatik mariner Organismen andererseits.

Bei der Deckung des essentiellen Phosphorbedarfs tritt Arsen als Phosphorsubstitut in Aktion. Küstenfernes Seewasser ist besonders arm an Phosphat und daher wird – das läßt sich im Experiment z. B. an Spiraltang beweisen – kompensativ Arsenat eingebaut. In küstennahen Regionen und insbesondere in hochgradig mit Phosphat belasteten limnischen Gewässern liegen daher in der Relation sehr viel niedrigere Arsengehalte in den Organismen vor, obwohl die As-Gehalte im Wasser und in den Sedimenten dort weit höher sind als im marinen Bereich.

Fischart n = 5	Fangplatz	Mittel- wert	Median- wert	Stand.- Abw.	x_{\min}	x_{\max}
Hering	Shetland	4,29	3,45	2,78	2,24	9,10
	Doggerbank	1,68	1,76	0,23	1,32	1,94
	Ostsee	0,87	0,91	0,19	0,52	0,99
Kabeljau	Ostgrönland	2,94	2,48	0,96	1,97	4,33
	Doggerbank	5,34	5,31	1,34	3,65	7,08
	Ostsee	0,56	0,54	0,06	0,50	0,64
Makrele	Shetland	2,08	1,96	0,30	1,83	2,56
	Deutsche Bucht	0,72	0,69	0,16	0,91	0,49
Schole	Fiadengrund	32,02	29,19	14,38	16,58	55,72
	Deutsche Bucht	9,33	7,75	2,50	7,39	12,72
Grenadierfisch	Westl. Dohrnbank	3,05	2,73	1,71	1,14	5,45
Rotbarsch	Dohrnbank	3,15	2,99	0,66	2,41	3,95
Heilbutt s	Ostgrönland	2,73	2,25	1,15	1,57	4,47
Heilbutt w	Farøer	6,79	6,08	2,61	3,83	9,80
Katfisch	Gr. Fischerb.	36,89	24,45	27,93	17,02	83,78
Schellfisch	Bäreninsel	10,48	9,35	6,92	3,01	21,34
	Deutsche Bucht	9,73	8,07	3,76	7,43	15,35
Seehecht	Pazifik	1,26	1,13	0,39	0,95	1,93
Blauleng	Dohrnbank	4,55	2,35	3,71	1,72	9,92
Seelachs	Malangen	4,08	3,64	1,31	3,16	6,36
Dornhai	Ostkante	7,60	7,05	2,08	5,62	10,78

Tab. 3. Gesamtarsen in der Muskulatur von Seefischen. Gehalte in mg/kg Frischsubstanz.

Fazit: Nicht in allen Fällen sind in Fischen anzutreffende Schadstoffgehalte ein brauchbares Maß für die Belastungshöhe eines Gewässers mit diesem Schadstoff. Die Wechselwirkungen mit anderen Noxen können u. U. einen sehr viel größeren Einfluß auf den Gesamtgehalt ausüben als die unreflektiert ermittelten Gehalte im Wasser.

Abschließend seien die angesprochenen Arsengehalte kurz toxikologisch bewertet: Formuliert ein Paracelsus sinngemäß, daß »nicht die Art macht, daß ein Ding ein Gift ist, sondern die Dosis«, müssen wir

im vorliegenden Fall erkennen, daß nicht die Dosis (der Gehalt) des marinen Arsens entscheidend ist, sondern dessen Art (Spezies).

Mit Hilfe einer in unserem Haus im Rahmen einer Dissertation entwickelten Speziierungsmethode konnten wir nachweisen, daß das Arsen in Fischen praktisch vollständig als Arsenobetain vorliegt. Diese Spezies ist für Mensch und Tier nicht toxisch und nicht akkumulierbar und stellt somit beim Verzehr von Fisch keine Risikoerhöhung dar.

Zusammenfassende Bewertung

Bei der derzeitigen Kontaminationslage auf relativ niedrigem Niveau sind Fische aus der Nordsee – gemessen an den Grenzwerten der zugehörigen Verordnungen – ohne Einschränkung für den menschlichen Verzehr geeignet. Darüber hinaus lassen Trendbeobachtungen für die Zukunft in den meisten Fällen einen weiteren Rückgang der heute feststellbaren Schadstoffgehalte erwarten.

Fortpflanzungsfähigkeit der Fische

*P. Cameron und J. Berg
Biologische Anstalt Helgoland, Hamburg*

Die Untersuchung der Fortpflanzungsfähigkeit von Fischen kann auf zwei Wegen erfolgen: Die experimentelle Ermittlung des Schlupferfolgs der Larven laichreif gefangener Elterntiere in Abhängigkeit von der Schadstoffkontamination der Gonaden sowie die direkte Untersuchung der sich im freien Wasserkörper entwickelnden Fischembryonen hinsichtlich ihres Gesundheitszustands.

Zur Ermittlung des Schlupferfolgs werden die Geschlechtsprodukte laichreifer Tiere, Eier und Spermien, abgestreift, in einem Becherglas zur künstlichen Befruchtung zusammengeführt und die Embryonen unter standardisierten Bedingungen bis zum Schlupf erbrütet. Am Ende des Experiments wird der Anteil lebensfähiger Larven bestimmt und die Gonaden auf ihre Gehalte an Schadstoffrückständen analysiert. Für die Untersuchung der Fischembryonen werden Fischeier mit einem feinmaschigen Planktonnetz vorsichtig von der Oberfläche abgefischt und sofort lebend auf Artzugehörigkeit, Entwicklungszustand und eventuell vorhandene Abweichungen von der normalen Embryonalentwicklung hin begutachtet. Bei Untersuchungen auf einem weit verteilten Stationsnetz erhält man einen Überblick über Mißbildungsraten und kann diese Verteilung mit derjenigen verschiedener Schadstoffkomponenten vergleichen.

Einfluß von Organochlorgehalten der weiblichen Eierstöcke auf die Schlupferfolge der Larven

Untersuchungen an Elterntieren wurden an Klieschen, Flundern, Wittlingen, Knurrhähnen und Stöckern durchgeführt. Die Häufigkeitsverteilung der Schlupfraten war jeweils in Richtung geringer Schlupfraten verschoben, was auf eine Beteiligung von Faktoren hindeutet, die die Schlupferfolge negativ beeinflussen. Da der Einfluß der Belastung der

männlichen Gonaden verhältnismäßig gering ist (VON WESTERNHAGEN et al., 1988), wurde die Rückstandsanalytik auf die weiblichen Eierstöcke beschränkt. Ebenso erfolgte bei der Auswahl der analysierten Schadstoffe die Konzentration auf die Organochlorverbindungen, da sich diese bereits bei verschiedensten Tiergruppen als schädigend auf die Fortpflanzungsfähigkeit herausgestellt haben (COOKE, 1979; WESTERNHAGEN et al., 1981; BERGMANN und OLSSON, 1985). Von besonderem Interesse sind die polychlorierten Biphenyle (PCBs), DDT und seine Abbauprodukte DDE und DDD und das Pestizid Dieldrin (zusammen über 90% der Gesamtbelastung). Auch bei der Verteilung dieser Schadstoffgruppen ergibt sich stets eine schiefe Kurve, diesmal, je nach Anzahl der analysierten Tiere, mit wenigen Werten im Bereich herausragend hoher Kontaminationen. Die Betrachtung der Beziehung zwischen der Belastung der Eierstöcke mit einzelnen Kontaminanten und den jeweiligen Schlupferfolgen der Larven der entsprechenden Elterntiere zeigt immer eine starke Streuung der Werte im Bereich niedriger Schadstoffbelastung, da gleichzeitig viele verschiedene, in der Darstellung nicht erfaßte Komponenten auf die Schlupfergebnisse einwirken, jedoch haben sehr hochbelastete Tiere stets geringe Schlupferfolge ihrer Brut (Abb. 1) (VON WESTERNHAGEN et al., 1989). Aus diesen Ergebnissen lassen sich Schwellenwerte für die jeweiligen Schadstoffe ermitteln, oberhalb derer der lebensfähige Schlupf um einen bestimmten Prozentsatz herabgesetzt wird. Diese Grenzen liegen bei den bisher untersuchten Fischarten für alle Einzelkomponenten jeweils in der gleichen Größenordnung. Für die PCBs betragen sie 120–220 µg/kg Frischgewicht und für die Gruppe der DDT-Derivate als auch für Dieldrin 5–18 µg/kg Frischgewicht (HANSEN et al., 1985; VON WESTERNHAGEN et al., 1981; 1989) und liegen damit weit unterhalb der Werte, die bei Experimenten mit künstlicher Kontamination als schädlich für die Fortpflanzungsfähigkeit ermittelt wurden (DACRE und SCOTT, 1971; HOGAN und BRAUHN, 1975).

Durch Untersuchungen von im Freiland gefangenen Elterntieren und ihrer Brut konnte demnach herausgefunden werden, daß es ausreichend Indizien für eine Beeinträchtigung der Fortpflanzungsfähigkeit verschiedener Fischarten durch die Belastung der Eierstöcke mit chlorierten Kohlenwasserstoffen gibt. Da im Verlauf dieser Erbrütungsexperi-

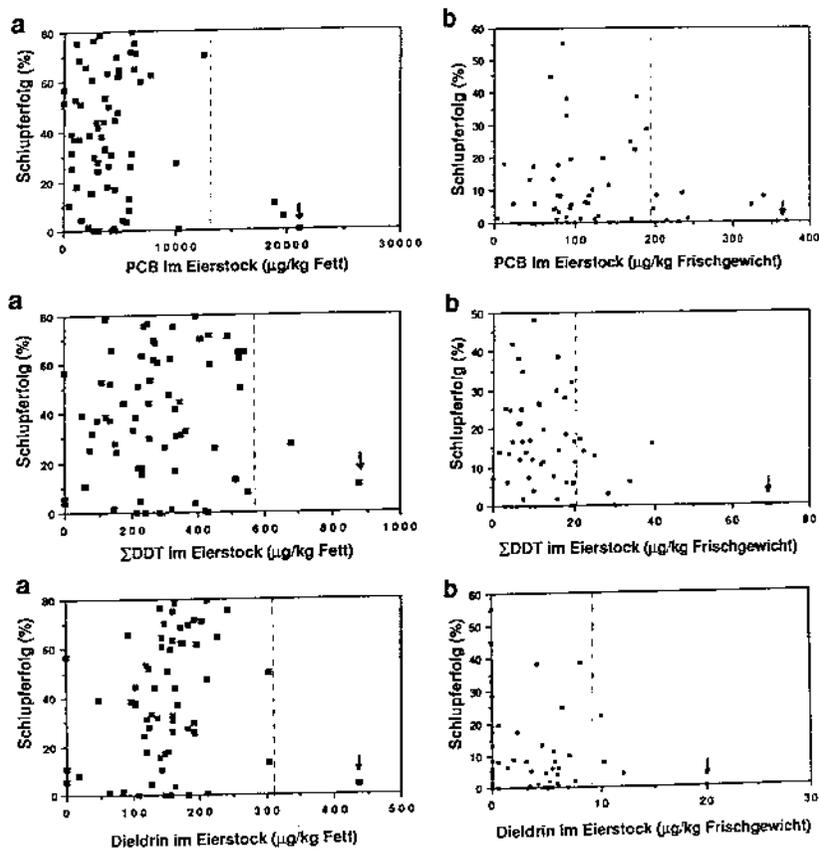


Abb. 1. Schlupferfolge (%) von Larven aus Erbrütungsexperimenten mit Elterntieren von (a) Klieschen und (b) Wittlingen aus der Nordsee in Beziehung zur Belastung der Eierstöcke mit verschiedenen Organochlorverbindungen.

mente stets viele Embryonen gefunden wurden, die Abweichungen von der normalen Embryonalentwicklung aufwiesen, stellte sich die Frage, ob sich diese Mißbildungen auch bei Fischembryonen im Plankton der Nordsee finden lassen.

Embryonale Mißbildungen in pelagischen Fischeiern im regionalen Vergleich

Die Untersuchungen an pelagischen Fischembryonen werden in der Nordsee seit 1984 an ca. 100 Stationen durchgeführt, bis 1987 in der südöstlichen Nordsee zwischen der dänischen Küste und der Rheinmündung bis ca. 80 Seemeilen von der Küste entfernt und in den Jahren 1991 und 1992 erstmalig über den gesamten Bereich der südlichen und zentralen Nordsee unter Einbeziehung der englischen Küstengewässer. In allen embryonalen Entwicklungsstadien von den ersten Zellteilungsstadien bis zum weit entwickelten Fischembryo sowie bei allen Fischarten wurden Abweichungen von der normalen Entwicklung gefunden, die sich bei Weiterverfolgung bis zum Larvenschlupf in 85 % aller Fälle als tödlich endend erwiesen. Den größten Anteil stellten dabei zur Laichzeit im Frühjahr die Embryonen von Kliesche, Scholle, Flunder, Kabeljau, Wittling und Doggerscharbe, zur sommerlichen Laichzeit diejenigen von Sprotte, Kliesche, Stöcker, Viperqueise, Makrele, Knurrhahn, Zwergzunge, Steinbutt und Leierfisch, alle jeweils unterschiedlich über das untersuchte Gebiet verteilt. Mit fortschreitender Embryonalentwicklung nahmen die Mißbildungsraten ab, ebenso wie sich saisonale Unterschiede feststellen ließen mit höheren Anteilen fehlentwickelter Tiere im Frühjahr verglichen mit dem Sommer. Eine Erklärung liefert die unterschiedliche Empfindlichkeit der Embryonen zu verschiedenen Zeitpunkten ihrer Entwicklung, die insbesondere nach der Gastrulation (Stadium II) deutlich abnimmt, sowie die unterschiedlich lange Dauer der Embryonalentwicklung und somit mögliche Einwirkungszeit der Kontaminanten in Abhängigkeit von der Wassertemperatur. Auch die verschiedenen Fischarten reagieren unterschiedlich sensibel auf die Schadstoffe, wobei im Winter stets der Wittling den größten Anteil mißgebildeter Individuen aufwies und Scholle und Doggerscharbe sich immer an der unteren Skala der Sensibilität befanden; im Sommer gehörten entsprechend die Wittlinge, aber auch die Stöcker, Sprotten und Steinbutts zu den empfindlicheren Fischarten sowie die Seezungen und die Viperqueisen zu denjenigen mit geringen Mißbildungsprozenten.

Die regionale Verteilung der Mißbildungsdaten der frühen Entwicklungsstadien ergab für alle Fischarten unabhängig vom Untersuchungs-

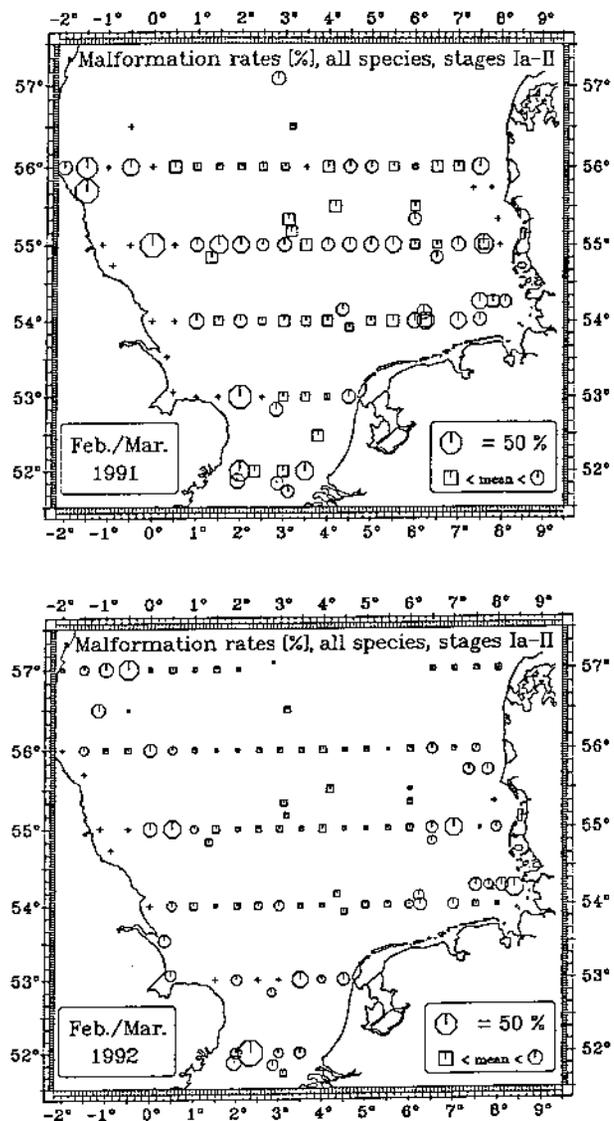


Abb. 2. Regionale Verteilung von Mißbildungsraten (%) in frühen embryonalen Entwicklungsstadien (Ia-II) im Ichthyoplankton der Nordsee, 1991 und 1992.

jahr stets in etwa das gleiche Muster (CAMERON et al., 1990, 1992). Ein hoher Anteil fehlentwickelter Embryonen fand sich entlang aller Küsten, mit Schwerpunkten im gesamten Bereich der Deutschen Bucht, einschließlich des ehemaligen Verklappungsgebiets für Abfälle aus der Titandioxidproduktion, im Einflußbereich von Rhein und Themse, Humber, Tyne als auch dem Firth of Forth (Abb. 2). Dabei fallen die Gebiete erhöhter Mißbildungsraten mit denen hoher Belastungen mit diversen Schadstoffen, wie z. B. den Organochlorverbindungen PCB 180, α - und γ -HCH sowie HCB (GAUL und ZIEBARTH, 1983), aber auch den Schwermetallen Cadmium, Blei und Quecksilber (SÜNDELMANN und DEGENS, 1989) zusammen.

Aufgrund der unterschiedlichen Verteilung der Arten mit ihren verschiedenen Empfindlichkeiten gegenüber Umwelteinflüssen muß eine Betrachtung eventueller Trends über den gesamten Untersuchungszeitraum für die Fischarten getrennt und für verschiedene Regionen separat erfolgen. Dabei läßt sich für das Gebiet der südöstlichen Nordsee bei Kliesche, Scholle, Flunder, Kabeljau und Wittling von 1984 bis 1986 eine generelle Zunahme der Mißbildungsraten beobachten (Abb. 3), die bei den ersten drei Arten auch noch bis 1987 ansteigen, im Gegensatz dazu jedoch bei Kabeljau und Wittling in diesem Zeitraum bereits abnahmen. Die Wiederaufnahme der Untersuchungen im Jahre 1991 erbrachte für Kliesche und Flunder geringere Raten im Vergleich mit 1987, für Scholle und Kabeljau leicht höhere Werte und für den Wittling fast gleichgebliebene Mißbildungsanteile gegenüber 1987. Verglichen mit diesem je nach Fischart recht unterschiedlichen Ergebnis, war die Entwicklung bis 1992 sehr klar: Nur die Flundern ließen einen leichten Anstieg der Mißbildungsraten verzeichnen, bei allen anderen Fischarten war eine deutliche Abnahme des Anteils fehlentwickelter Embryonen in den untersuchten Ichthyoplanktonproben zu erkennen. Dieser »Trend« kam bei der separaten Betrachtung der Regionen der inneren Deutschen Bucht sowie des Einflußbereichs des Rheins z. T. noch klarer heraus. In der inneren Deutschen Bucht erfolgte bis 1987 ein steiler Anstieg der Werte bei Kliesche, Scholle, Flunder und Kabeljau von Raten zwischen 5 und 20% auf solche zwischen 30 und 50%, 1991 fanden sich bei allen diesen Arten geringere Werte als 1987, die mit Ausnahme der Flunder 1992 nochmals deutlich abfielen. Die Flunder

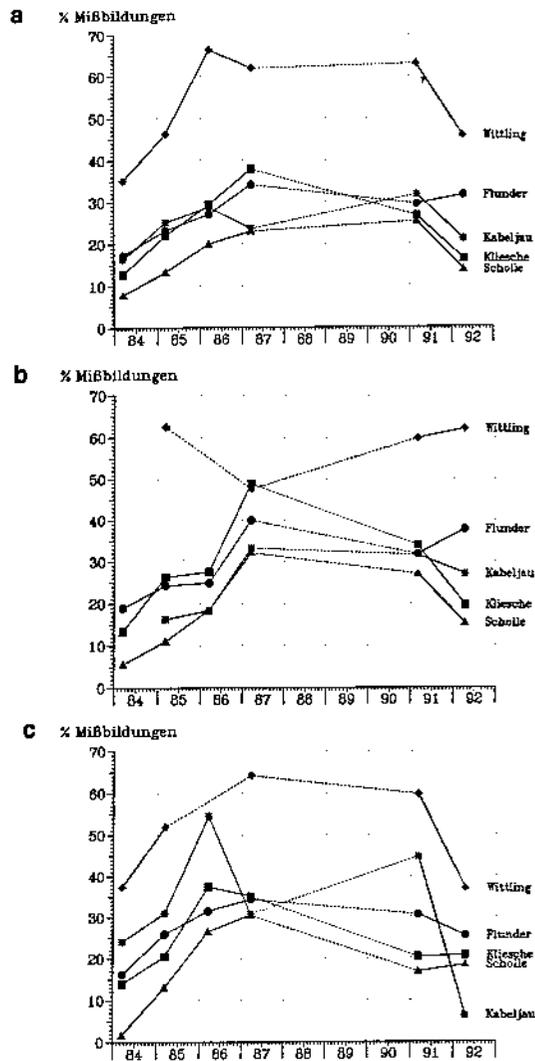


Abb. 3. Mißbildungsraten (%) bei frühen Entwicklungsstadien (Ia-II) pelagischer Fischembryonen verschiedener Frühjahrslaicher der (a) süd-östlichen Nordsee, (b) inneren Deutschen Bucht und der (c) Einfluß-region des Rheins im Frühjahr 1984–1987 sowie 1991 und 1992.

lag mit einer mittleren Mißbildungsrate von 38% im Innern der Deutschen Bucht nur 2% unter ihrem Wert von 1987. Nur im Falle des Wittlings zeigte sich im Verlauf der Untersuchung in dieser Region ein anderes Bild. Mit mittleren Mißbildungsraten von 63% im Jahr 1985, von 60% 1991 und schließlich 62% im Jahr 1992 hielt er sich stets in etwa im gleichen Bereich, nur 1987 lag der Wert mit 47% deutlich niedriger. Im Gebiet des Rheineinflusses wurden folgende Verhältnisse gefunden: Es ließ sich ein ebenso starker Anstieg der Mißbildungsraten wie im Innern der Deutschen Bucht für Kliesche, Scholle, Flunder und Kabeljau beobachten, allerdings nur bis 1986 und auch die Werte für den Wittling nahmen von 1984 auf 1985 von 37% auf 51% zu (1986 wurden nicht genügend Tiere gefunden). Von 1986 bis 1987 wird die Kurve bei Scholle und Flunder bereits flacher, bei der Kliesche und besonders beim Kabeljau sind die Werte deutlich niedriger als 1986, der Wittling wies 1987 mit 64% höhere Raten auf als 1985. Mit Ausnahme des Kabeljaus, dessen Mißbildungsrate sich 1987 auf etwa dem Wert von 1985 befand, sind bei allen anderen Arten die Mißbildungsrate 1991 geringer als 1987 (beim Kabeljau als 1986). Bemerkenswert ist, daß 1992 nur bei Kliesche und Scholle ein leichter Anstieg der Werte gegenüber 1991 zu verzeichnen ist, bei der Flunder jedoch, und insbesondere bei Kabeljau und Wittling, die Werte deutlich geringer liegen, beim Kabeljau betragen sie 5% statt 44% und beim Wittling 36% statt 69%. Damit liegen die Raten beim Kabeljau sogar deutlich unter denen von 1984 mit 24%. Zu diskutieren wäre, ob sich die Verbesserung der Wasserqualität der beiden großen Flüsse Elbe und Rhein bereits in diesen, im Vergleich mit früheren Jahren, verhältnismäßig geringeren Mißbildungsrate widerspiegelt.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß es ausreichende Indizien für eine Beeinträchtigung der Fortpflanzungsfähigkeit verschiedener Fischarten durch die Belastung der Eierstöcke mit chlorierten Kohlenwasserstoffen (PCBs, DDT- und -Derivate, Dieldrin) gibt. Der Untersuchungszeitraum der Analyse der weiblichen Gonaden sowie die Menge des untersuchten Materials erlaubt jedoch keine Aussage über eine mögliche Veränderung der Belastungshöhe der Eierstöcke von Nordseefischen. Es werden hohe Mißbildungsrate bei pelagischen Fischembryonen aller Fischarten gefunden, die regional differieren und deren Höhe Beziehungen zur allgemeinen Schadstoffbelastung der ent-

sprechenden Meeresgebiete erkennen lassen. Nach einer fast generellen Zunahme der Mißbildungsraten von 1984 bis 1986 schwanken die Ergebnisse für die verschiedenen Fischarten von 1987 und 1991, sind jedoch, wiederum fast generell, 1992 deutlich geringer als 1991, überwiegend erreichen sie in etwa wieder die Werte von 1985. Obwohl der Zeitraum der Untersuchungen sowie die fehlenden Werte von 1988 bis 1990 noch keine Aussage über einen generellen Trend erlauben, lassen sich doch 1992 deutlich geringere Mißbildungsraten gegenüber den Vorjahren erkennen. Wir können nur hoffen, daß diese Feststellung als erstes Indiz für ein Resultat der gezogenen Konsequenzen zur Verbesserung der Wasserqualität der zumindest von östlicher Seite her in die Nordsee mündenden großen Flüsse gelten kann, sich in den nächsten Jahren bestätigen läßt und weiter fortsetzen wird.

Literatur

- BERGMAN, A. & OLSSON, M., 1985. Pathology of Baltic grey seal and ringed seal females with special reference to adenocortical hyperplasia: is environmental pollution the cause of a widely distributed disease syndrom? – Finn. Game Res. 44, 47–62.
- CAMERON, P., BERG, J., WESTERNHAGEN, H. VON & DETHLEFSEN, V., 1990. Mißbildungen bei Fischembryonen der südlichen Nordsee. In: Lozàn, J. L., Lenz, W., Rachor, E., Watermann, B. & Westernhagen, H. von (Hrsg.). Warnsignale aus der Nordsee, Verlag Paul Parey, Berlin & Hamburg, 281–294.
- CAMERON, P., BERG, J., DETHLEFSEN, V. & WESTERNHAGEN, H. VON, 1992. Developmental defects in pelagic embryos of several flatfish species in the southern North Sea. – Netherl. J. Sea Res. 29 (1–3), 239–256.
- COOKE, A. S., 1979. Egg shell characteristics of gannets *Sulla bassana*, shags *Phalacrocorax aristotelis* and great blackbacked gulls *Larus marinus* exposed to DDE and other environmental pollutants. – Environ. Pollut. 19, 47–65.
- DACRE, J. C. & SCOTT, D., 1971. Possible DDT mortality in young rainbow trout. – N. Z. J. mar. Freshwat. Res. 5, 58–65.
- GAUL, H. & ZIEBARTH, U., 1983. Method for the analysis of lipophilic compounds in water and results about the distribution of different organochlorine compounds in the North Sea. – Dt. Hydr. Zeitschrift 36, 191–212.
- HANSEN, P.-D., WESTERNHAGEN, H. VON & ROSENTHAL, H., 1985. Chlorinated hydrocarbons and hatching success in Baltic herring spring spawners. – Mar. environ. Res. 15, 59–76.
- HOGAN, J. W. & BRAUHN, J. L., 1975. Abnormal rainbow trout fry from eggs containing high residues of a PCB (Aroclor 1242). – Progr. Fish Cult. 37, 229–230.
- SÜNDERMANN, J. & DEGENS, E. T., 1989. Die Nordsee – Wasseraustausch und Schadstoffbelastung. – Dingwort, Hamburg, 1–50.
- WESTERNHAGEN, H. VON, ROSENTHAL, H., DETHLEFSEN, V., ERNST, W., HARMS, U. & HANSEN, P.-D., 1981. Bioaccumulating substances and reproductive success in Baltic flounder *Platichthys flesus*. – Aquat. Toxicol. 1, 85–99.
- WESTERNHAGEN, H. VON, DETHLEFSEN, V., CAMERON, P., JANSSEN, D., 1988. Chlorinated hydrocarbon residues in gonads of marine fish and effects on reproduction. – Sarsia 72: 419–422. Bergen.
- WESTERNHAGEN, H. VON, CAMERON, P., DETHLEFSEN, V. & JANSSEN, D., 1989. Chlorinated hydrocarbons in North Sea whiting (*Merlangius merlangus* L.), and effects on reproduction. I. Tissue burden and hatching success. – Helgoländer Meeresunters. 43, 45–60.

Fischkrankheiten

Thomas Lang und Volkert Dethlefsen
Bundesforschungsanstalt für Fischerei
Institut für Fischereiökologie, Außenstelle Cuxhaven

Einleitung

Die regelmäßigen Untersuchungen der Bundesforschungsanstalt für Fischerei über die Häufigkeit und regionale Verbreitung von Fischkrankheiten in der Nordsee begannen Ende der siebziger Jahre. Damals wurde während bestandskundlicher Arbeiten gefunden, daß in einigen Gebieten der Nordsee bestimmte Fischkrankheiten gehäuft auftraten. Zu diesen Gebieten gehörten das damalige Verklappungsgebiet für Abfälle aus der Titandioxidproduktion in der Deutschen Bucht nordwestlich von Helgoland, die in der südlichen zentralen Nordsee gelegene Doggerbank sowie Regionen vor der britischen Küste.

Im Laufe der Zeit mehrten sich dann die Hinweise, daß das verstärkte Auftreten der Krankheiten in diesen Gebieten mit einer erhöhten Schadstoffbelastung der Fische, aber auch des Wassers und der Sedimente speziell mit Schwermetallen und Organochlorverbindungen einherging und hier möglicherweise ein ursächlicher Zusammenhang bestehen könnte. Obgleich dieser Zusammenhang stets kontrovers diskutiert wurde, führten u. a. die Ergebnisse der Fischkrankheitsuntersuchungen zu umweltpolitischen Entscheidungen, wie z. B. der Beendigung der Verklappung von Abfällen aus der Titandioxidproduktion in der Deutschen Bucht im Jahre 1989.

In dem vorliegenden Beitrag werden einige Ergebnisse unserer Langzeituntersuchungen über die Häufigkeit und Verbreitung von Fischkrankheiten in der Nordsee dargestellt, und es soll dabei speziell der Frage nachgegangen werden, ob es den Fischen der Nordsee hinsichtlich der Häufigkeit von Krankheiten heute besser geht als im früheren Verlauf der Untersuchungen.

Hauptuntersuchungsobjekt in der Nordsee ist die Kliesche (*Limanda limanda*), die häufigste Plattfischart der Nordsee. Diese Fischart ist be-

sonders geeignet für unsere Untersuchungen, da sie in der gesamten Nordsee in großer Stückzahl vorkommt, im Vergleich mit anderen Arten als standorttreu gilt und ein breites Spektrum von Krankheiten mit teilweise hohen Befallsraten zeigt. Darüber hinaus gilt die Kliesche als besonders empfindlich gegenüber Veränderungen in ihrem Milieu.

Erfasste Krankheiten

Bei den routinemäßig erfaßten Krankheiten der Nordseekliesche handelt es sich in erster Linie um äußerlich sichtbare erregungsbedingte Erkrankungen. Die wichtigsten Krankheiten werden im folgenden kurz charakterisiert.

Die häufigste äußerlich sichtbare Krankheit der Nordseekliesche ist **Lymphocystis**, eine Viruserkrankung, die zu Riesenwuchs von Bindegewebszellen speziell in der Haut, aber auch in inneren Organen führt. Befallene Fische zeichnen sich in erster Linie durch das Auftreten von tumorartigen harten Knötchen in der Haut mit teilweise himbeerartiger Struktur aus. Diese Krankheit ist seit langer Zeit bekannt und wurde bei der Nordseekliesche erstmalig Anfang dieses Jahrhunderts beschrieben. Die maximalen mittleren Befallsraten in einigen besonders betroffenen Gebieten, wie z. B. vor der schottischen Küste im Firth of Forth, liegen nach neuesten Untersuchungen bei ca. 25–30%.

Die zweithäufigste Krankheit sind **epidermale Hyperplasien/Papillome**. Bei dieser Erkrankung kommt es in der äußersten Hautschicht, der Epidermis, aufgrund einer vermehrten Teilung von Zellen zu Wucherungen und teilweise zu tumorösem Einwachsen von Bindegewebe. Es wird heute vermutet, daß an der Entstehung dieser Krankheit ebenfalls Viren zumindest beteiligt sind. Das äußerliche Erscheinungsbild sind milchige, teilweise blutige Hautwucherungen, die sich im Gegensatz zu Lymphocystis leicht abkratzen lassen. Auch diese Krankheit wurde erstmalig Anfang dieses Jahrhunderts bei Nordseeklieschen beschrieben. Die höchsten festgestellten Befallsraten lagen z. B. im ehemaligen Verklappungsgebiet für Abfälle aus der Titandioxidproduktion in der Deutschen Bucht bei ca. 10–15%.

Bei der dritthäufigsten Krankheit handelt es sich um bakteriell bedingte **Hautulcerationen**, die sich als rundliche, blutige Wunden in der Haut und im unterliegenden Muskelgewebe sowie deren Verheilungsstadien darstellen. Aufgrund ihres auffallenden Erscheinungsbildes sind Ulcerationen bei Fischen seit mehreren Jahrhunderten bekannt, erste Informationen über ihr Auftreten bei Nordseeklieschen stammen wiederum vom Anfang dieses Jahrhunderts. Die höchsten Befallsraten mit akuten/heilenden Hautulcerationen konnten früher stets auf der Doggerbank nachgewiesen werden, hier lagen die Maximalwerte im Bereich von ca. 10–15 % befallener Klieschen.

Die vierte Gruppe der hier beschriebenen Krankheiten beinhaltet Anomalien der Leber. Mitte der achtziger Jahre erschienen erste Berichte über ein gehäuftes Vorkommen von **Lebertumoren** und anderen Leberanomalien bei Nordseeklieschen. Nach heutigem Wissensstand werden derartige Tumoren nicht durch Erreger hervorgerufen, sondern entstehen durch die Einwirkung bestimmter Umweltschadstoffe, wie den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAKs) oder auch den polychlorierten Biphenylen (PCBs). Da aus der Vergangenheit keinerlei Informationen über das Auftreten derartiger Läsionen bei Nordseeklieschen vorliegen, geht man davon aus, daß es sich hierbei im Gegensatz zu den anderen o. a. tatsächlich um eine erst seit relativ kurzer Zeit auftretende Krankheit handelt, deren vermehrtes und damit augenfälliges Auftreten zeitlich mit der erhöhten Belastung der Nordsee mit den o. a. Schadstoffen korrelierte. Bei großen Klieschen (≥ 25 cm) finden sich die höchsten Befallsraten mit großen Lebertumoren und deren Vorstadien (> 5 mm im Durchmesser) derzeit auf der Doggerbank und in einem Gebiet vor dem britischen Humberästuar mit Maximalwerten von 10–20%. Bei kleineren Klieschen sind die Befallsraten allerdings wesentlich niedriger.

Ergebnisse

1. Regionale Verbreitung

Abbildung 1 gibt anhand eines Beispiels aus dem Sommer 1992 einen

Überblick über die Häufigkeit und die derzeit typische regionale Verbreitung der drei äußerlich sichtbaren Krankheiten der Kliesche in der Nordsee. In allen untersuchten Gebieten sind danach befallene Klieschen anzutreffen. Die in den einzelnen Gebieten ermittelten Befallsraten unterscheiden sich z. T. deutlich voneinander.

Lymphocystis trat am häufigsten im nordwestlichen Teil der Nordsee und hier besonders im Bereich des schottischen Firth of Forth (Gebiet 6) (Befallsrate: 28.9%), aber auch auf der Fischerbank (Gebiet 10) (Befallsrate: 26.1%) auf.

Epidermale Hyperplasien/Papillome fanden sich am häufigsten im ehemaligen Dünnsäure-Verklappungsgebiet in der Deutschen Bucht (Gebiet 1) (Befallsrate: 5.6%), aber erneut auch im Firth of Forth (Befallsrate: 5.4%).

Bei **akuten/heilenden Hautulcerationen** ergaben sich die höchsten Befallsraten im Firth of Forth (Befallsrate: 15.2%) und auf der Doggerbank (Gebiet 4) (Befallsrate: 10.8%).

Insgesamt konnten die meisten akut erkrankten Klieschen im Firth of Forth nachgewiesen werden; hier waren im Sommer 1992 immerhin 42.3% der Fische betroffen. In der südöstlichen Nordsee konnten hingegen insgesamt deutlich niedrigere Werte festgestellt werden.

2. Zeitliche Entwicklung

2.1. Äußerlich sichtbare Krankheiten

Das umfassendste Datenmaterial zum Auftreten äußerlich sichtbarer Krankheiten liegt aus dem ehemaligen Verklappungsgebiet für Abfälle aus der Titandioxidproduktion in der Deutschen Bucht und der Doggerbank (Gebiet 1 bzw. Gebiet 4, vgl. Abb. 1) vor und stammt aus dem Zeitraum 1982 bis 1992.

Abbildungen 2 und 3 enthalten Informationen über die zeitliche Entwicklung der Befallsraten in diesen beiden Gebieten. Um einen Eindruck über die Beziehung zwischen der Körperlänge und der Krankheitshäufigkeit zu vermitteln, sind die prozentualen Befallsraten als Balkendiagramme getrennt für drei Längengruppen (15–19, 20–24 und ≥ 25 cm) dargestellt. Zusätzlich sind zur besseren Vergleichbarkeit

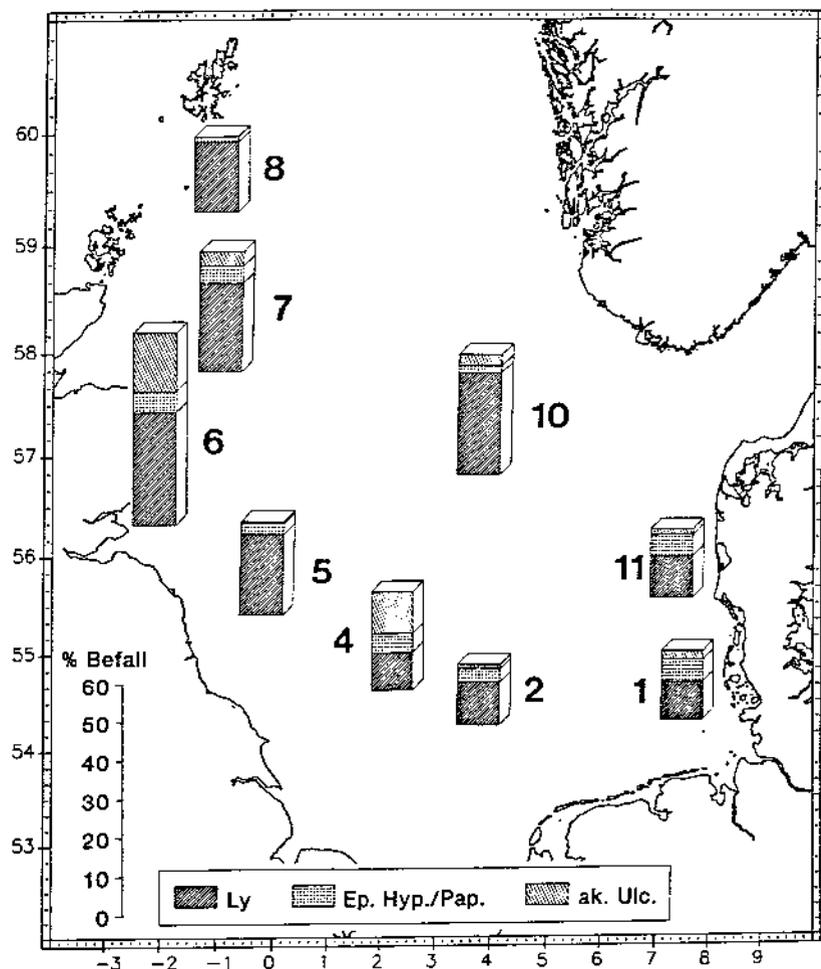


Abb. 1. Prozentuale Häufigkeit von äußerlich sichtbaren Krankheiten der Kliesche in verschiedenen Gebieten der Nordsee im Juni/Juli 1992 (Die Nummern neben den Säulen geben die Bezeichnung der Gebiete wieder.)

der Abbildungen und zur Darstellung zeitlicher Veränderungen jeweils die aus den Werten für die drei Längengruppen berechneten Mittelwerte als geglättete Kurven in den Abbildungen aufgetragen.

Im **ehemaligen Dünnsäure-Verklappungsgebiet** in der Deutschen Bucht (Abb. 2) nahm **Lymphocystis** seit 1982 – unterbrochen von niedrigen Werten im Jahr 1987 und Anfang 1988 – bis zum Sommer 1989 tendenziell zu und erreichte hier eine maximale mittlere Befallsrate von 20%. Danach gingen die Befallsraten deutlich zurück und lagen im Sommer 1992 mit einem mittleren Wert von 9% in etwa im Bereich der Ausgangswerte von 1982 (7%). Die mittlere Befallsrate mit **epidermalen Hyperplasien/Papillomen** war stets deutlich niedriger als die mit **Lymphocystis** und nahm von 1982 (mittlerer Wert von 2%) bis Anfang 1990 mit Ausnahme eines besonders hohen Wertes im Sommer 1985 tendenziell zu und erreichte hier einen Wert von 10%. Danach deutet sich bis zum Sommer 1992 eine leichte Abnahme auf einen mittleren Wert von 5% an. Die mittlere Befallsrate mit **akuten/heilenden Hautulcerationen** lag stets unter 5%. Zwischen 1986 und 1991 stiegen die Befallsraten geringfügig an, diese Tendenz scheint sich dann aber nicht fortzusetzen.

Auf der **Doggerbank** (Abb. 3) nahm die mittlere Befallsrate mit **Lymphocystis** von 1982 bis 1986 zunächst auf einen mittleren Wert von 20% zu, danach dann aber bis zum Sommer 1992 stetig ab. Der zuletzt ermittelte mittlere Wert von 9% entspricht in etwa dem zu Beginn der Untersuchungen gemessenen Wert. Insgesamt sind die auf der Doggerbank ermittelten Befallsraten mit **Lymphocystis** vergleichbar mit denen im ehemaligen Dünnsäure-Verklappungsgebiet. Auch bei den **epidermalen Hyperplasien/Papillomen** stiegen die Befallsraten bis 1986 von einem mittleren Ausgangswert von 2.5% auf einen Wert von 8% zunächst deutlich an, gingen dann aber 1987 bis 1988 ebenso deutlich zurück, um dann bis 1991 tendenziell wiederum zuzunehmen. Dieser Anstieg setzte sich danach nicht mehr fort, die Werte scheinen vielmehr wieder abzunehmen. Im Sommer 1992 konnte ein mittlerer Wert von 6% ermittelt werden. Insgesamt waren die Klieschen auf der Doggerbank in den letzten 10 Jahren weniger stark mit epidermalen Hyperplasien/Papillomen befallen als Fische des ehemaligen Verklappungsgebietes für Abfälle aus der Titandioxidproduktion in der Deutschen

Dünnsäure-Verklappungsgebiet (1)

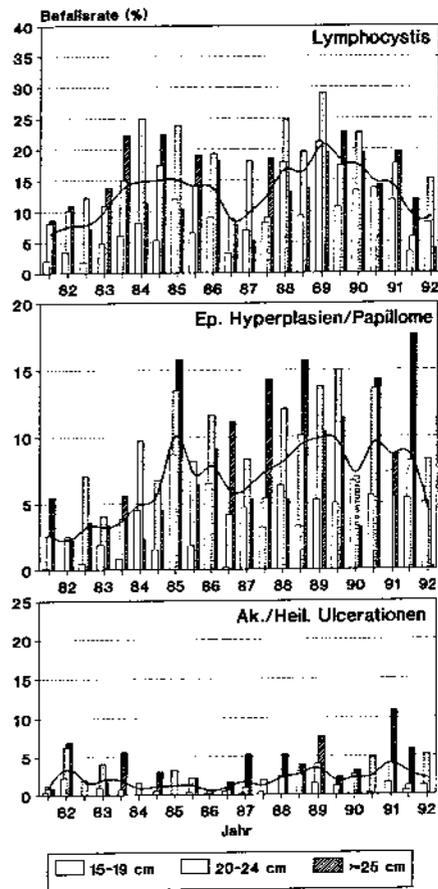


Abb. 2. Prozentuale Befallsraten mit äußerlich sichtbaren Krankheiten bei Klieschen aus dem ehemaligen Verklappungsgebiet für Abfälle aus der Titandioxidproduktion in der Deutschen Bucht (Gebiet 1) von Januar 1982–Juni 1992 (Die Befallsraten sind als Säulendiagramme dargestellt für die drei Längengruppen 15–19, 20–24 und ≥ 25 cm; die durchgezogene Linie gibt die geglätteten Durchschnittswerte wieder. Die Säulen über den Jahresangaben auf der x-Achse zeigen Sommerwerte (Mai–Juli), die dazwischen Winterwerte (Januar).)

Doggerbank (4)

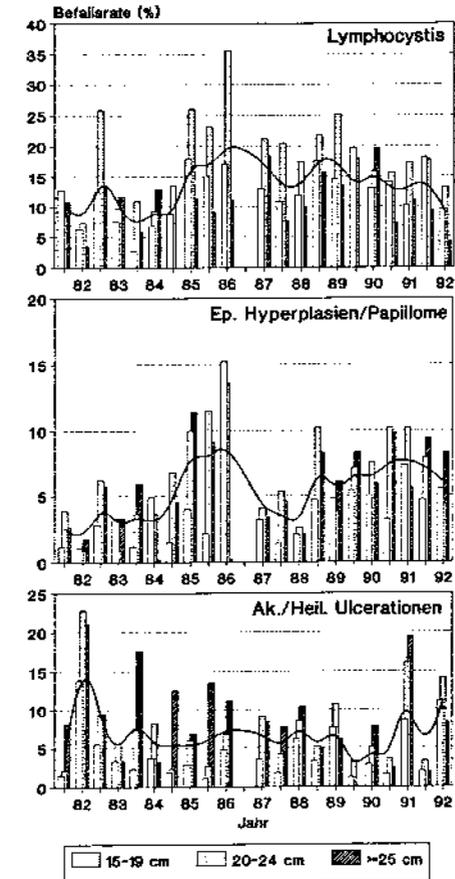


Abb. 3. Prozentuale Befallsraten mit äußerlich sichtbaren Krankheiten bei Klieschen auf der Doggerbank (Gebiet 4) von Januar 1982–Juni 1992 (Legende: vgl. Abb. 2)

Bucht. Das Gegenteil ist der Fall für **akute/heilende Hautulcerationen**. Die Krankheit trat bei Klieschen der Doggerbank wesentlich häufiger auf als bei den Klieschen aus dem Dünnsäure-Verklappungsgebiet. Übereinstimmende zeitliche Veränderungen deuten sich hier allerdings

nicht an, auffällig sind lediglich die besonders hohen mittleren Befallsraten der Frühjahr/Sommer 1982 (14%) und 1992 (11%).

Zum Vergleich mit den Langzeitdaten aus dem ehemaligen Dünnsäure-Verklappungsgebiet und der Doggerbank werden im folgenden Ergebnisse aus zwei anderen markanten Nordseegebieten dargestellt. Hierbei handelt es sich um ein Gebiet im schottischen Firth of Forth (Gebiet 6, vgl. Abb. 1) und ein Gebiet auf dem Horns Riff vor der dänischen Küste (Gebiet 11, vgl. Abb. 1). Aus diesen Gebieten liegen kontinuierliche Daten allerdings erst ab Frühjahr/Sommer 1988 vor.

Das Gebiet im **Firth of Forth** (Abb. 4) zeichnet sich gegenüber allen anderen Gebieten durch deutlich erhöhte Befallsraten mit **Lymphocystis** aus. Die mittlere Befallsrate schwankte über den gesamten Untersuchungszeitraum um 30%. Insgesamt deutet sich eine geringfügige Abnahme der mittleren Befallsrate an; dieses liegt in erster Linie an den relativ niedrigen Werten im Sommer 1991 und der Abnahme der Befallsrate bei den kleinen Fischen (15–19 cm). Der Befall mit **epidermalen Hyperplasien/Papillomen** war weniger stark als in den vorher genannten Gebieten und schwankte um einen mittleren Wert von 5%. Die Befallsraten mit **akuten/heilenden Hautulcerationen** lagen im Bereich der Doggerbank-Werte. Wie auf der Doggerbank konnten besonders im Sommer 1991 und 1992 deutlich erhöhte Werte festgestellt werden, so daß sich insgesamt eine zunehmende Tendenz für diese Krankheit andeutet.

Auch auf dem **Horns Riff** (Abb. 5) vor der dänischen Küste konnten zunächst mit einem mittleren Wert von 25% vergleichsweise hohe Befallsraten mit **Lymphocystis** nachgewiesen werden, allerdings zeichnete sich dann ab 1989 ein kontinuierlicher Rückgang ab, so daß im Sommer 1992 mit 10% ein mit den anderen Gebieten vergleichbarer mittlerer Wert erreicht wurde. Die Befallsraten mit **epidermalen Hyperplasien/Papillomen** waren zumeist hoch und entsprachen in etwa denen aus dem Dünnsäure-Verklappungsgebiet. Auch hier deutet sich in der Abbildung eine Abnahme bei den aktuellen Werten an, besonders hervorgerufen durch die extrem niedrigen Werte im Januar 1992. Auch die Befallsraten mit **akuten/heilenden Hautulcerationen** decken sich mit mittleren Werten im Bereich 2.5% weitgehend mit den Werten aus dem Dünnsäure-Verklappungsgebiet. Zeitliche Tendenzen zeichnen sich in diesem Gebiet nicht ab.

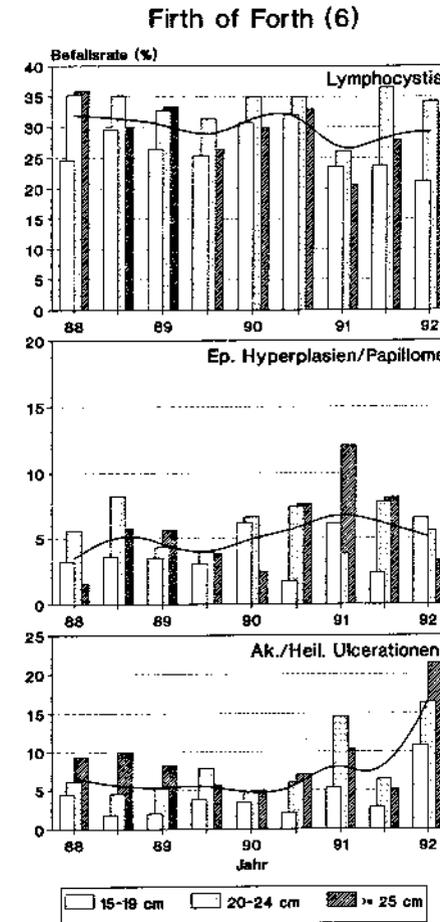


Abb. 4. Prozentuale Befallsraten mit äußerlich sichtbaren Krankheiten bei Klieschen aus dem Firth of Forth (Gebiet 6) von Juni 1988 – Juni 1992 (Legende: vgl. Abb. 2)

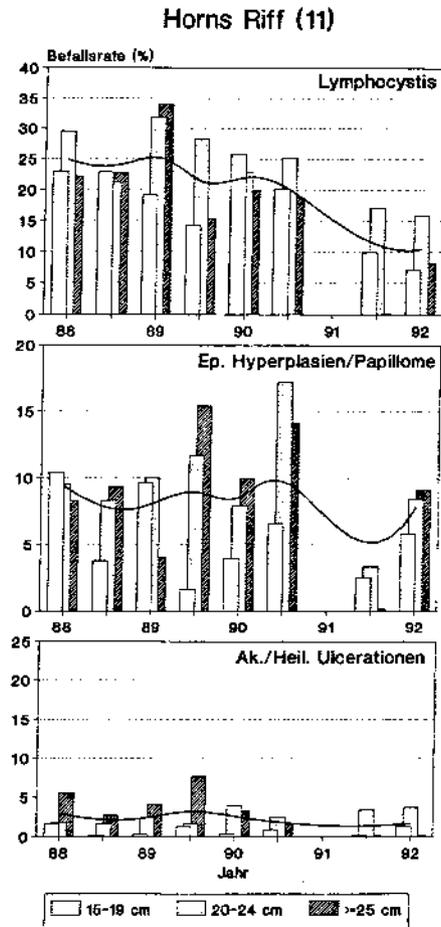


Abb. 5. Prozentuale Befallsraten mit äußerlich sichtbaren Krankheiten bei Klieschen von Horns Riff (Gebiet 11) von Juni 1988 – Juni 1992 (Legende: vgl. Abb. 2)

2.2. Leberknoten

Das Auftreten von Leberknoten bei Nordseeklieschen wird systematisch ebenfalls seit 1988 ermittelt (s. o.). Im folgenden werden die Ergebnisse hierzu für das ehemalige Dünnsäure-Verklappungsgebiet in der Deutschen Bucht (Gebiet 1, vgl. Abb. 1), die Doggerbank (Gebiet 4, vgl. Abb. 1) und den schottischen Firth of Forth (Gebiet 6, vgl. Abb. 1) dargestellt. In den Abbildungen 6 bis 8 wird jeweils unterschieden nach makroskopisch erfaßten Leberknoten mit einem Durchmesser von >2 mm, >5 mm und >10 mm. Die Ergebnisse zur Häufigkeit der Leberknoten sind wiedergegeben für die Längengruppen 20–24 cm und ≥ 25 cm; bei kleineren Klieschen treten Lebertumoren nur äußerst selten auf, so daß auf eine Untersuchung dieser Tiere verzichtet wird.

Im ehemaligen Dünnsäure-Verklappungsgebiet (Abb. 6) zeichnete sich bei den Leberknoten >2 mm seit 1988 in beiden Längengruppen eine Abnahme der Befallsraten an, wobei diese bei den großen Tieren (≥ 25 cm) generell höher ausfielen. Bei Leberknoten >5 mm und Leberknoten >10 mm ließen sich keine zeitlichen Tendenzen nachweisen. Im Sommer 1992 wiesen immerhin 15% der Klieschen ≥ 25 cm Leberknoten >5 mm auf.

Auf der Doggerbank (Abb. 7) waren die Befallsraten mit Leberknoten >2 mm und die zeitliche Entwicklung mit denen im Dünnsäure-Verklappungsgebiet vergleichbar. Leberknoten >5 mm und Leberknoten >10 mm traten allerdings mit Spitzenwerten von 15% bzw. 10% bei den Klieschen ≥ 25 cm Totallänge wesentlich häufiger auf. Insgesamt deutet sich bei Knoten der letztgenannten Kategorien eine Zunahme des Befalls an.

Im Firth of Forth (Abb. 8) traten, wie in der gesamten nördlichen Nordsee, speziell die Leberknoten >2 mm (Maximalwert 20%) relativ selten auf, zeigten jedoch ebenfalls abnehmende Befallsraten. Letzteres gilt auch für Leberknoten >5 mm, die im Mittel ähnlich häufig auftraten wie im Dünnsäure-Verklappungsgebiet. Leberknoten >10 mm waren etwas häufiger als im Dünnsäure-Verklappungsgebiet, allerdings deutlich seltener als auf der Doggerbank.

Dünnsäure-Verklappungsgebiet (1)

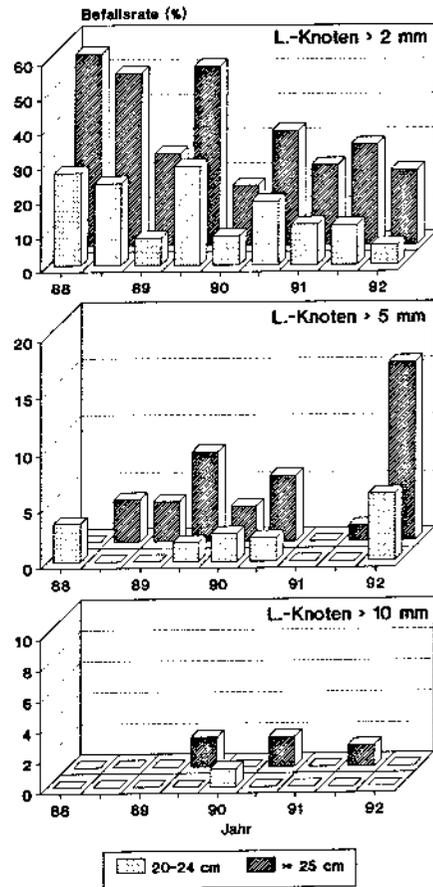


Abb. 6. Prozentuale Befallsraten mit Leberknoten bei Klieschen aus dem ehemaligen Verklappungsgebiet für Abfälle aus der Titandioxidproduktion in der Deutschen Bucht (Gebiet 1) von Juni 1988 – Juni 1992 (Die Befallsraten sind getrennt dargestellt für Leberknoten der Größenkategorien > 2, > 5 und > 10 mm sowie für Klieschen der Längengruppen 20–24 cm und ≥ 25 cm.)

Doggerbank (4)

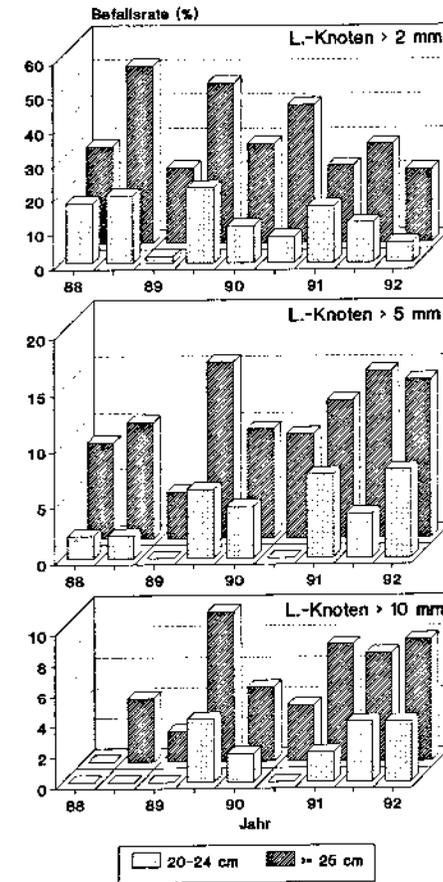


Abb. 7. Prozentuale Befallsraten mit Leberknoten bei Klieschen auf der Doggerbank (Gebiet 4) von Juni 1988 – Juni 1992 (Legende: vgl. Abb. 6)

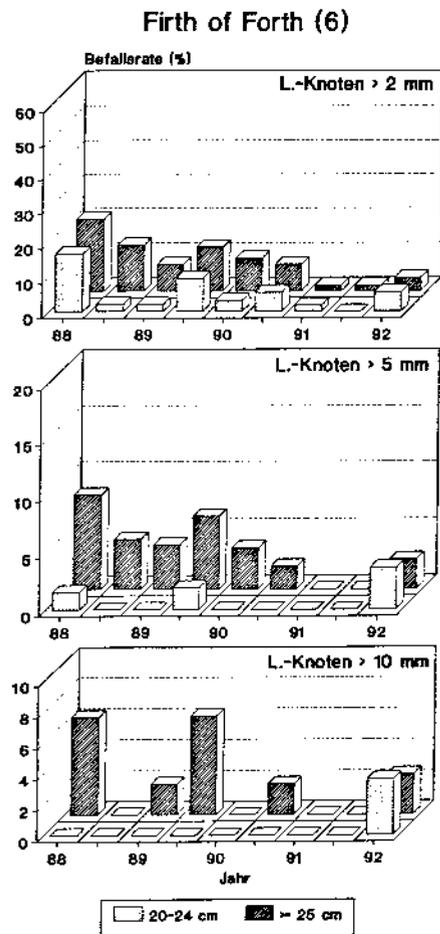


Abb. 8. Prozentuale Befallsraten mit Leberknoten bei Klieschen im Firth of Forth (Gebiet 6) von Juni 1988 – Juni 1992 (Legende: vgl. Abb. 6)

Diskussion

Unsere Untersuchungen zeigen, daß äußerlich erkennbare Krankheiten und Leberanomalien der Kliesche in allen daraufhin untersuchten Regionen der Nordsee in teilweise sehr hohen Befallsraten auftreten. In bestimmten Regionen weisen bis zu 50% der untersuchten Klieschen äußerlich erkennbare Erkrankungen auf, und an bis zu 15% der Klieschen ≥ 25 cm lassen sich Lebertumoren nachweisen.

Bei unseren Untersuchungen wurde aber auch deutlich, daß diese hohen Befallsraten in den von uns aufgesuchten Gebieten ausschließlich bei der Kliesche gefunden werden. Andere, wirtschaftlich wichtige Fischarten wie Kabeljau, Scholle und Seesunge weisen dagegen sehr niedrige Befallsraten auf.

Die von uns bei der Kliesche ermittelten und in diesem Beitrag dargestellten Befallsraten sind aufgrund einer höheren Untersuchungsintensität höher als die anderer Autoren, die in gleichen Gebieten Untersuchungen durchführen (MÖLLER, 1979; BANNING, 1987). Wir können aber davon ausgehen, daß die von uns angegebenen Krankheitsraten zumeist noch Unterschätzungen darstellen, denn nur die sicher erkannten äußerlich erkennbaren Erkrankungen und Leberanomalien werden von uns erfaßt und ausgewertet.

Seit Erscheinen der ersten Berichte über hohe Befallsraten mit äußerlich sichtbaren Krankheiten bei Nordsee-Klieschen und über regionale Unterschiede gibt es eine lebhafteste, kontroverse Debatte über die Ursachen für diese Phänomene. Nach dem Auffinden erhöhter Befallsraten im ehemaligen Verklappungsgebiet für Abfälle aus der Titan-dioxidproduktion, die sich insbesondere bei epidermalen Hyperplasien/Papillomen ergaben, diskutierte man darüber, ob diese ursächlich mit den Schadstoffen aus diesen Abfällen – speziell mit Schwermetallen und dabei besonders Chrom – in Zusammenhang stehen könnten (DETHLEFSEN et al., 1987). Bei späteren Arbeiten fanden sich auch bei Klieschen der Doggerbank und vor der schottischen Küste in der Nähe unserer heutigen Gebiete 6 und 7 (vgl. Abb. 1) ebenfalls erhöhte Befallsraten mit äußerlich sichtbaren Krankheiten. Damals ging man davon aus, daß die Gebiete in der zentralen Nordsee und insbesondere die vor der schottischen Küste als unbelastet eingestuft werden müssen, und

es wurde daher bestritten, daß Abfälle aus der Titandioxidproduktion verantwortlich sein könnten für die erhöhten Befallsraten der Kliesche im Verklappungsgebiet und dessen Umgebung. Inzwischen liegen aber sehr gute Erkenntnisse über die regionale Verbreitung der Kontamination des Wassers, der Sedimente und von Organismen vor. Man weiß, daß für bestimmte Schadstoffe die Kontamination von Klieschen der Doggerbank höher ist als die in der Deutschen Bucht (BÜTHER, 1988; CLAUSSEN, 1988), und man konnte ebenfalls zeigen, daß die verschiedensten Organismen, aber auch Wasser und Sedimente, in den Gebieten 6, 7 und 8 in der nordwestlichen Nordsee (vgl. Abb. 1) mit bestimmten Schadstoffen deutlich höher belastet waren als die entsprechenden Proben aus der Deutschen Bucht (ANONYMUS, 1988).

Es muß insgesamt allerdings davon ausgegangen werden, daß sich einfache Beziehungen zwischen der Abfalleinbringung und der damit verbundenen Erhöhung von Schadstoffkonzentrationen auf der einen und dem gehäuften Auftreten von Fischkrankheiten auf der anderen Seite generell nicht herstellen lassen. Der Ausbruch von Fischkrankheiten ist in der Regel multifaktoriell bedingt und wird nicht nur durch Schadstoffe, sondern auch durch natürliche Faktoren, wie Temperatur, Salzgehalt, Ernährungsbedingungen oder durch den Menschen bedingte, wie Fischerei, sowie einer Kombination verschiedener dieser Faktoren beeinflusst (DETHLEFSEN et al., 1987; VETHAAK und RHEINALT, 1992).

Bei der Betrachtung der zeitlichen Fluktuation der Befallshäufigkeiten der Klieschen lassen sich für die hier betrachteten Gebiete keine einheitlichen Trends ermitteln. Für das ehemalige Verklappungsgebiet für Abfälle aus der Titandioxidproduktion ergeben sich aber Übereinstimmungen für die drei erwähnten Krankheiten. So konnten bei allen Krankheiten in den Jahren 1986 bis 1988 jeweils die niedrigsten Befallsraten festgestellt werden (vgl. Abb. 2). Etwas Vergleichbares trat auf der Doggerbank auf, und zwar für Lymphocystis und epidermale Hyperplasien/Papillome in den Jahren 1987 bis 1988 (vgl. Abb. 3). Diese zeitliche Übereinstimmung könnte bedeuten, daß die Häufigkeit des Auftretens der drei Erkrankungen von denselben Faktoren beeinflusst wird. Sowohl für die Deutsche Bucht als auch für die Doggerbank können in vier- bis fünfjährigen Zyklen Befallsmaxima und -minima auf-

einander folgen. Vergleicht man die für das Horns Riff beispielsweise für Lymphocystis erzielten Werte seit 1988 (vgl. Abb. 5), ergeben sich gleichlaufend rückläufige Krankheitshäufigkeiten für dieses Gebiet und für Fische der Deutschen Bucht und der Doggerbank. Das heißt, daß seit 1989 rückläufige Krankheitshäufigkeiten insbesondere für Lymphocystis nicht nur für die Deutsche Bucht, sondern auch für weiter davon entfernt gelegene Gebiete festgestellt wurden. Während man bei den Gebieten 1 (Deutsche Bucht) und 11 (Horns Riff) davon hätte ausgehen können, daß der wesentliche Einfluß in diesen Gebieten von den Abfällen aus der Titandioxidproduktion ausging, kann das für die Doggerbank nicht gelten. Für das Gebiet vor dem Firth of Forth (vgl. Abb. 4) lassen sich keine Abwärtstrends für die jüngere Zeit ermitteln. Hier scheint zu gelten, daß die Befallsraten für Lymphocystis und epidermale Hyperplasien/Papillome unverändert bleiben, während die Befallshäufigkeiten mit akuten und abheilenden Ulcerationen anstiegen. Damit ist angedeutet, daß hier andere Bedingungen herrschen als in der Deutschen Bucht. Für das Gebiet 6 (Firth of Forth) beispielsweise ist bekannt, daß es nach wie vor als Verklappungsgebiet für Klärschlämme benutzt wird. Auch wissen wir, daß das Ästuar dieses Gebietes mit einer Reihe von Schadstoffen hoch belastet ist.

Die Untersuchungen der Häufigkeit von Leberknoten erbrachte in allen hier dargestellten Gebieten eine deutliche Abnahme der Häufigkeiten nur für Leberknoten der Kategorie > 2 mm (vgl. Abb. 6–8). Hier muß allerdings betont werden, daß diese Anomalien nicht nur Tumoren oder deren Vorstadien, sondern auch andere Veränderungen beinhalten, so daß nicht unbedingt von einem generellen Rückgang von Lebertumoren der Klieschen ausgegangen werden kann. Ein solcher Rückgang deutet sich nur im Firth of Forth (vgl. Abb. 8) mit Leberknoten > 5 mm an, bei denen es sich zumeist um Tumoren handelt. Die Doggerbank nimmt aufgrund der durchgängig hohen Befallsraten der Klieschen speziell mit Leberknoten > 5 mm und > 10 mm eine Sonderstellung innerhalb aller untersuchten Nordseegebiete ein (vgl. Abb. 7). Zudem zeichnet sich hier bei diesen Knoten gegen Ende des dargestellten Untersuchungszeitraumes eine Zunahme der Häufigkeit ab.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß es sicherlich verfrüht wäre, aus den unterschiedlichen zeitlichen Veränderungen der Krank-

heitshäufigkeiten ableiten zu wollen, daß die in der Nordsee eingeleiteten Gewässerschutzmaßnahmen bereits wirken. Immer noch sind beträchtliche Teile der untersuchten Klieschenpopulationen der Nordsee mit Krankheiten befallen. Bei bestimmten Krankheiten, z. B. Lymphocystis, und in einigen Gebieten, wie z. B. im ehemaligen Verklappungsgebiet für Abfälle aus der Titandioxidproduktion in der Deutschen Bucht, deutet sich aber ein Rückgang der Befallsraten an, der mit einer Reduktion der Schadstoffbelastung in Zusammenhang stehen könnte. Derartige Ergebnisse sind aber aufgrund der multifaktoriell bedingten Entstehung der Krankheiten mit Vorsicht zu beurteilen. Zudem wurde bei der derzeitigen Auswertung der Daten eine Reihe von möglicherweise zusätzlich beeinflussenden Faktoren noch nicht berücksichtigt. Die Häufigkeit der Erkrankungen ist von der Länge der befallenen Fische abhängig, die zumeist stellvertretend für das Alter gemessen und bei der Auswertung verwendet wird. So wäre es möglich, daß auch durch unbemerkte Veränderungen des Wachstums (bzw. der Beziehung zwischen Alter und Länge) Veränderungen des zeitlichen Auftretens der Befallsmaxima bewirkt werden, so daß zeitliche Trends entweder vorgetäuscht oder kompensiert werden. Ferner sind die Informationen über die Schadstoffkontamination der Fische in den Untersuchungsgebieten noch fragmentarisch.

Künftige Untersuchungen werden zeigen müssen, ob es tatsächlich zu deutlich meßbaren Rückgängen der Schadstoffkonzentrationen in verschiedenen Regionen kommt und ob langfristig gleichlautende Trends für Krankheitshäufigkeiten meßbar sein werden. Voraussetzung für eine langfristige Beurteilung von Trends der Krankheitshäufigkeiten ist allerdings die Fortsetzung der hier dargestellten Untersuchungen, die begleitet werden müssen von einer parallel durchgeführten Analyse der Schadstoffkontamination der Fische und der Erfassung relevanter biologischer Begleitparameter.

Literatur

ANONYMUS, 1988. Zirkulation und Schadstoffumsatz in der Nordsee (ZISCH). – Abschlußbericht BMFT-Projekt MFU 0545, Univ. Hamburg, 323 pp.

- BANNING, P. VAN, 1987. Long-term recording of some fish diseases using general fishery research surveys in the south-eastern part of the North Sea. – Dis. aquat. Org. 3: 1–11.
- BÜTHER, H. 1988. Distribution of chlorinated organic compounds in livers of dab (*Limanda limanda* L.) in the southern and central North Sea. – Mitt. Geol. Paläontol. Inst. Univ. Hamburg 65: 497–541.
- CLAUSSEN, T., 1988. Levels and spatial distribution of trace metals in dabs (*Limanda limanda* L.) of the southern North Sea. – Mitt. Geol. Paläontol. Inst. Univ. Hamburg 65: 467–496.
- DETHLEFSEN, V., WATERMANN, B. & HOPPENHEIT, M., 1987. Diseases of North Sea dab (*Limanda limanda* L.) in relation to biological and chemical parameters. – Arch. FischWiss. 37: 107–237.
- MÖLLER, H., 1979. Geographical distribution of fish diseases in the NE Atlantic. – Meeresforschung 27: 217–235.
- VETHAAK, A. D. & RHEINALLT, AP T., 1992. Fish disease as a monitor for marine pollution: the case of the North Sea. – Rev. Fish Biol. Fish. 2: 1–32.

Fischbestände

*Siegfried Ehrlich
Bundesforschungsanstalt für Fischerei
Institut für Seefischerei, Hamburg*

In Diskussionen nicht nur mit fachfremden Menschen und in Zeitungsartikeln ist mir aufgefallen, daß »Die Nordsee« viele Bedeutungen hat, jeweils zugeschnitten auf das ganz spezielle Interesse des Gesprächspartners bzw. des Autors. Für den Kurdirektor eines Nordseebades ist »Die Nordsee« auf den Strand und das Wasser in Ufernähe beschränkt. Der Fischer beurteilt den Zustand der Nordsee nach der Fangmenge der von ihm momentan begehrten Fischarten auf seinen angestammten Fangplätzen und für die Journalisten ist »Die Nordsee« immer gerade das Gebiet, das für die zugkräftigsten Horrormeldungen sorgt. Auch die diversen Umweltschutzorganisationen sind nur teilweise an einer differenzierteren Sicht »Der Nordsee« interessiert. Zu viele Einschränkungen würden das Wachrütteln der Öffentlichkeit verhindern. Selbst die Wissenschaftler neigen dazu, ihre Ergebnisse bezüglich eines Teilgebietes der Nordsee oder einiger ganz spezieller Arten auf das gesamte Gebiet der Nordsee bzw. auf eine höhere taxonomische Einheit zu übertragen.

In diesem Beitrag ist mit »Nordsee« die Gesamtheit der küstenfernen Gebiete außerhalb der Flußmündungen und Inseln gemeint. Ein Fischbestand ist nicht die Gesamtheit aller Fischarten in einem Gebiet, sondern die Gesamtheit einer Fischart in der Nordsee. Dies ist auch gleichzeitig die Einheit für das Fischereimanagement (z. B. Kabeljau in der Nordsee). In diesem Beitrag wird nur auf die fischereilich genutzten Bestände eingegangen und nicht die gesamte Fischfauna oder lokal begrenzte Befunde behandelt, die sich zum Beispiel auf Teile des Wattenmeeres beziehen.

Bevor nun die Entwicklung und der derzeitige Zustand der Fischbestände beschrieben wird, wird noch kurz auf die Dynamik eines offenen Ökosystems wie der Nordsee eingegangen. Dies erscheint notwendig im

Hinblick auf das Verständnis der Definitionen der neuen Managementziele bei Fischbeständen und erklärt andererseits manche Mißverständnisse.

Ein marines offenes Ökosystem wie die Nordsee befindet sich nicht in einem, wie auch immer definierten, Gleichgewicht, sondern in einem Ungleichgewicht, das stationär ist, da über einen definierten Zeitraum der Zufluß von Energie oder Materie gleich dem Abfluß ist. Weiterhin hat das Ökosystem Nordsee eine einmalige geschichtliche Entwicklung, und da sich geschichtliche Entwicklungen nur bedingt wiederholen, sind Voraussagen auf wahrscheinlichkeitstheoretischer Grundlage auch nur bedingt erlaubt. Bezogen auf die Fischbestände bedeutet das, daß auch ohne Fischereieinfluß ein Bestand stark variiert.

Der dominierende Faktor, der für die Variabilität eines Fischbestandes verantwortlich ist, ist die Stärke des Nachwuchses oder die Rekrutierung, die wiederum zu einem gewissen Maße abhängig ist von der Größe des Laicherbestandes. Der Laicherbestand ist die Gesamtheit der geschlechtsreifen Fische. Rekrutierung und Größe des Laicherbestandes sind daher die wichtigsten Parameter zur Beurteilung eines Bestandes, auf die neuerdings auch die langfristigen Ziele des Managements der Bestände ausgerichtet sind.

Auf diese natürliche Variabilität eines Fischbestandes wirkt nun als stärkster anthropogener Einfluß in der Nordsee die Fischerei. Rekrutierung, die Größe des Laicherbestandes und ihre Beeinflussung durch die Fischerei; dieser Komplex soll jetzt näher beleuchtet werden.

Die Größe eines Nachwuchsjahrganges bei den fischereilich genutzten Nordseefischarten wird bestimmt durch eine Vielzahl von biotischen und abiotischen Faktoren, deren Vernetzung ein hochkomplexes System darstellt. Wenn man berücksichtigt, daß ein Kabeljauweibchen bis 5 Mio. Eier pro Jahr produziert, von denen aber nur ein Bruchteil eines Prozentes zu Fingerlingen der Altersgruppe 0 heranwächst, die in den folgenden 2 bis 3 Jahren bis zum Erreichen der Geschlechtsreife einer weiteren hohen natürlichen und fischereilichen Sterblichkeit unterliegen, dann wird verständlich, daß bisher keine mathematische Beziehung zwischen der Größe des Laicherbestandes und der Rekrutenzahl bei den Nordseefischbeständen definiert werden konnte. Die Abbildung zeigt einen Laicherbestand-Nachwuchs-Plot, der typisch ist für die Nordsee-

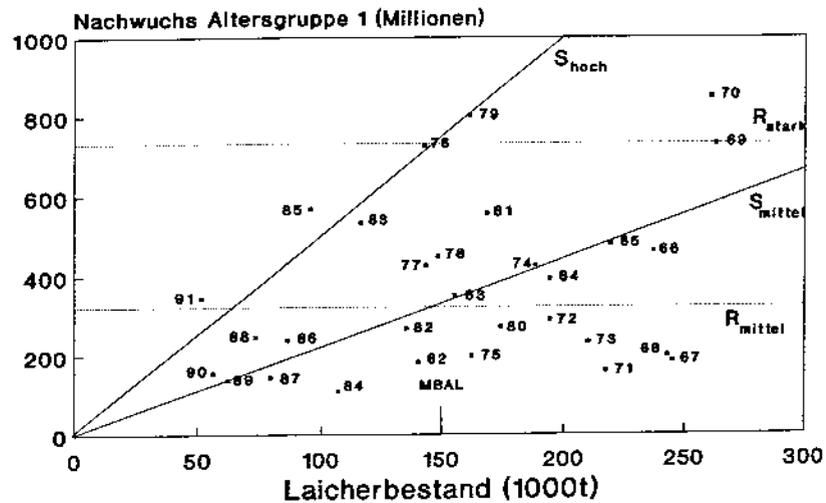


Abb. 1. Laicherbestand-Nachwuchs-Plot für den Kabeljau der Nordsee.

bestände; in diesem Fall ist es der Nordsee-Kabeljau. Aus dieser Punktewolke ist eine Beziehung nicht abzuleiten. Man hat daher vor 2 Jahren begonnen, in eine andere Richtung zu denken. Anhand der seit 1962 vorhandenen Daten werden Niveaus mit mittlerem (incl. 50% der Datenpunkte, R_{mittel}) und hohem Nachwuchs (90%, R_{stark}) bestimmt, und mit der gleichen Methode die Linien hoher und mittlerer Überlebensrate (S_{mittel} und S_{hoch}). Anhand dieser Größen und der historischen Entwicklung des Laicherbestandes wird ein Niveau geschätzt, unter dem die Wahrscheinlichkeit eines geringen Nachwuchses zunimmt, wenn der Laicherbestand abnimmt. Dieser Wert wird MBAL genannt, für »Minimum Biologically Acceptable Level«. In diesem Fall liegt MBAL bei 150000t, d. h. ein Laicherbestand von 150000t erzeugt unter den Bedingungen der letzten 30 Jahre bei einer mittleren Überlebensrate eine mittlere Rekrutierung. Seit 1991 werden vom Beratungskomitee für das Fischerei Management (ACFM) des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES) die Fischbestände bezüglich des jeweiligen MBAL eingestuft, und zwar nach folgenden 3 Kriterien:

1. Bestände, deren Laicherbestand unterhalb MBAL liegt, oder die bei gleichbleibendem Befischungsdruck dorthin gelangen. Für diese Bestände wird das ACFM Rat erteilen, mit welcher Maßnahme die Bestandssituation verbessert werden kann.
2. Bestände, deren Laicherbestand nicht in unmittelbarer Gefahr ist, unterhalb MBAL zu fallen. Für diese Bestände gibt ACFM eine Palette von Optionen der fischereilichen Intensität und ihre Auswirkungen auf MBAL an.
3. Bestände, deren Daten nicht ausreichen, um sie in eine der obigen Kategorien einzuordnen. Für diese Bestände empfiehlt ACFM vorbeugende Maßnahmen.

Nach diesen mehr theoretischen Ausführungen wird nun die Entwicklung der kommerziell wichtigen Fischbestände in den letzten Jahren beschrieben.

Im Buch »Warnsignale aus der Nordsee« wurde die Bestandsentwicklung bis 1988 dargestellt. Daher werden in der Tabelle die Zahlen von 1991 mit denen von 1988 und mit dem langjährigen Mittel über die letzten 20 Jahre verglichen. Neben Bestandsbiomassen und Größe der Nachwuchsjahrgänge wird besonderen Wert auf die Entwicklung der Laicherbestände gelegt, und wenn möglich ein kurzfristiger Trend bis 1993 angegeben.

Bezogen auf die ersten sieben Arten, für die ein analytisches Assessment möglich war, kann für Seezunge und Hering 1991 eine Verbesserung gegenüber 1988 verzeichnet werden und für Kabeljau, Schellfisch und Seelachs eine Verschlechterung. Für Wittling und Scholle variiert die Größe des Laicherbestandes im Bereich des langjährigen Mittels, also weder Verschlechterung noch Verbesserung. Bei gleichbleibendem Fischereiaufwand wird sich der Schellfisch-Laicherbestand in 1993 durch zwei überdurchschnittliche Nachwuchsjahrgänge erholt haben; für den Schellfisch also eine Verbesserung in naher Zukunft. Da die Entwicklung sehr artspezifisch ist, kann ein allgemeines Statement über den jetzigen Zustand der Fischbestände im Vergleich zu 1988 nicht abgegeben werden.

Bezüglich des Einflusses der Fischerei und der Rekrutierung auf die Bestände ist aus ihrer Entwicklung in den letzten Jahren folgendes abzuleiten:

	GESAMTBESTAND (1000T)		NACHWUCHS (x 10 ⁶)		LAICHERBESTAND MBAL							
	K(20)	1988	1991	K(20)	1988	1991	(1000T) 1988	1991	MBAL (1000T)	ERREICHT bis 1993	TREND 1988 - 1991	TREND 1991 - 1993
KABELJAU	568	326	258	381(1)	143	155	79	56	150	NEIN	-	-
SCHELLFISCH	881	395	853	35000	7265	66763	149	55	100	JA	-	-
WITTLING	653	376	620	49521	46065	43856	267	291	220(2)	JA	-	-
SEELACHS	639	339	331	238(1)	168	214	102	56	100(2)	NEIN	-	-
SCHOLLE	537	635	548	543	569	750	377	346	300	JA	-	-
SEEZUNGE	66	75	101	112(1)	454	51	43	80	50	JA	-	-
HERING	-	-	-	38	46	55	1095	1277	800	JA	-	-
MAKRELE	-	-	-	-	-	-	-	-	?	-	-	?
SPROTT	-	-	-	-	-	-	-	-	?	-	-	?
SANDDALE	-	155	115	-	-	-	115	80	?	-	-	?

Tab. 1. Zustand der Nordseefischbestände.

(1) ALTERSKLASSE 1

(2) NICHT OFFIZIELL

(3) 110 000 T FANG IN 1991 GEGENÜBER 87 000 T IN 1988

1. Bei mittleren bis starken Nachwuchsjahrgängen bleibt der Laicherbestand trotz intensiver Fischerei stabil (Scholle, Seezunge).
 2. Bleiben mittlere bis gute Rekrutierungsjahrgänge aus, dann wird durch die Fischerei der Laicherbestand soweit heruntergefischt, daß die Wahrscheinlichkeit, gute Jahrgänge zu erzeugen, gering wird (Kabeljau, Seelachs). Um die Wahrscheinlichkeit zu erhöhen, muß die Fischerei stark reduziert werden.
 3. Mindestens zwei gute Rekrutierungsjahrgänge sind notwendig, um einen heruntergefischten Laicherbestand, trotz eines hohen Fischereiaufwandes, auf ein mittleres Niveau anzuheben (Schellfisch).
- Am Ende des Beitrages wird noch kurz auf das Management der Bestände und auf die speziellen Probleme in der Nordsee eingegangen:
Das Managementziel ist eine ausgewogene und rationelle Nutzung der Fischereivorkommen.

Was macht den Managern nun ihre Aufgabe so schwer?

1. Es ist keine gezielte Fischerei auf eine Art möglich (gemischte Fischerei).
2. Der Anteil an Discards (wieder über Bord gegebener Fisch) ist zu hoch.
3. Die getroffenen Schonmaßnahmen wie Quotierung, Mindestmaschenöffnung und Schongebiete greifen nur teilweise, da die Kontrolle der Fischer lückenhaft ist.
4. Es ist eine Industriefischerei mit kleinen Netzmaschen auf Sprott, Sandaal und Stintdorsch erlaubt. Dabei werden viele Jungfische von Arten gefangen, die für den direkten menschlichen Konsum genutzt werden.
5. Sozio-ökonomische Probleme.

In der Vergangenheit wurde der Weg beschritten, die Bestände über die erlaubte Gesamtfangmenge zu managen. Das ist teilweise fehlgeschlagen. Zukünftig soll verstärkt versucht werden, die Bestände über den Fischereiaufwand zu bewirtschaften; das heißt Flottenreduzierung in der Nordsee. Das Gleichgewicht zwischen den verfügbaren Ressourcen und dem Fischereiaufwand soll angestrebt werden. Meiner Meinung nach ist dieses Ziel aufgrund der hohen natürlichen Variabilität der Bestände nicht erreichbar, da der Fischereiaufwand, d. h. die Größe und Struktur der Flotte, nur langsam auf Bestandsveränderungen reagieren kann.

Aus der Entwicklung der Bestände in den letzten Jahren kann folgendes Fazit gezogen werden:

Die Fischbestände unterliegen natürlichen Schwankungen, die durch die Fischerei verstärkt werden. Die kommerziell genutzten Fischarten sind nicht gefährdet, sondern ihre Bestände werden aus den oben genannten Gründen schlecht bewirtschaftet. Um kurzfristig einen höheren Gewinn zu erzielen, vernichten die Fischer durch den hohen Wegfang der nicht geschlechtsreifen Fische die Basis für einen späteren höheren Ertrag. Aus Sicht des Umweltschutzes sind nicht die kommerziell genutzten Fischarten das Problem in der Nordsee, sondern die Knorpelfische. Bedingt durch die geringe Reproduktionsrate im Vergleich zu den Knochenfischen und durch die intensive Fischerei sind die Bestandsstärken von Dornhai und einigen Rochenarten stark abnehmend.

Chirale Schadstoffe in der Umwelt Untersuchungen am Beispiel des α -HCHs in ausgewählten Mitgliedern des Nahrungsnetzes der Eiderente

Roland Kallenborn

Institut für Organische Chemie der Universität Hamburg

Einleitung

Verbesserungen der klassischen gaschromatographischen Methoden ermöglichen die Untersuchung der latenten Schadstoffbelastung von unterschiedlichen Umweltkompartimenten. Neue Detektoren, wie zum Beispiel der sogenannte Elektroneneinfangdetektor (ECD = electron capture detector), in Verbindung mit der Kapillargaschromatographie senkten die Nachweisgrenze speziell für halogenierte organische Schadstoffe unter den sogenannten »ppm-Level« (ppm = parts per million, dies entspricht einem Konzentrationsbereich von $\mu\text{g/g}$ bei Feststoffen oder mg/l bei wäßrigen Probenmatrices).

Zur ökologischen Bewertung eines anthropogenen Schadstoffes benötigt man vor allem die Information, ob die untersuchte Substanz nach ihrem Ausbringen in die Umwelt unverändert in den komplexen Nahrungsnetzen der Ökosysteme angereichert wurde oder ob der Schadstoff diversen Metabolisierungsprozessen unterlag. Bisher konnten solche Untersuchungen nur im Rahmen von aufwendigen Laborversuchen, zum Beispiel mit Hilfe radioaktiver Substanzen im kontrollierten Tierversuch, durchgeführt werden. Die Ergebnisse solcher Laboruntersuchungen sind allerdings nur eingeschränkt auf die Verhältnisse im freilebenden Organismus anwendbar.

Für sogenannte **chirale** Schadstoffe wurde nun eine spurenanalytische Methode entwickelt, mit deren Hilfe die speziellen Metabolisierungswege in Umweltkompartimenten aufgezeigt und untersucht werden können.

So besteht zum Beispiel das α -HCH als einziges der acht möglichen Hexachlorcyclohexan-Isomeren (HCHs) aus zwei sogenannten »Spiegelbild-Isomeren«, die nicht zur Deckung zu bringen sind. Dieses Prinzip der Spiegelbild-Isomerie wird als **Chiralität** bezeichnet, und die beiden Spiegelbildisomeren des chiralen Stoffes werden als Enantiomeren bezeichnet. Solche Enantiomere besitzen allgemein die Fähigkeit, die Ebene des linear polarisierten Lichtes zu drehen (Abb. 1).

Da die Absolutstruktur der beiden α -HCH-Enantiomeren nicht bekannt ist, können sie bisher nur mit (+)- bzw. (-)- α -HCH bezeichnet werden, je nachdem, in welche Richtung das entsprechende Enantiomer die Ebene des polarisierten Lichtes dreht (Abb. 1).

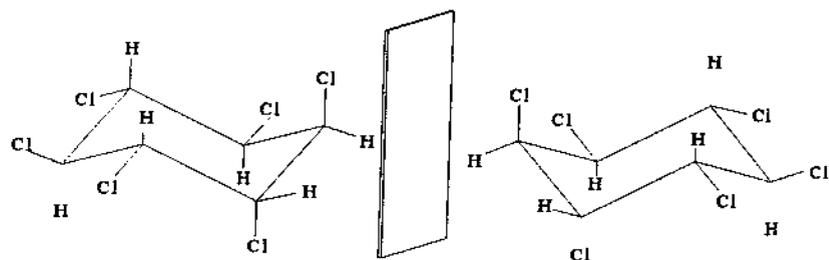
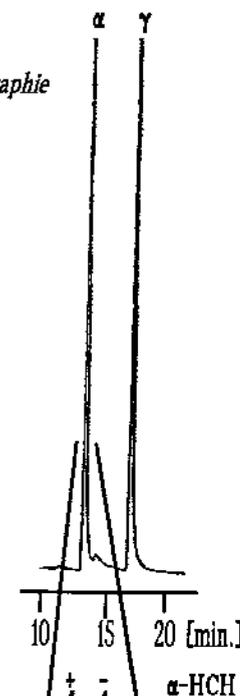


Abb. 1. Chemische Strukturen der beiden Enantiomeren des α -HCHs.

Das Prinzip der Chiralität spielt zum Beispiel im Bereich der Neuentwicklung von Agrochemikalien eine immer größere Rolle. Da viele physiologische Prozesse im Organismus enantioselektiv ablaufen, werden immer mehr chirale Pestizide entwickelt, die enantiospezifisch auf die biochemischen Prozesse im Organismus des »Schädlings« wirken können. Hierzu werden immer ausgefeiltere Synthesewege beschrritten, um möglichst schädlingsspezifische Agrochemikalien zu entwickeln, die aber wiederum unschädlich für die sogenannten »Nützlinge« sein müssen (RAMOS TOMBA und BELLUS, 1991).

Die toxikologische Relevanz des Prinzips »Chiralität« speziell für den menschlichen Organismus wird besonders auch durch den Problemstoff

Klassische Gaschromatographie



Chirale Gaschromatographie

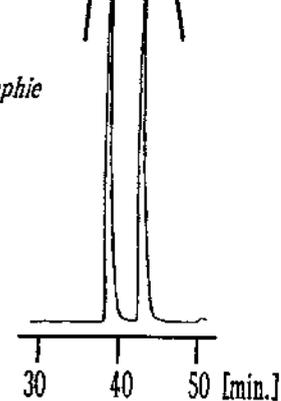


Abb. 2. Gaschromatographische Trennung der α -HCH-Enantiomeren in einem technischen Enantiomerengemisch.

»Contergan« (Thalidomid) verdeutlicht. Die zu Beginn der 60er Jahre festgestellte stark fruchtschädigende (teratogene) Wirkung dieses »Medikaments« ist einzig und allein auf eines seiner Enantiomere zurückzuführen, während das andere Enantiomer als Schlafmittel wirkt.

In diesem Zusammenhang ist es sicherlich sinnvoll, das Verhalten der α -HCH-Enantiomeren im Umweltgefüge zu beleuchten. Mit der neuartigen Methode der chiralen Gaschromatographie ist es nun möglich, das im klassischen Gaschromatogramm als eine Spitze (oder ein Peak) erscheinende α -HCH in seine beiden Enantiomeren (zwei Peaks) zu trennen (Abb. 2).

Bei α -HCH, das unverändert als technisches Produkt in die Umwelt gelangt, zeigen die beiden Enantiomeren ein Verhältnis von 1:1 (FALLER et al., 1991(a); Abb. 2). Im Rahmen von Untersuchungen in der Nordsee wurde demgegenüber festgestellt, daß das Verhältnis $EV = (+)\text{-}\alpha\text{-HCH} / (-)\text{-}\alpha\text{-HCH}$ ($EV = \text{Enantiomerenverhältnis}$) in Seewasser signifikant von 1 abweicht. Das durchschnittliche Verhältnis der beiden Enantiomeren von $EV \approx 0.85$ bedeutet, daß durch mikrobielle Prozesse ein überwiegender Anteil von $(-)\text{-}\alpha\text{-HCH}$ im Nordseewasser vorherrscht (FALLER et al., 1991 (a,b); HÜHNERFUSS und KALLENBORN, 1992).

1. α -HCH-Enantiomeren in ausgewählten Mitgliedern des Nahrungsnetzes der Eiderenten (*Somateria mollissima* (L.))

Mit Hilfe dieser neuentwickelten Methode der chiralen Gaschromatographie wurden ausgewählte Mitglieder des kleinen, relativ überschaubaren Nahrungsnetzes der Eiderente (*Somateria mollissima* (L.)) untersucht. Aus 24 Eiderenten der drei Sammelgebiete Neuwerk/Scharhörn ($n=4$) und Amrum/Odde ($n=4$) sowie Oehe-Schleimünde ($n=16$) (Ostsee) wurden Muskulatur-, Leber-, Nieren- und Hirnproben entnommen. Als hauptsächliches Nahrungsobjekt dieser Meeresente wurden aus den Bereichen der Sammelgebiete Neuwerk/Scharhörn und Amrum/Odde sowie aus den Schlünden der Tiere aus Oehe-Schleimünde 10 Miesmuschelproben (*Mytilus edulis* L.) gesammelt und analysiert. Neben dem Literaturvergleichswert für die Seewasserproben aus dem Bereich der Deutschen Bucht (FALLER et al., 1991 (a,b)) fließen

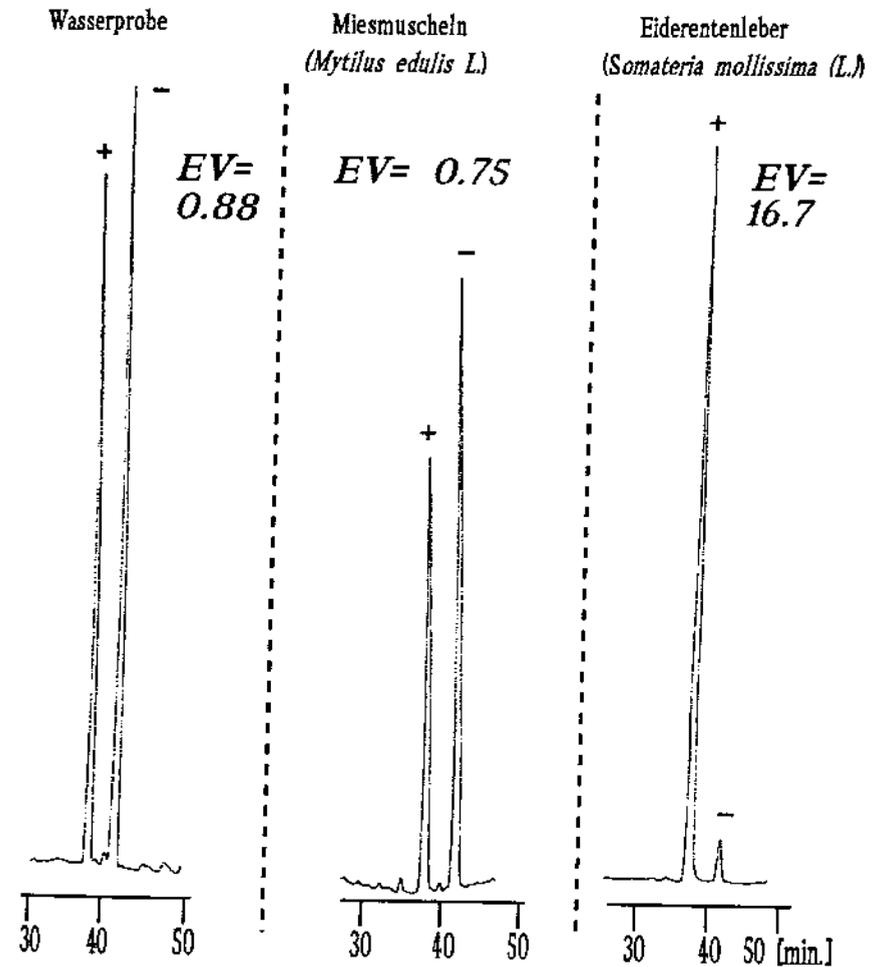


Abb. 3. Chirale Gaschromatogramme der beiden α -HCH-Enantiomeren aus einer Seewasserprobe, einer Miesmuschelprobe und einer Eiderentenleber aus Oehe-Schleimündung.

ebenfalls die Analyseergebnisse von vier Seewasserproben aus dem Bereich der Schleimündung in die vorliegenden Untersuchungen mit ein (Tab. 1). Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurden allerdings in Ta-

belle 1 nicht die EV-Werte, sondern die prozentualen Anteile des (+)- α -HCHs am Gesamtgehalt einander gegenübergestellt.

Wasser und Miesmuscheln aus der Deutschen Bucht und aus der Schleimündung zeigen in ihren α -HCH-Enantiomerenverteilungen ähnliche Verhältnisse auf. In beiden Probenmatrixes (Wasser und Muscheln) wird das (-)- α -HCH höher als das (+)-Enantiomere angereichert. In allen Eiderentenorganen aus dem Bereich der Deutschen Bucht und aus dem Einzugsbereich der Schleimündung wird demgegenüber das (+)- α -HCH im Vergleich zum (-)- α -HCH signifikant angereichert (Abb. 3).

Die untersuchten Eiderenten aus beiden Sammelgebieten unterscheiden sich also in ihren α -HCH Enantiomerenverhältnissen drastisch von denjenigen, die sowohl im Wasser als auch in den Muscheln ermittelt wurden (Tab. 1).

Die mittleren prozentualen Anteile des (+)- α -HCHs zeigen in den vier miteinander verglichenen Organgeweben der Eiderenten keine deutlichen organspezifischen Tendenzen. Schwankungen der Enantiomerenverhältnisse müssen vor allem auf Veränderungen in der Gewebeszusammensetzung der 4 Organtypen zurückgeführt werden, die durch die individuell unterschiedlichen körperlichen Konstitutionen der Eiderenten aus den Sammelgebieten begründet sind.

2. Enantioselektive α -HCH-Anreicherung im Hirngewebe der Eiderenten

In der Regel werden anthropogene Schadstoffe im Hirngewebe höherer Wirbeltiere, also auch bei Meeresentente wie der Eiderente, deutlich geringer angereichert als in anderen Organgeweben, wie Muskulatur oder Leber. Dieses Phänomen wird im allgemeinen als »Blut-Hirn-Schranke« bezeichnet. Dies gilt jedoch nicht für das α -HCH. Das α -HCH reichert sich im Gegensatz zur Mehrzahl der in der Umwelt feststellbaren anthropogenen Schadstoffe, auch der anderen HCH-Isomeren (z. B. γ -HCH) vor allem im Hirngewebe der Eiderenten an (Tab. 1).

Sammelort	Probenmatrix	Anzahl der Proben	Konzentrationsbereich [ng/l] [*]			Mittlerer Anteil an (+)- α -HCH [%]		
			Bereich	Min.	Max.	Bereich	Min.	Max.
Deutsche Bucht	Seewasser	-	1 - 3	-	-	46 (5)		
Oehe-Schleimünde	Seewasser	4	0.81-1.1	0.8	1.1	44 (0.8)		
Sammelort	Probenmatrix	Anzahl der Proben	Konzentrationsbereich [μ g/g EOM] [*]			prozent. Anteil an (+)- α -HCH [%]		
			Bereich	Min.	Max.	Bereich	Min.	Max.
Amrum/Odde	Miesmuschel	2	-	0.83	0.93	-	45	48
	Eiderenten Muskulatur	3	0.18-0.26	0.03	0.26	81-88	53	88
	Leber	4	0.04-0.15	0.01	0.15	85-96	59	96
	Niere	2	-	0.04	0.46	-	50	90
	Hirn	3	0.86-1.39	0.86	1.39	61-100	50	100
Neuwerk/Scharhörn	Miesmuschel	2	-	0.04	0.06	-	41	49
	Eiderenten Muskulatur	4	0.05-0.26	0.04	0.26	99-100	73	100
	Leber	3	0.02-0.07	0.01	0.07	64-100	55	100
	Niere	3	0.004-0.08	0.001	0.08	100	100	100
	Hirn	3	0.1-0.11	0.009	0.011	72-100	64	100
Oehe-Schleimünde	Miesmuschel	6	0.08-0.13	0.02	0.14	42-46	41	46
	Eiderenten Muskulatur	9	0.02-0.11	0.001	0.15	89-97	74	98
	Leber	7	0.02-0.084	0.01	0.10	71-100	61	100
	Niere	6	0.03-0.09	0.006	0.24	78-96	53	86
	Hirn	16	0.10-0.30	0.02	0.79	70-100	65	100

Tab. 1. α -HCH Konzentrationen in den untersuchten Umweltproben. (EOM = Extrahierbare organische Matrix)

*) Der Konzentrationsbereich, in dem sich $\frac{2}{3}$ der gemessenen Konzentrationswerte bewegen, wurde hier aufgelistet. Min. = Minimalwert, Max. = Maximalwert.

(Wasserwerte aus der Deutschen Bucht: FALLER et al. a und b)

Im Vergleich der vier untersuchten Organtypen finden sich in den Eiderenten aller drei Sammelgebiete die höchsten (+)- α -HCH-Anreicherungen in den Hirngeweben. Diese Ergebnisse weisen auf einen enantioselektiven Durchbruch des (+)- α -HCHs durch die Blut-Hirn-Schranke hin. In zwei der untersuchten Hirngewebe aus Amrumer Eiderenten konnte jedoch bei sehr hohen Konzentrationswerten des α -HCHs (0.86 $\mu\text{g/g}$ EOM und 1.39 $\mu\text{g/g}$ EOM) keine selektive (+)- α -HCH-Anreicherung festgestellt werden. Möglicherweise sind solche überaus hohen α -HCH-Konzentrationen mitverantwortlich dafür, daß der enantioselektive Transportmodus der »Blut-Hirn-Schranke« durch nicht-enantioselektive Diffusionsprozesse überlagert wird. So darf ein solcher aktiver enantioselektiver Transport für das (+)- α -HCH durch die »Blut-Hirn-Schranke« offenbar nur bei »normal belasteten« Eiderenten erwartet werden.

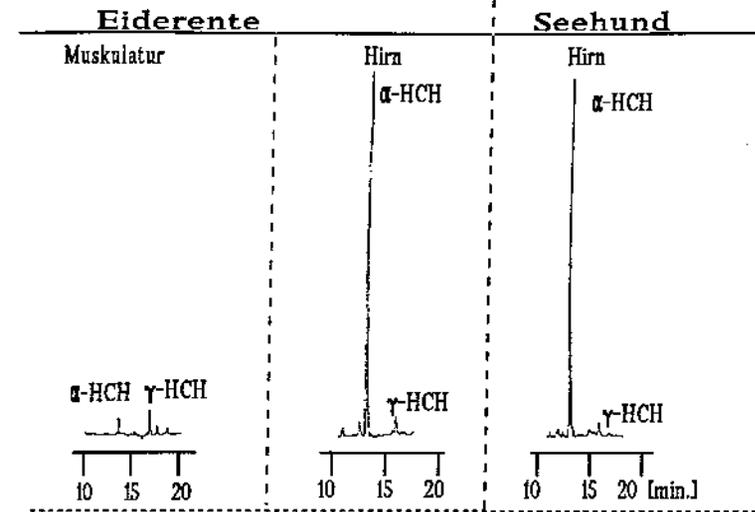
Die hier aufgeführten Ergebnisse zeigen, daß je nach Organtyp unterschiedlich begründete Anreicherungen des (+)- α -HCHs ein sensibler Ausdruck für eine bereits geringfügige physiologische Schwächung des Gesamtorganismus' sein kann, die in den klassischen Analysen so nicht feststellbar ist.

2a. Ergänzender Vergleich der Verteilung von α -HCH-Enantiomeren in Seehundproben (*Phoca vitulina* L.)

Ergänzend zu den Eiderentengeweben wurden als Vergleichsproben einer weit höheren trophischen Ebene die α -HCH-Enantiomeren in Hirnproben aus Seehunden (*Phoca vitulina* L.) untersucht. In den untersuchten Seehundproben wurden sogar deutlich höhere (+)- α -HCH-Anteile als in den Eiderentengeweben ermittelt (Abb. 4).

In den Hirnproben der Seehunde konnte mit Hilfe klassischer Gaschromatographie ebenso wie in den Vergleichsproben der Eiderenten eine erhöhte Anreicherung des α -HCHs festgestellt werden (Abb. 4). Gemeinsam mit den deutlich bevorzugten Anreicherungen des (+)- α -HCHs in den Seehund-Hirnproben bestätigen diese Ergebnisse eindrucksvoll die bereits in der Diskussion des α -HCH-Enantiomeren in Hirngeweben von Eiderenten dargelegte Hypothese der enantioselektiven Anreicherung des α -HCHs durch die »Blut-Hirn-Schranke« (Abb. 4).

Klassische Gaschromatogramme des α -HCH



Chirale Gaschromatographie des α -HCHs

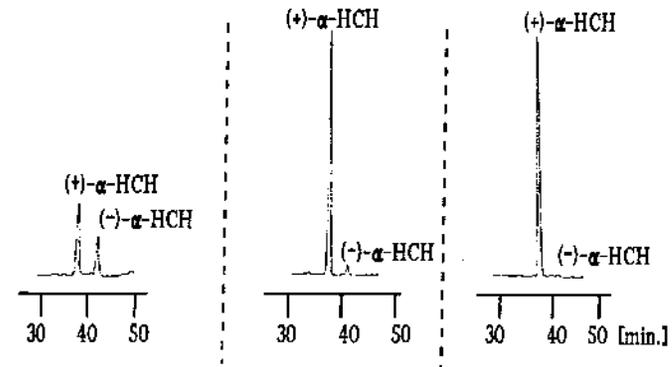


Abb. 4. Vergleich der klassischen (α - und γ -HCH) und chiralen Gaschromatogramme (α -HCH) von Muskulatur- und Hirnproben einer Eiderente und eines Seehundes.

Zusammenfassung

Neuentwickelte gaschromatographische Untersuchungsmethoden bieten aufgrund ihrer hervorragenden enantioselektiven Trenneigenschaften eine gute Möglichkeit, selektive Metabolisierungsprozesse chiraler Schadstoffe in Umweltproben zu untersuchen. So wurde die Verteilung der beiden Enantiomeren des chiralen α -HCHs [(+)- und (-)- α -HCH] in Wasser, Muscheln und Eiderentenorganen mit dieser Methode untersucht.

Die ähnlichen Enantiomerenverhältnisse (EV) von Muscheln und Seewasserproben aus allen Sammelgebieten zeigen die engen biotischen Beziehungen zwischen Muscheln und des sie umgebenden Seewassers an. Sowohl in den Muscheln als auch in den Wasserproben konnte ein Überschuß des (-)- α -HCHs ermittelt werden. Im deutlichen Gegensatz dazu stehen die Verhältnisse der α -HCH-Enantiomeren aller Organgewebe der Eiderenten unabhängig vom jeweiligen Sammelgebiet. In allen Organen (Muskulatur, Lebern, Nieren und Hirngewebe) der Eiderenten wurde ein in der Regel 80- bis 90%-iger Überschuß des (+)- α -HCHs berechnet. Die beträchtlichen Unterschiede in den α -HCH-Enantiomerenverhältnissen zwischen Miesmuscheln und Eiderentenorganen weisen auf hohe biochemische Aktivitäten im Eiderentenorganismus hin. Besonders ragen hierbei die Werte der Hirnproben der Eiderenten aus den allgemeinen Enantiomerenverteilungen heraus. So konnte vor allem in den vergleichenden Untersuchungen der Eiderentenorgane aus Oehe-Schleimünde, ergänzend zu dem durch klassische Methoden festgestellten Durchbruch des α -HCHs durch die »Blut-Hirn-Schranke«, auch der hoch-enantioselektive Charakter dieses Durchdringungsprozesses erkannt werden. Diese durch die deutliche Streubreite der Enantiomerenverteilungen abgeschwächten Ergebnisse wurden durch ergänzende Untersuchungen des α -HCH-Enantiomeren in Seehund-Hirngewebe aus dem Bereich der Deutschen Bucht und aus Island deutlich bestätigt und ergänzt.

Die hier vorgestellten Ergebnisse haben inzwischen auch internationale Bedeutung gefunden und sind von anderen Arbeitsgruppen ergänzt worden (MÖSSNER et al., 1992; MÜLLER et al., 1992).

Danksagung

Ohne die Unterstützung und die Hilfe von vielen anderen hätte diese Arbeit auf die hier vorgelegte Art und Weise nicht durchgeführt werden können.

Herrn PD. Dr. H. Hühnerfuss und seinem gesamten Arbeitskreis im Institut für Organische Chemie der Universität Hamburg danke ich für viele hilfreiche Diskussionen und die gute Zusammenarbeit im Labor. Dem Verein Jordsand und dem Institut für Naturschutz- und Umweltforschung (INUF) sei auf diesem Wege herzlich gedankt für das zur Verfügungstellen des Probenmaterials aus seinen Naturschutzgebieten Neuwerk/Scharhörn, Amrum/Odde und Oehe-Schleimünde. Mein Dank gilt auch Herrn Dr. G. Rimkus vom Lebensmittel- und Veterinäruntersuchungsamt Neumünster, der für die vorliegende Arbeit ergänzende Seehundproben zur Verfügung stellen konnte.

Diese Arbeit wurde vom Bundesminister für Forschung und Technologie im Rahmen des Projektes MFU 0620 »Prozesse im Schadstoffkreislauf Meer-Atmosphäre: Ökosystem Deutsche Bucht« gefördert.

Literatur

- FALLER, J., HÜHNERFUSS, H., KÖNIG, W. A. & LUDWIG, P., 1991 (a). Gas chromatographic separation of the enantiomers of marine organic pollutants. Distribution of α -HCH enantiomers in the North Sea. – *Mar. Pollut. Bull.* 22/2: 82–86.
- FALLER, J., HÜHNERFUSS, H., KÖNIG, W. A., KREBBER R. & LUDWIG, P., 1991 (b). Do marine bacteria degrade α -Hexachlorocyclohexane stereoselectively? – *Environ. Sci. Technol.* 25/4: 676–678.
- HÜHNERFUSS, H. & KALLENBORN, R., 1992. Chromatographic separation of marine organic pollutants. – *J. Chromatogr. biomed. appl.* 580: 191–214.
- HÜHNERFUSS, H., KALLENBORN, R., KÖNIG, W. A. & RIMKUS, G., 1992. Preferential enrichment of the (+)- α -Hexachlorocyclohexane enantiomers in cerebral matter of Harbour Seals. Proceedings of the 12th International Symposium on Dioxins and related compounds. – *DIOXIN '92* 10: 97–100.

- HÜHNERFUSS, H., 1992. Chromatographische Trennung von Enantiomeren organischer Schadstoffe. – Ein neuer Zugang zu Prozeßstudien im marinen Ökosystem – GIT-Fachz. Lab. 36: 489–497.
- KALLENBORN, R., HÜHNERFUSS, H. & KÖNIG, W. A., 1991. Enantioselective metabolism of (+/-)- α -1,2,3,4,5,6-Hexachlorocyclohexane in organs of the Eider Duck. – Angew. Chem. 103: 328–329 und Angew. Chem. Int. Ed. Engl. 30/3: 320–321.
- MÖSSNER, S., SPRAKER, T. R., BECKER, P. R. & BALLSCHMITER, K., 1992. Ratios of enantiomers of α -HCH and determination of α -, β - und γ -HCH Isomers in brain and other tissues of neonatal Northern Fur Seals (*Callorhinus ursinus*). – Chemosphere 24/9: 1171–1180.
- MÜLLER, M. D., SCHLABACH, M. & OEHME, M., 1992. Fast and precise determination of α -Hexachlorocyclohexane enantiomers in environmental samples using chiral High-Resolution Gas Chromatography. – Environ. Sci. Technol. 26: 566–569.
- PFAFFENBERGER, B., HÜHNERFUSS, H., KALLENBORN, R., KÖHLER-GÜNTHER, A., KÖNIG, W. A. & KRÜNER, G., 1992. Chromatographic separation of the enantiomers of marine pollutants. Part 6: Comparison of the enantioselective degradation of α -Hexachlorocyclohexane in marine biota and water. – Chemosphere 25/5: 719–725.
- RAMOS TOMBA, G. M. & BELLUS, D., 1991. Chiralität und Pflanzenschutz. – Angew. Chem. 103/10: 1219–1418.

Zusammenfassung und Anmerkungen

Eike Rachor

*Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung
Bremerhaven*

Durch die Vorträge und Diskussionen dieses Kolloquiums der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e. V. ist ein vielseitiger Überblick über Probleme der Nordseebelastung möglich geworden. Dafür sei Veranstaltern und Beteiligten gedankt! Es ist mir nicht möglich, die heute präsentierte Vielfalt umfassend zu würdigen und daraus alle richtigen und notwendigen Empfehlungen abzuleiten. Ich beschränke mich auf Anmerkungen.

Von der Kontamination des Wassers und der Sedimente sowie der Frage der Eutrophierung und Algenblüten ging das Spektrum der Vorträge über die Situation bei der Bodenfauna, Belastungserscheinungen im Wattenmeer und hydrologische Erklärungsmodelle bis hin zu den Fischen mit ihren Schadstoffgehalten, Störungen im Fortpflanzungs-geschehen, Krankheiten und Bestandsgefährdungen.

Ausgangspunkt der Betrachtungen bei diesem Kolloquium sollte die im Buch »Warnsignale aus der Nordsee« versuchte Zustandsbeschreibung von der zweiten Hälfte der achtziger Jahre sein. Gab es seither Verbesserungen oder sind Trends zur Verbesserung deutlich geworden?

Auf diese Fragen gab es einige Antworten, auch triviale (z. B. daß der Anteil künstlicher Radionuklide aus den oberirdischen Atomwaffenversuchen seit deren Einstellung 1962 zurückgehe); in der Mehrzahl der Fälle mußten die Antworten unbefriedigend bleiben, auch wenn Belastungsquellen inzwischen durch gesetzgeberische und administrative Maßnahmen angegangen wurden.

Ein komplexes Großökosystem wie die Nordsee mit vielen Möglichkeiten der Zwischenlagerung und Remobilisierung von Belastungsstoffen, mit in Teilbereichen schlechter Wassererneuerung, mit nicht versiegenden »Altlastzuflüssen« über den Süßwasserzustrom und mit der viele opportunistische Lebewesen zunächst begünstigenden, in Küstennähe dominierenden (und problemverschleiernenden) Eutrophie, ein

solches System ist innerhalb weniger Jahre durch Teilmaßnahmen und an Land sehr langsam greifende Verbesserungen nicht erkennbar entlastet. Es wird wahrscheinlich noch Jahrzehnte dauern, bis beim heutigen Tempo von Maßnahmen im Emissionsbereich wirkliche Entwarnungssignale für die Nordsee gegeben werden können. Und selbst wenn wir in den achtziger Jahren die Belastungsspitzen in der Nordsee gehabt haben sollten – die Forschung hat die Belastungssituation nur ansatzweise beschreiben können, noch viel weniger hat sie die vielfältigen natürlichen und anthropogenen Einflüsse in ihren Wirkungszusammenhängen verstanden.

Selbstverständlich ist es richtig, daß es hätte schlimmer kommen können: Die Konventionen zum Schutze unserer Meere vor direkten Einbringungen und Einleitungen aus der ersten Hälfte der siebziger Jahre (Oslo, London sowie auch Paris und MARPOL) haben damalige Trends zur direkten Nutzung unserer Meere als Abfallplätze gebremst, z. T. auch gestoppt. Küstenstandorte für chemische Großindustrie sind seither aus »Entsorgungsgesichtspunkten« kaum interessant. Chemieabfälle werden weitgehend an Land untergebracht (begleitet von vielen Mißständen und auch gesetzeswidrigen Schiebereien), zu einem beträchtlichen Teil auch der Wieder- oder anderweitigen Verwendung zugeführt (z. B. die Abfallsäure und das Grünsalz der Titandioxidindustrie).

In einigen Fällen haben Verbote und Reglementierungen auch meßbare Abnahmen bei den Schadstoffzufuhren und -konzentrationen im Wasser gezeitigt (z. B. bei DDT/DDE, bei den HCHs, bei einigen Schwermetallen wie Hg, in Zukunft sicherlich auch Pb, bei Phosphat), z. T. haben sich durch großräumige Umverteilungen die Probleme in der Nordsee bislang vielleicht auch nur verlagert (etwa in die Sedimentationsgebiete des Skagerrak und der Norwegischen Rinne).

Es wäre allerdings interessant, einmal den im Juni 1988 (während des Seehundsterbens und nach der *Chrysochromulina*-Blüte im Skagerrak) verkündeten »Zehnpunktecatalog von verstärkten Maßnahmen zum Schutze von Nord- und Ostsee« des Bundesumweltministers auf seine Realisierung abzuklopfen oder nach den Maßnahmen zu fragen, die zur angekündigten Halbierung der Schad- und Düngestoffeinträge in die Nordsee führen.

Überblick

- Kontamination des Wassers (GAUL): Der Vortrag hat eindringlich klargemacht, daß selbst im Wasser eine eindeutige Zustandsbeschreibung kaum möglich ist. Allerdings sind in wenigen besonderen Fällen (s. o.) Trends erkennbar. Kann es eine Nordseeschutzgemeinschaft zufriedenstellen, wenn α -HCH in der Nordsee nicht weiter zurückgehen kann, weil »es schon bei der sogenannten (>natürlichen<) Hintergrundkonzentration des Atlantikwassers angelangt ist« oder wenn man die Auswirkungen der Meeresverschmutzung in der Ostsee besser untersuchen kann als in der Nordsee? Werden die Probleme klarer, wenn wir erneut erfahren, daß die Nordsee nahe der deutschen Küste stärker als anderswo belastet erscheint, ohne zugleich Neuverteilungen in den Sedimenten zu sehen, und hören, daß der belastete Bereich weniger als 10% der Fläche und weniger als 1% des Volumens der Nordsee ausmacht?
- Nährstoffe, Algenblüten (HICKEL): Auch nach diesem Vortrag bleibt die Deutsche Bucht das Problemgebiet in der Nordsee. Phosphat, Nitrat und Phytoplanktonbestände sind gegenüber der Situation vor den sechziger Jahren stark erhöht (um 200 bis 300%); die bis in die achtziger Jahre feststellbare Zunahme scheint allerdings gebremst; beim Phosphat gibt es seit 1987 sogar eine geringe Verbesserung. Das im natürlichen Nordseewasser vorhandene Verhältnis zwischen N und P ist allerdings in der Deutschen Bucht gestört; vor allem im Sommer ist N im Überschuß vorhanden, so daß das Artenspektrum der Planktonalgen verschoben ist. Wenn ich richtig verstanden habe, ist nicht nur das Küstenwasser mit Nährstoffen eutrophiert, sondern auch das bis Helgoland vorstoßende Nordseewasser, ein Sachverhalt, der z. B. aus den Sauerstoffmessungen und den Bestandsveränderungen in der Bodenfauna der offenen Deutschen Bucht schon längst ableitbar war. HICKEL machte u. a. deutlich, daß Zwischendepots sowohl in den terrestrischen Böden und Flußsedimenten als auch in der Nordsee selbst grundlegende Verbesserungen erschweren und daß in der Landwirtschaft die N-Einträge kaum reduziert sind.
- Sedimente (ALBRECHT): Die Verteilungsmuster der Schwermetalle in den Nordseeböden spiegeln nur z. T. die Situation im Wasser wider

und damit die höheren Belastungen vor den Flußmündungen in Küstennähe (wie beim Hg). Der Bleigehalt z. B. ist in einem Gürtel nördlich der Doggerbank erhöht und stammt aus anthropogenen Quellen; wahrscheinlich sind die atmosphärische Fernverfrachtung, vielleicht aber auch Umverteilungen in der Nordsee, die Erklärung. Sofern frühere Belastungsquellen direkt verschwunden sind (Klärschlamm-Verklappungsgebiet vor der Elbe, Titan-Einbringungsgebiet nördlich von Helgoland), hat es auch lokale Verbesserungen in den Sedimentbelastungen gegeben – sprich Umverteilungen auf einen größeren Raum, daß dabei komplizierte diagenetische (sedimentumwandelnde) Prozesse mitspielen (z. B. bei wechselnden Redox-(Sauerstoff-)Bedingungen), wurde im Vortrag zwar deutlich, aber auch, daß wir noch vieles nicht verstehen und verständlich machen können.

Für die Aufklärung der Prozesse in und an Sedimenten und damit die Rolle der Meeresböden als Senken, aber auch Quellen von Schadstoffen, besteht weiterhin ein großer Forschungsbedarf.

- Benthos (KRÖNCKE): Die in gewissem Umfange ortsgebundene Bodenfauna der Nordsee spiegelt die Gesamtheit vieler Belastungen wider; die Überlagerung der verschiedenen Belastungen erschwert klare Einsichten. So haben Untersuchungen über die direkten Auswirkungen der schweren Bodenfischerei gezeigt, daß 10–40% der größeren Bodentiere durch Seezungenfischerei getötet werden können. Wie groß mittel- und langfristige Auswirkungen sind, ist unklar. Es ist davon auszugehen, daß die Nordseefauna schon seit dem letzten Jahrhundert nachhaltig durch Fischerei verändert wurde. Noch deutlicher sind die Veränderungen durch Eutrophierung, die das Artengefüge hin zu schnellwüchsigen Opportunisten verschoben und in der Regel die Biomassebestände erhöht hat. Es ist wahrscheinlich, daß solche Eutrophierungseffekte sich bis in den Bereich der Doggerbank auswirken. Sauerstoffmangel bei bestimmten Sommerwetterlagen kann regionale Bodentierbestände schädigen. Am Beispiel der Doggerbankfauna konnte gezeigt werden, daß dort auch Schadstoffbelastungen hoch sein können (und somit die festgestellten Verschiebungen in der Fauna mit beeinflussen).

Trends zur Umkehrung oder Stabilisierung der Tendenzen im Benthos sind nicht erkennbar. Langzeituntersuchungsreihen über die

Entwicklung der Bodenfauna sind erforderlich, um Veränderungen des Nordsee-Ökosystems wirklich zu erkennen.

- Probleme im Wattenmeer, schwarze Flecken (MICHAELIS): Wie die Vorträge von Hickel und Kröncke hat auch der Michaelis-Beitrag deutlich gemacht, daß einer der entscheidenden Störkomplexe in unserem Küstenmeer die übermäßige Nährstoffverfügbarkeit und das unkontrollierte Wachstum bestimmter Algen mit ihren Folgewirkungen sind. Viele Fische und anpassungsfähige Vögel sind Nutznießer des verbesserten Nahrungsangebotes; die sauerstofffreien schwarzen Flecken auf dem Watt und schwarze Sedimente in den Prielen und Rinnen weisen allerdings auf die Überbelastung des Ökosystems hin. Trends zu Verbesserung sind nicht deutlich erkennbar. Michaelis weist darauf hin, daß die Stickstoffdünger-Einträge aus dem Bereich der Landwirtschaft und aus Verbrennungsprozessen unbedingt reduziert werden müssen, soll sich die Situation im Wattenmeer verbessern. Die Ausdehnung der reduzierten schwarzen Sedimente ist offensichtlich zu gering, um wesentlich zur N-Eliminierung beizutragen und damit eine – zwar schmerzliche – »Selbsteilung« zu ermöglichen.
- Wasserzirkulation vor der schleswig-holsteinischen Küste (DIPPNER): Daß das Wasser in der Deutschen Bucht Wirbel bildet und sich dementsprechend Belastungssituationen aufschaukeln können, ist nicht neu. Daß aber auch bei westlichen Winden ein ausgeprägter Wirbel vor der nordfriesischen Küste auftreten kann, hilft manche Phänomene besser als bislang verstehen (Auftreten von Fischlarven, verstärkte Anfälligkeit für das Auftreten von Sauerstoffmangel im Sublitoral).
- Schadstoffgehalte von Fischen (KRUSE): Wir können ihn weiterhin essen, den Nordseefisch. Z. T. sind die Belastungen, etwa mit Quecksilber oder auch PCBs, zurückgegangen (alten Heilbutt sollte man allerdings nicht zur täglichen Kost machen). Genaue Untersuchungen zeigen aber, daß das Bild teilweise dadurch getrübt (und »verbessert«) ist, daß die Anlandungsgewichte verjüngt sind. So scheinen auch hier die Eutrophierung und die Fischereiaktivitäten die Belastungsprobleme zu überlagern und zu verschleiern. Regionale Differenzierungen weisen zudem drauf hin, daß die Belastungssituation in der Nordsee sehr unterschiedlich ist und Schadstoffgehalte keineswegs nur vor den Flußmündungen erhöht sind (s. nördliche Schlick-

bank, vor der norwegischen Küste). Es ist erfreulich (dem Werktätigen vor Ort, etwa in Sachsen-Anhalt, tut's weh), daß beim Elbbrassen schon ein abnehmender Trend der Hg-Belastung zu verzeichnen ist, vielleicht ja auch schon beim Aal. Es wird allerdings noch länger dauern, bis die Nordsee insgesamt solche Vorteile der deutschen Vereinigung zu spüren bekommt. Am Beispiel der Arsengehalte machte Kruse deutlich, daß Freßgewohnheiten der Fische, chemische Ähnlichkeiten mit dem Phosphor, aber auch analytische Probleme klare Aussagen erschweren können und auch hier noch ein großer Forschungsbedarf gesehen werden kann.

- Fortpflanzungsstörungen bei Fischen (CAMERON und BERG): Mit Hilfe von Erbrütungsexperimenten und von Freiland-Untersuchungen über den Schädigungsgrad von Fischembryonen lassen sich nun offensichtlich relativ schnell Belastungssituationen bei den Mutterfischen bzw. bei der Fischbrut erkennen. So ist bei den bisherigen Nordseeuntersuchungen in der Regel das Verteilungsmuster der küstennah gehäuft auftretenden (organischen) Schadstoffe auch im Verteilungsmuster der Embryonenschädigungen widerspiegelt. Die englische Küstenregion ist davon nicht ausgenommen; aber auch küstenferne Teilgebiete der Nordsee sind durch Schädigungen ausgezeichnet, was sich durch Schadstoffgehalte im Wasser bislang nicht zeigen läßt. Allerdings ist auch bei diesen Untersuchungen ein Komplex an Störfaktoren am Wirken – so sollen die hohen Oberflächenwasser-Temperaturen 1992 auch die Mißbildungsraten der Fischembryonen erhöht haben. Ob die von Cameron und Berg versuchten Aussagen über Trends (ab 1991/92 eventuell leichte Verbesserungen, z. B. vor der Rheinmündung und in der Deutschen Bucht) sich werden halten lassen, muß die Zukunft zeigen – schön wär's.
- Bestandssituation bei den Fischen (EHRICH): Mehrere wichtige Nutzfischbestände zeigten in den letzten Jahren z. T. drastische Abnahmen; Kabeljau und Seelachs werden sich aufgrund der sehr schwachen Laichjahrgänge in den nächsten Jahren nicht erholen, eher noch weiter zurückgehen. Haie und Rochen sind in der Nordsee unverhältnismäßig stark durch Überfischung gefährdet. Eine Änderung zum Guten wird es nach Ehrich kaum geben, wenn nicht die gemischte (unselektiv auf mehrere, auch schonungsbedürftige Arten wirkende)

Fischerei eingeschränkt werden kann, der Discardanteil (Beifang-Abfall) nicht reduziert wird, Schonmaßnahmen nicht effektiver kontrolliert werden, die Industriefischerei nicht eingeschränkt wird (fängt auch Jungfische vor der Fortpflanzung weg) und die bei der europäischen Fischerei vorhandenen sozio-ökonomischen Probleme weiter ungelöst bleiben.

Ausblick

Die Veranstaltung hat wiederum deutlich gemacht, daß es zum Vorsorgeprinzip im (Nordsee-)Umweltschutz keine Alternative gibt. Die Wissenschaft ist nicht in der Lage, in komplexen Ökosystemen eindeutige Aussagen über das Verhalten und die Wirkung der Mehrzahl der Schadstoffe zu machen – sie muß deshalb weiter warnen und auf vorsorgenden Schutz drängen. Nur bei sehr starken Störfaktoren (z. B. der Eutrophierung und der Überfischung) sind Effekte deutlich und viele auch recht gut vorhersagbar.

Trends zum Positiven sind wegen der nur zögernd greifenden Emissionsbeschränkungen und der Zwischendepots von vielen Substanzen und auch wegen unzureichender Beobachtungsreihen nur in wenigen Fällen aufzeigbar. Daß eine konsequente Vermeidung von Emissionen (»Vermeidungsprinzip«) Verbesserungen bringt, zeigt das Beispiel der nachlassenden Quecksilberbelastung aus der ehemaligen DDR. Ersten Verbesserungen an Land und in den Flüssen hinken allerdings die Entwicklungen in der Nordsee hinterher: die »Effektgebiete« verlagern sich oft über die Flüsse scewärts und dann von der Küste hin zu landfernen Bereichen (Beispiele: Doggerbank, Norwegische Rinne).

Inzwischen wissen wir, daß manche Schadstoff-Effekte durch Eutrophierung und die damit verbundenen Veränderungen im Wachstum von Organismen und die allgemeine Zunahme der Biomasse maskiert sein können. Eine Reduzierung der Nährstoffzufuhren allein, ohne gleichzeitige Beschränkung von toxischen Substanzen, ist deshalb nicht angebracht, weil dann die Schadstoffakkumulation in den Organismen zunehmen kann und neue Belastungsgrade erreicht werden.

Was aber wissen wir über die zahllosen neuen Substanzen, die unsere chemische Industrie jährlich gewollt und als »Nebenprodukte« neu syn-

thetisiert und die über die verschiedenen Eintragungspfade in die Nordsee gelangen können?

Auch die Meeres-Umweltforschung muß sich stärker den Belastungsquellen zuwenden und dafür sorgen, daß alte geschlossen und schon gar nicht neue geöffnet werden! So notwendig die Effektforschung ist, darf sie doch nicht dazu führen, überfällige Reduktionsmaßnahmen an den Schadstoffquellen im Sinne einer konsequenten Vorsorge zu verzögern.

Schwierig bleibt es auch weiterhin, internationalen Konsens in der Beurteilung der Nordseegefährdung zu finden. Es macht wenig Sinn, sich bei der Beurteilung »abzustimmen« und auf einen gemeinsamen (kleinsten?) Nenner zu einigen. Möglicherweise hilft hier nur die Einrichtung eines multidisziplinären, unabhängigen, internationalen Nordsee-Umweltinstituts, dessen Zustands-Einschätzungen von allen Nordseeanrainern zunächst einmal akzeptiert werden.

Aber auch die Ausgangslage der verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen ist so unterschiedlich, daß es immer wieder Verständigungsschwierigkeiten und unterschiedliche Denkansätze gibt: Ist es nicht verständlich, daß ein analytischer Chemiker die Nordsee wie ein großes Wassergefäß mit interessanten Reaktionen von Substanzen betrachten, ein nach Stör-Effekten suchender Biologe am Organismus und dem ihm zustoßenden Leid nicht vorbeisehen kann?

Veröffentlichung Nr. 623 aus dem Alfred Wegner-Institut für Polar- und Meeresforschung Bremerhaven

Anschriften der Referenten

Dr. Joachim W. Dippner
Bundesamt für Seeschifffahrt und
Hydrographie
Bernhard-Nocht-Str. 78
20359 Hamburg

Dr. Horst Gaul
Bundesamt für Seeschifffahrt und
Hydrographie
Wüstland 2
22589 Hamburg

Dr. Wolfgang Hickel
Biologische Anstalt Helgoland
Notkestr. 31
22607 Hamburg

Dr. Horst Albrecht
Bundesamt für Seeschifffahrt und
Hydrographie
Wüstland 2
22589 Hamburg

Dr. Ingrid Kröncke
Senckenberg-Institut
Schleusenstr. 39a
26382 Wilhelmshaven

Dr. Hermann Michaelis
Niedersächsisches Landesamt für
Ökologie
Forschungsstelle Küste
An der Mühle 5
26548 Norderney

Dr. Reinhard Kruse
Staatliches
Veterinäruntersuchungsamt
für Fische und Fischwaren
Schleusenstraße
27472 Cuxhaven

Dipl.-Biol. P. Cameron/
Joachim Berg
Biologische Anstalt Helgoland
Notkestr. 31
22607 Hamburg

Dr. Thomas Lang
Bundeforschungsanstalt für
Fischerei
Institut für Fischereiökologie
Außenstelle Cuxhaven
Deichstr. 12
27472 Cuxhaven

Dr. Siegfried Ehrich
Bundesforschungsanstalt für
Fischerei
Institut für Seefischerei
Palmaille 9
22767 Hamburg

Dr. Roland Kallenborn
Institut für Organische Chemie
der Universität Hamburg
Martin-Luther-King-Platz 6
20146 Hamburg

Dr. Eike Rachor
Alfred Wegener-Institut für
Polar- und Meeresforschung
Columbusstraße
27568 Bremerhaven

stan. ... nach Engl...
Buch [ahd. buoch, altsächs. bok, engl.
book, altnord. bok], 1) (hierzu TAFELN),
größeres Druckerzeugnis, das aus einer An-
zahl Papier- oder Pergamentbogen besteht,
die zu einem Ganzen vereinigt sind; Sinn-
bild für Reichtum an Welt-, Sinn- oder Wis-
sensgehalt.

Wir fertigen
zwar keine Bücher mehr aus Pergament,
an dem »Sinnbild«
aber hat sich nichts geändert.

*Gesamtherstellung
von Büchern und Taschenbüchern*

Clausen & Bosse

2262 Leck · Birkstraße 10
Telefon 0 46 62/8 30 · Telex 0 221 417 · Telefax 0 46 62/8 31 29

Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V.

Die Schutzgemeinschaft ist ein nationaler Umweltschutz-Dachverband für etwa 140 Umweltschutzgruppen und -vereine, Landkreise, Gemeinden, Inseln, Städte, Forschungsinstitute und 900 Privatpersonen. Die SDN wurde 1972 gegründet.

Sie will die deutsche Nordseeküste – von Holland bis Dänemark – als Natur- und Erholungslandschaft schützen und erhalten. Sie macht sich stark für eine saubere Nordsee, für ein lebendiges Wattenmeer und für eine lebenswerte Küstenregion.

Die SDN verwirklicht ihre Ziele – durch Unterstützung ihrer Mitglieder, – durch eigene Aktivitäten/Aktionen, – durch Informations- und Beratungstätigkeit, – durch Zusammenarbeit mit Parlamenten, Behörden, Wirtschaft und Wissenschaft, – durch Bildungsarbeit.

Die Arbeit der SDN:

- | | |
|---|--|
| ■ Seminare | ■ Entwickeln von Broschüren und Büchern |
| ■ Vorträge | ■ Arbeitskreise |
| ■ Ausstellungen | ■ Kolloquien |
| ■ Informationszentren „Nationalpark-Häuser“ | ■ Kooperation mit Forschungsinstituten und Verbänden |
| ■ Schulklassenführung | |
| ■ Pressedienst | |

ISSN 0943-9552