

Georg Irion

Schwermetalle in Nordseesedimenten

Einleitung

Die Belastung der Umwelt mit toxischen Stoffen, die aus der Tätigkeit des Menschen hervorgehen, wird seit einigen Jahrzehnten mit zunehmender Besorgnis verfolgt. Die Anzahl der bekannten Stoffe, die schädlich sind für die Biosphäre, den Menschen eingeschlossen, steigt ständig. Als besonders toxisch und weit verbreitet werden einige Schwermetalle, chlorierte Kohlenwasserstoffe, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und radioaktive Elemente eingestuft.

Die Untersuchung der Umweltbelastung wird aufgrund der Unterschiedlichkeit der Schadstoffe und der Art ihrer Ausbreitung von verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen betrieben. Die Schwermetalle, deren Verbreitung im Gebiet der Nordsee im folgenden behandelt wird, sind schon vor Beginn der anthropogenen Umweltbelastung im Rahmen geochemischer Untersuchungen analysiert worden. Dabei wurden neben einer geeigneten Analytik auch grundlegende Erkenntnisse über Herkunft und Verbreitungsmechanismen dieser Metalle gewonnen. Erste umweltbezogene Schwermetall-Untersuchungen wurden folgerichtig in Forschungsinstituten geochemischer Ausrichtung durchgeführt. Hervorzuheben sind Untersuchungen an Fluß- und Seesedimenten, die schon vor 25 Jahren im Institut für Sedimentforschung der Universität Heidelberg von Prof. GERMAN MÜLLER begonnen worden sind (zusammenfassend FÖRSTNER & MÜLLER 1974). Die Erkenntnisse über Transportwege, Verbreitung und Verhalten von Schwermetallen in Gewässern, Sedimenten und Böden sind inzwischen weit fortgeschritten (FÖRSTNER & WITTMANN 1979, SALOMONS et al. 1988) und gehören zum Allgemeingut der mit Umweltfragen befaßten wissenschaftlichen Arbeitsgruppen.

*Senckenberg am Meer Nr. 467: *Senckenbergiana marit.*, 23 (4/6): 99-107; Frankfurt a. M., 1993.

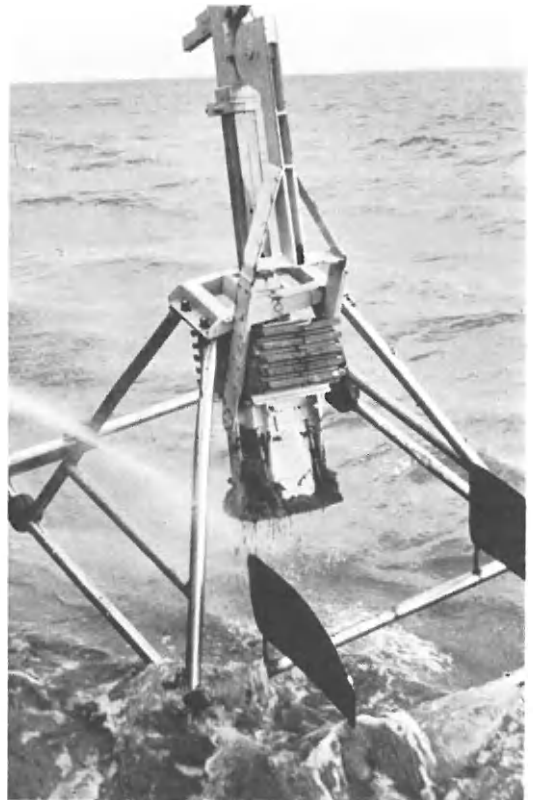
Vorkommen von Schwermetallen

In allen Gesteinen, Sedimenten und Böden treten Schwermetalle auf. Ihre Konzentrationen unterliegen jedoch extremen Schwankungen. So kommt es lokal an der Erdoberfläche, ohne Einfluß des Menschen, zu Schwermetallgehalten, die als toxisch einzustufen sind. Von ihnen geht aber, bedingt durch die geringe Ausdehnung der betroffenen Gebiete, kaum eine Gefahr für die Umwelt aus. Erst aus der Gewinnung von Schwermetallen aus Gesteinen und Sedimenten und aus der Verarbeitung der Metalle zu Industrieprodukten resultiert die weit verbreitete diffuse Verteilung der toxischen Metalle. Große Mengen von Schwermetallen werden zusätzlich bei Verbrennungsprozessen freigesetzt. Die beispielsweise in Kohle in Spuren vorhandenen Metalle verdampfen bei der Verbrennung und gelangen, soweit sie nicht durch Abgasreinigung aufgefangen werden, in die Umwelt. Durch die genannten Prozesse und durch den Gebrauch von Industrieprodukten frei werdende Metalle gelangen auf den verschiedensten Wegen fein verteilt auf die Erdoberfläche, in Klärschlämme oder auf Abfalldeponien. Mit Oberflächenwässern und durch direkte Einleitungen erreichen die schwermetallhaltigen Stoffe die Fließgewässer und werden mit deren Sedimenten weiter transportiert. Dabei ist die Konzentration an Schwermetallen in der gelösten Phase bedeutend geringer als in der Schwebfracht. Der Konzentrationsunterschied liegt in der Größenordnung von drei Zehnerpotenzen. Neben der aquatischen Verbreitung der toxischen Substanzen findet deren Verteilung über die Atmosphäre und durch Organismen statt.

Die Konzentration von Schwermetallen in Sedimenten ist stark abhängig von deren Korngrößenverteilung (Abb. 1). In grobkörnigen Sedimenten, also in Sanden, sind die Schwermetallgehalte in der Regel um mehr als eine Zehnerpotenz geringer als im feinkörnigen Anteil von



1. Sedimente aus dem Jadebusen, mit dem Kastengreifer nach REINECK entnommen. – Typische Schichtung eines Gezeitenmeeres mit Wechsel von grob- und feinkörnigen Sedimenten. Die besonders mit Schwermetallen belastete Fraktion $<20\ \mu\text{m}$ ist in den feinkörnigen Lagen mit einem Anteil von etwa 50 % beteiligt, während ihr Anteil in den Sandlagen unter 1 % sinkt.



2. Kastengreifer nach REINECK. Der Kastengreifer ist das wichtigste Gerät zur Entnahme ungestörter Sedimentproben.

Schlicken (Abb. 3). Als Folge dieser als „Korngrößeneffekt“ bezeichneten Erscheinung sind in einem ansonsten einheitlichen Milieu die Unterschiede in den Schwermetallgehalten zwischen grob und feinkörnigen Sedimenten höher als die Unterschiede der Metallgehalte gleichkörniger Sedimente aus einem unbelasteten und einem stark belasteten Gebiet. Um den Belastungsgrad von Sedimenten untereinander vergleichen zu können, bietet es sich an, die Schwermetallgehalte von einer einheitlichen Korngrößenklasse zu ermitteln. Da die Fraktionen mit geringem Korndurchmesser höhere Schwermetallgehalte aufweisen als die Grobfraktionen, werden zur Untersuchung gewöhnlich die Fraktionen $<20\ \mu\text{m}$ oder $<2\ \mu\text{m}$ herangezogen.

Die Partikel der Fraktion $<2\ \mu\text{m}$ liegen in der Schwebfracht nicht als einzelne Teilchen, sondern durch elektrolytische Kräfte oder durch organische Substanzen zu Flocken untereinander verbunden vor (EISMA 1987, 1993). Diese Flocken haben ein Sinkverhalten, das einem Vielfachen der Fraktion $<2\ \mu\text{m}$ entspricht. Nur hierdurch kann die Bildung von Schlickten mit Tonanteilen bis über 50 % im Bereich der Watten und das Auftreten eines Feinanteils in Sedimenten der offenen Nordsee erklärt werden. Einzelne Partikel von Korngrößen um $2\ \mu\text{m}$ würden bei den in der Nordsee und im Watt vorherrschenden Strömungsgeschwindigkeiten nicht zum Absatz kommen.

Chronologie der Umweltbelastung

Lokale Umweltbelastungen durch Schwermetalle sind schon seit vielen Jahrhunderten bekannt, beispielsweise aus der Umgebung von Erzgruben. Aber erst mit zunehmender Industrialisierung und mit der gleichzeitig zunehmenden Bevölkerungsdichte kam es zu einer ganzen Regionen umfassenden Umweltbelastung. In Mitteleuropa hat diese Belastung etwa in der Mitte des 19. Jahrhunderts eingesetzt und läßt sich seither in ständig steigenden Schwermetallgehalten nachweisen. Eine Übersicht über die Entwicklung der Umweltbelastung kann die weltweite Emission von Schwermetallen vermitteln, wie sie von NRIAGU (1990) dargestellt worden ist (Abb. 4). Nach diesen Aufstellungen haben sich im Zeitraum von Ende des Zweiten Weltkrieges bis 1970 die Emissionen für einen Teil der Metalle verdreifacht.

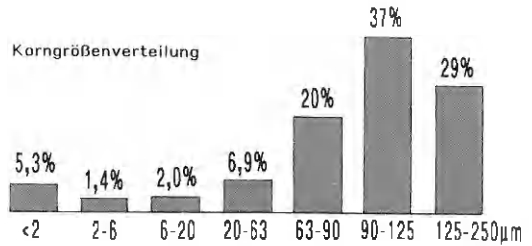
Einen Einblick in die zeitliche Entwicklung der Umweltbelastung geben Sedimente stehender Gewässer, in denen sich die Schwebfracht gewöhnlich ungestört ablagern kann und auch danach nicht weiter umgelagert wird. An den in zeitlicher Reihenfolge übereinander abgelagerten Sedimenten lassen sich, neben anderen sedimentologischen Parametern, die chronologischen Entwicklungen der anthropogenen Schadstoffe ermitteln. Ein von uns untersuchtes Beispiel aus dem fluvial/limnischen Bereich ist der Schusterwörther Altrhein/Oppenheim (IRION 1982). Für den marinen Bereich wird das Beispiel der Eckernförder Bucht wiedergegeben (MÜLLER et al. 1980).

In beiden Fällen wurde im unteren Abschnitt der Sedimentkerne unbelastetes, also präindustriell abgelagertes Sediment erfaßt. In den Ablagerungen des Schusterwörther Altrheins (Abb. 5) gehen dann ab etwa 1850 die Schwermetallgehalte über die natürlichen Werte hinaus. Zunächst steigen die Werte langsam an, um dann zuletzt eine starke Zunahme aufzuweisen. Die Eckernförder Bucht liegt industrieferner. Die Schadstoffe erreichen sie abgeschwächt und zu einem deutlich späteren Zeitpunkt (1880, Abb. 6). In den Sedimenten der Eckernförder Bucht wurden neben Schwermetallen und radioaktiven Isotopen auch DDT und PCBs bestimmt. Diese kamen erst in den 40er Jahren zum Einsatz und treten daher auch erst in Sedimenthorizonten auf, die dieser Zeit zugeordnet werden können.

Ästuare und Innere Deutsche Bucht

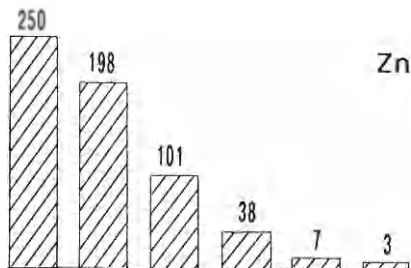
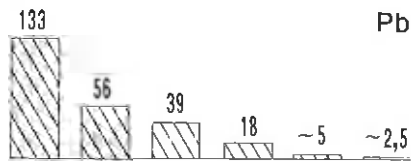
Die Hauptquellen der anthropogenen Belastung der Nordsee sind, neben dem atmosphäri-

Blei u. Zinkgehalte in einzelnen Korngrößenfraktionen eines Wattsedimentes der südl. Nordsee

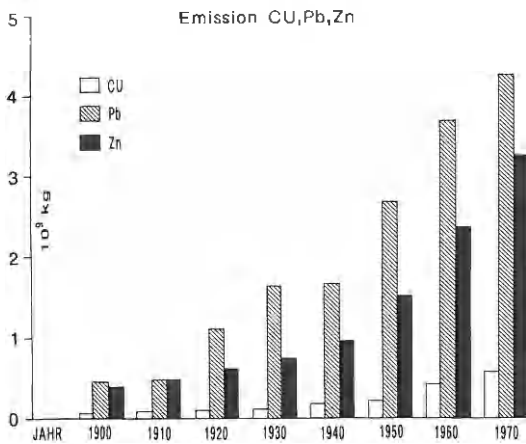


Blei u. Zink in den einzelnen Kornfraktionen

Angaben in mg/kg



3. Blei- und Zinkkonzentrationen in unterschiedlichen Kornfraktionen eines Sedimentes aus den Wattten südlich von Ameland/Holland. Die Schwermetalle eines Sedimentes verteilen sich sehr unterschiedlich auf dessen einzelne Kornfraktionen. In der Fraktion <math><2 \mu\text{m}</math> treten die höchsten Gehalte auf. Mit zunehmendem Korndurchmesser, vor allem ab $20 \mu\text{m}$, nehmen die Gehalte stark ab. Um Sedimente unterschiedlicher Kornverteilung, also z. B. Schlicke und Sande, miteinander vergleichen zu können, werden die Schwermetallgehalte in den Feinfraktionen (<math><2 \mu\text{m}</math> oder <math><20 \mu\text{m}</math>) herangezogen, unabhängig davon, ob diese Kornfraktion in einem Sediment dominant oder nur mit dem Bruchteil eines Prozentes vertreten ist. Ähnlich wie die wiedergegebenen Verteilungen von Blei und Zink verhalten sich die meisten Schadstoffe.



4. Weltweite Schwermetall-Emission seit 1900 (aus NRIAGU 1990). Die Zunahme der Emission an anthropogenem Zink, Blei und Kupfer kann als Maßstab der Umweltbelastung gewertet werden. Man beachte den besonders starken Anstieg im Zeitraum vom Zweiten Weltkrieg bis 1970.

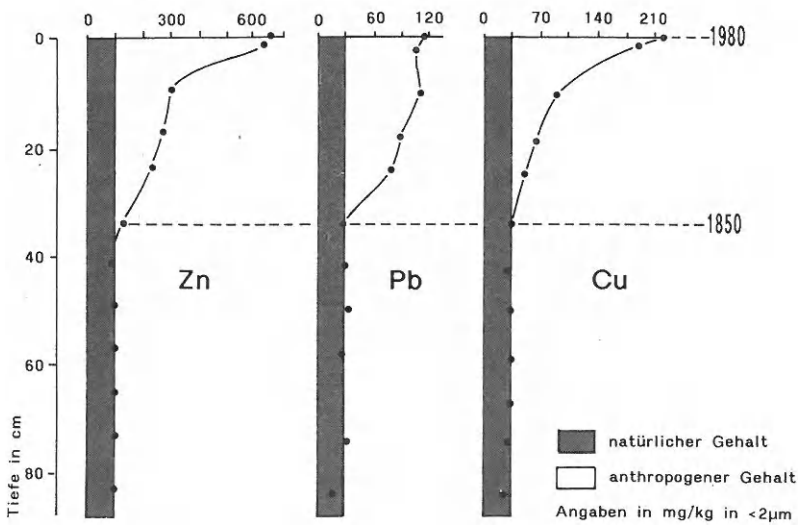
schen Eintrag, die über die Flüsse eingeleiteten Schwebfrachten. Unter durch den Menschen nicht gestörten Voraussetzungen würden die Sedimente von Ems, Weser und Elbe jedoch zu einem noch geringeren Teil die Nordsee erreichen als es heute der Fall ist. Verantwortlich für dieses Phänomen ist der Meeresspiegelanstieg, der nach der letzten Kaltzeit vor etwa 6000 Jahren die Mündungsbereiche dieser Flüsse erreicht hat. Durch den Anstieg des Meeresspiegels wurden die unteren Flußabschnitte überschwemmt, wodurch es zur Bildung der trichterförmigen Mündungsbereiche, der Ästuar, kam. Die Ästuar sind Sedimentationsräume, in denen, bedingt durch das Tidegeschehen und die vergleichsweise geringe Sedimentfracht der Flüsse, vorwiegend marine Sedimente zur Ablagerung gelangen. Landwärtiger Transport mariner Sedimente wurde nicht nur im Bereich der Nordsee beobachtet, sondern ist beispielsweise auch von der Ostküste der USA bekannt (MEADE, 1969). Der Nachweis für das Eindringen mariner Sedimente in Ästuar kann mit mineralogischen Methoden durchgeführt werden, wenn, wie es bei den Flüssen der Deutschen Bucht der Fall ist, sich die marinen Sedimente von den terrestrischen Sedimenten durch ihre Mineralgehalte unterscheiden (Abb. 7).

Die Schwebfracht der Flüsse wird in dem vom Meer abgewandten Teil der Ästuar abgelagert. Erst wenn die Ästuar vollständig mit Sedimenten aufgefüllt sind, erreicht die Flußschwebfracht ungehindert das offene Meer. Dies ist für die Zuflüsse der Nordsee noch nicht der Fall. Die zur Fahrwasservertiefung durchgeführten Baggerarbeiten bringen im Gegensatz zu dem natürlichen Sedimentationsgeschehen große Mengen an Sedimenten in Bewegung, die vor allem bei ablaufendem Wasser die offene See und damit die Innere Deutsche Bucht erreichen können.

Um den Umfang der Sedimentbewegungen abschätzen zu können, haben wir (IRION et al. 1987) über 50, bis zu 3 m lange Sedimentkerne aus dem zur Inneren Deutschen Bucht gehörenden Schlickgebiet südöstlich von Helgoland entnommen. Aus den Kernen wurden in regelmäßigen Abständen Proben entnommen, in denen die Konzentrationen an Schwermetallen ermittelt worden sind. Schwermetallgehalte, die über die natürlichen Werte hinausgehen, sind, wie oben gezeigt wurde, erst nach 1880 erreicht worden. Durch die Vielzahl der untersuchten Kerne läßt sich in groben Zügen die Verteilung und damit die Menge der in jüngerer Zeit abgelagerten Sedimente abschätzen. Die Ergebnisse zeigen, daß im Schlickgebiet, das ein Areal von etwa 500 km² einnimmt, allein in den vergangenen 45 Jahren mehr als 200 Million m³ Schlick abgelagert worden sind (Abb. 8). Dagegen beträgt die jährlich durch die Flüsse Elbe, Weser und Ems in deren Ästuar eingetragene Sedimentmenge nur 0,8 Millionen m³.

Der landwärtige Transport der marinen Sedimente in den Ästuar wirkt sich für die Schwermetallverteilung der Sedimente der Nordsee günstig aus (MÜLLER & FÖRSTNER, 1975). Hohe Belastungen sind in den landseitigen Abschnitten der Ästuar, in denen sich in der Regel die Häfen (Hamburg u. Bremen) befinden, anzutreffen. Hier wird ein Teil des Schlickes entnommen und an Land verbracht. Die Schwermetallgehalte dieses Schlickes sind um ein vielfaches – beispielsweise für Zink im Hafen von Hamburg um das zehnfache – höher als in den Sedimenten der Inneren Deutschen Bucht.

Im Ganzen werden, durch die beschriebenen Vorgänge in den Ästuar, die Schwermetallfrachten der Flüsse in nur begrenztem Umfang in die Nordsee weitergeleitet. Die Remobilisierung mariner Sedimente in den Ästuar führt allerdings zu bisher nicht gekannten Sedimentumlagerungen im Bereich der Deutschen Bucht.



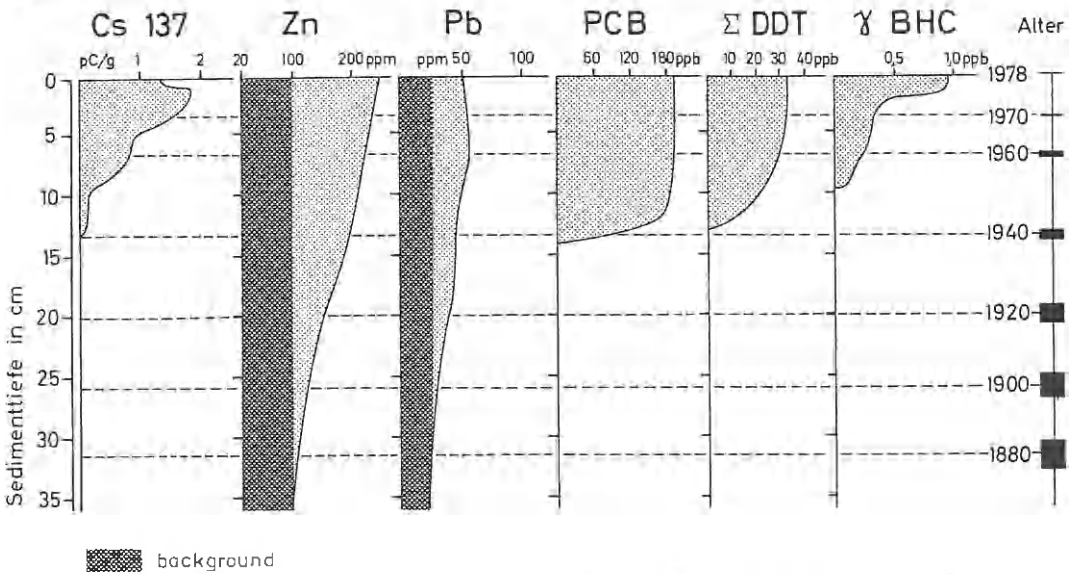
Oberflächensedimente der Nordsee

Der hohe Grad der Industrialisierung der Anrainer der Nordsee läßt vermuten, daß die Belastung der Nordsee mit Schwermetallen relativ hoch ist. Schon mit der relativ geringen Anzahl von nur 157 Proben, die allerdings regelmäßig über die gesamte Nordsee verteilt sind, kann die Schwermetallverteilung in deren Oberflächensedimenten skizziert werden (IRION & MÜLLER 1990). Die Korngrößenzusammensetzung der Nordseesedimente ist ausgesprochen heterogen. Sie reicht von dem schon erwähnten Schlick südöstlich Helgolands mit Tonanteilen bis zu 30 % bis zu den Sanden der Doggerbank, die gelegentlich weniger als 0,1 % der Kornfraktion <2 µm enthalten. Trotz dieser sich über zwei Zehnerpotenzen erstreckenden Unterschiede ist es sinnvoll, zum Vergleich der Umweltbelastung die Schwermetalle nicht im Gesamtsediment, sondern, wie oben besprochen, in der Fraktion <2 µm zu ermitteln.

Die Verteilungsmuster von Zink und Cadmium auf der einen und von Blei auf der anderen Seite lassen die Ausbreitungswege der Umweltbelastung der Nordsee deutlich erkennen. Abb. 9 zeigt die Werte von Zink und Cadmium. Die natürlichen Gehalte liegen für Zink bei etwa 100 mg/kg und für Cadmium bei 0,2 mg/kg in den Fraktionen <2 µm. Diese Werte sind in allen untersuchten Proben überschritten, was bedeutet, daß die gesamte Nordsee mit Schwermetallen anthropogener Herkunft belastet ist. Allerdings sind die Werte, verglichen mit den Flußsedimen-

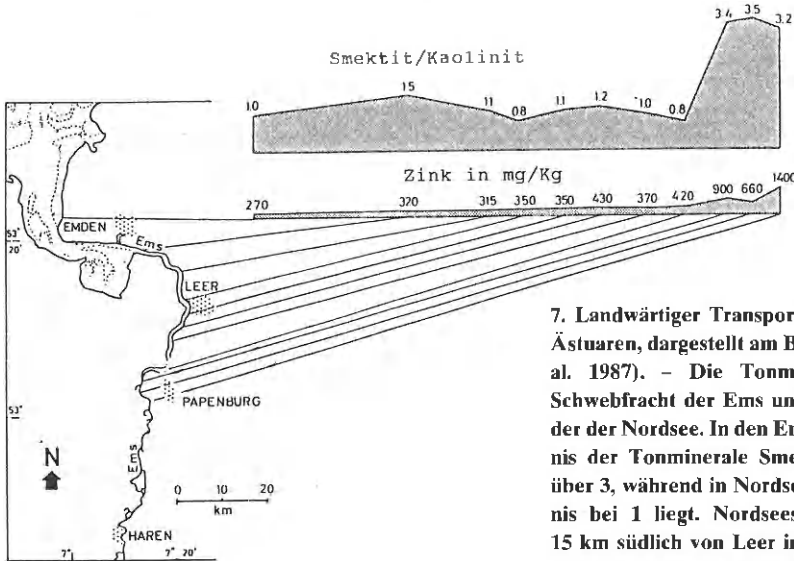
ten der Anrainerstaaten, relativ gering. Vergleichsweise hohe Werte sind vor der Mündung des Rheins anzutreffen. Hier wurden bis vor einigen Jahren über einen längeren Zeitraum jährlich mehrere Millionen m³ Schlick aus dem Rotterdamer Hafen verklappt. Der Meeresströmung (Abb. 10) nach Norden folgend werden diese Sedimente mit weniger belasteten Sedimenten, die aus der Kanalregion stammen, „verdünnt“. Die Zinkwerte gehen daher von >300 mg/kg auf gerin-

ten der Anrainerstaaten, relativ gering. Vergleichsweise hohe Werte sind vor der Mündung des Rheins anzutreffen. Hier wurden bis vor einigen Jahren über einen längeren Zeitraum jährlich mehrere Millionen m³ Schlick aus dem Rotterdamer Hafen verklappt. Der Meeresströmung (Abb. 10) nach Norden folgend werden diese Sedimente mit weniger belasteten Sedimenten, die aus der Kanalregion stammen, „verdünnt“. Die Zinkwerte gehen daher von >300 mg/kg auf gerin-



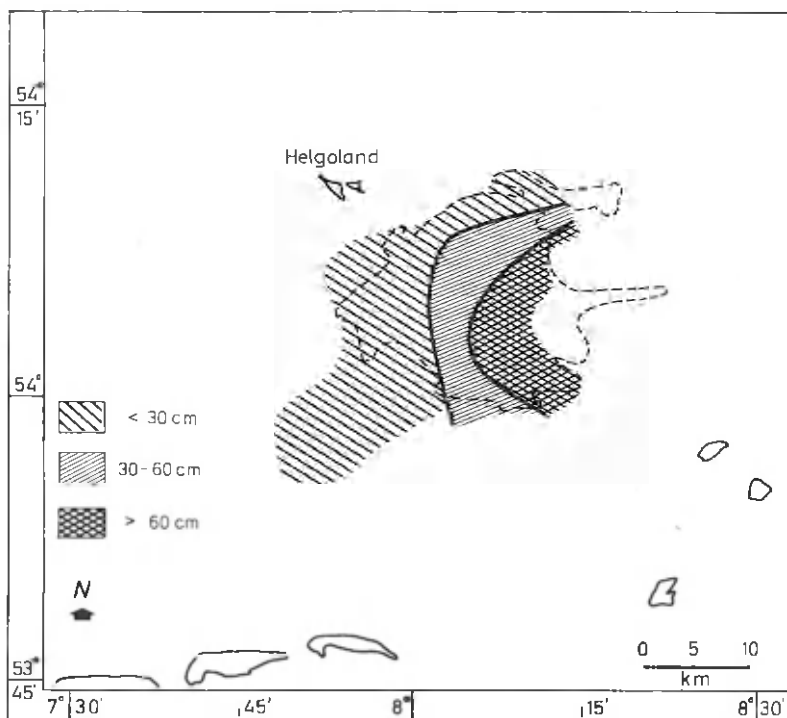
6. Profil aus der Eckernförder Bucht (südwestliche Ostsee; aus MÜLLER et al. 1980). Das Profil zeigt die Zunahme der Konzentration einiger Schadstoffe im marinen Bereich. Die Datierung des Kernes erfolgte anhand von ^{137}Cs und ^{210}Pb . ^{137}Cs ist etwa ab 1954 durch Atom-bombenversuche in die Umwelt gelangt. ^{210}Pb , das wie

^{137}Cs , ein radioaktives Isotop ist, wird ständig in den höheren Atmosphärenschichten gebildet und ist zu Datierungen der letzten 100 Jahre geeignet. In der industriellen Eckernförder Bucht setzt der Anstieg der Schwermetalle über die geogenen Werte hinaus erst 1880 ein. PCBs, DDT und BHC sind Beispiele synthetischer Schadstoffe.



7. Landwärtiger Transport von Nordseesedimenten in Ästuaren, dargestellt am Beispiel der Ems (aus IRION et al. 1987). - Die Tonmineralzusammensetzung der Schwebfracht der Ems unterscheidet sich deutlich von der der Nordsee. In den Emsedimenten ist das Verhältnis der Tonminerale Smektit zu Kaolinit geringfügig über 3, während in Nordseesedimenten dieses Verhältnis bei 1 liegt. Nordseesedimente dringen bis etwa 15 km südlich von Leer in das Emsästuar ein. Das erklärt auch das Absinken der Zinkgehalte der Ems (im Bereich des Flusses) von 1400 mg/kg in der Fraktion <2 μm auf Werte unter 450 mg/kg im Emsästuar unterhalb Papanburg. Das Eindringen mariner Sedimente wurde in gleicher Weise für das Elbeästuar (bis zum Hamburger Hafen)- und für das Weserästuar nachgewiesen.

gere Konzentrationen, die zwischen 200 und 300 mg/kg liegen, herunter. Im Gebiet der Inneren Deutschen Bucht steigen die Werte durch den Einfluß von Elbe, Weser und Ems wieder an. Im

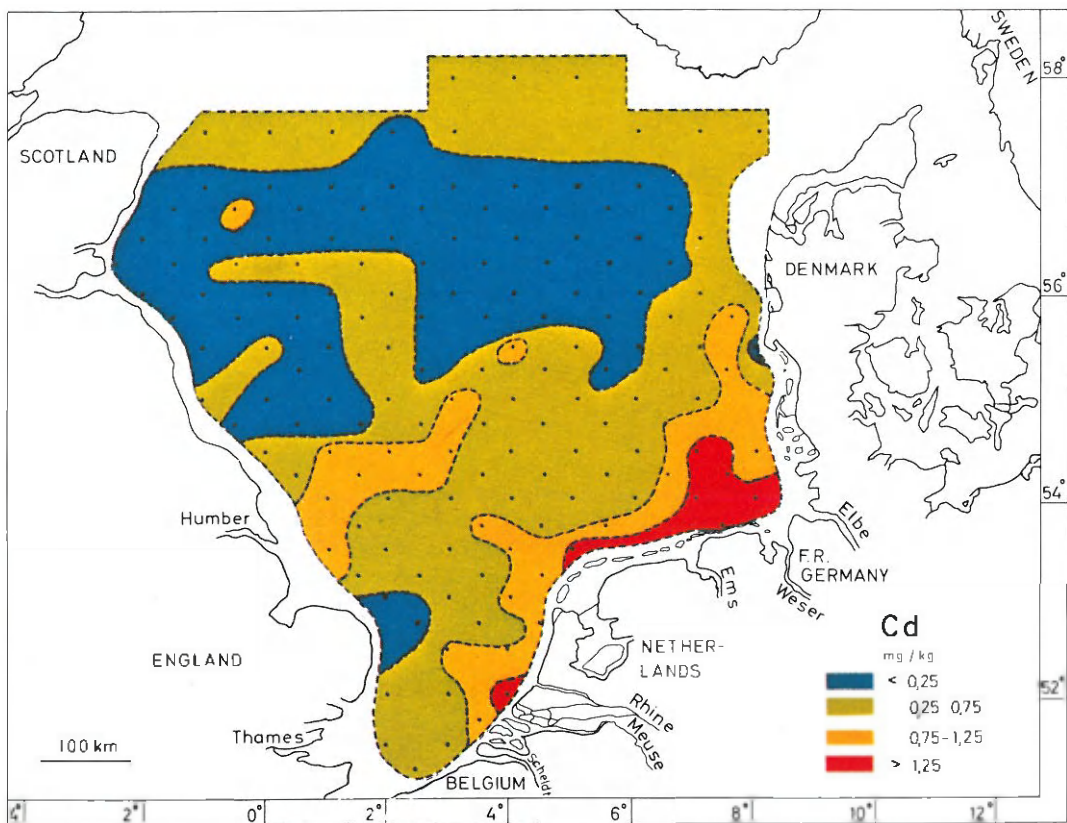
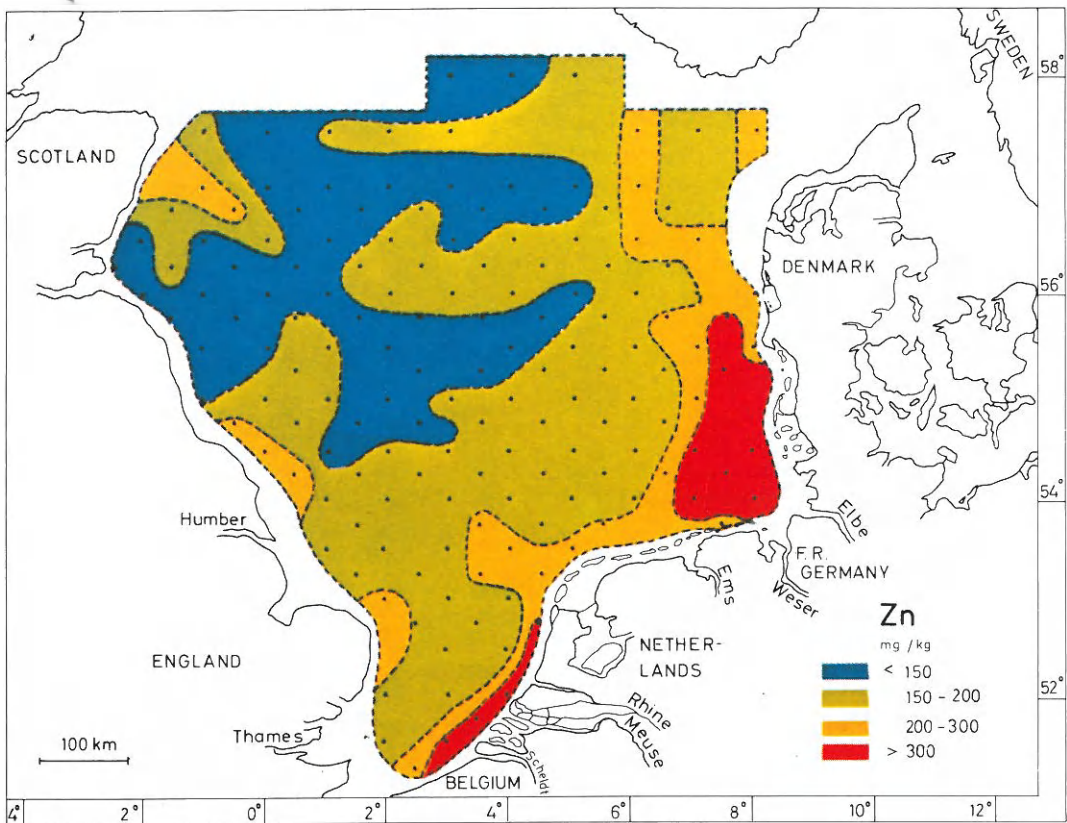


8. Mächtigkeit schwermetallbelasteter Sedimente der Inneren Deutschen Bucht, dargestellt am Beispiel der Sedimente mit Zinkgehalten >200 mg/kg in der Fraktion <2 μm (IRION et al 1987). Sedimente mit Schwermetallgehalten, die über den natürlichen, geogenen Werten liegen, wurden erst mit zunehmender Industrialisierung nach der Mitte des 19. Jahrhunderts abgelagert. Der natürliche Wert liegt für Zink bei 100 mg/kg. Werte von 200 mg/kg wurden wahrscheinlich erst nach dem Zweiten Weltkrieg erreicht, womit die dargestellte Schlickauflage, die einem Volumen von mehr als 200 Mio entspricht, in den letzten 45 Jahren abgelagert wurde. Die Ablagerung dieser riesigen Sedimentmasse ist im wesentlichen auf durch Baggerarbeiten und durch die Schifffahrt verursachtes Resuspendieren von Feinsedimenten in den Ästuaren und deren Verfrachtung mit ablaufendem Wasser in die Innere Deutsche Bucht zurückzuführen.

9. Zink und Cadmium in Oberflächensedimenten (0–10 cm Sedimenttiefe und Fraktion <2 μm) der Nordsee (aus IRION & MÜLLER 1990). An 157 Oberflächenproben, die aus dem gesamten Bereich der Nordsee stammen, wurden Schwermetalle bestimmt. Deren Verteilungen lassen Rückschlüsse über die Transportwege schwermetallbelasteter Sedimente zu. Die hohen Zink- und Cadmiumgehalte in den Gebieten vor der Rhein-, Elbe und Wesermündung weisen diese Flüsse als Hauptquelle der Belastung für diese Metalle aus. Ein Einfluß von Humber- und Themsemündung ist nicht zu erkennen. Mit der küstenparallelen Strömung werden die schwermetallreichen feinkörnigen Sedimente von der Inneren Deutschen Bucht nach Norden in Richtung Skagerrak transportiert. ►

weiteren Verlauf des Sedimenttransportes findet vor der Küste Dänemarks eine erneute Verdünnung der höher belasteten Schwebfracht mit weniger belasteten Sedimenten statt. Ein großer Teil der feinkörnigen Sedimente kommt, im Verlauf des weiteren Transportes, im Skagerrak und in der Norwegischen Rinne bei größeren Wassertie-

fen zur endgültigen Ablagerung (VAN WEERING 1981, MÜLLER & IRION 1984, ZÖLLMER & IRION 1993). Die Konzentrationen sind dort wegen der weitgehenden „Verdünnung“ mit weniger belasteten Sedimenten relativ niedrig. Ein Teil der belasteten Sedimente wird auch im Bereich der Watten der SE Nordsee abgelagert.



Vor der englischen Küste zeichnet sich der Einfluß der mittelländischen Industriegebiete ab. Die hohe Belastung dieses Küstenstreifens ist wahrscheinlich überwiegend auf das direkte Verbringen von schadstoffreichen Abfällen in die Nordsee zurückzuführen. Von diesem Seegebiet ausgehend gelangt stark belastete Schwebfracht mit nordöstlichen Strömungen zur Doggerbank und wird dort zum Teil auf grobkörnigen Sedimenten abgelagert. Die feinkörnige Schwebfracht wird daher nur in geringem Umfang durch dort schon vorhandene feinkörnige Sedimente „verdünnt“, woraus sich letztlich der hohe Belastungsgrad des Schlickanteiles der Sedimente auf der Doggerbank erklärt. Der hohe Belastungsgrad der Sedimente spiegelt sich auch in der Fauna wider, die teilweise Kontaminierungen aufweist, die mit denen küstennaher Gebiete wie der Inneren Deutschen Bucht zu vergleichen sind (KRÖNCKE 1987). Die Ursache hierfür ist, daß die am Beginn der Nahrungskette stehende bodenlebende Fauna ihre Ernährung überwiegend aus der Feinfraktion der Sedimente bezieht, die wie oben gezeigt im Bereich der Doggerbank besonders hohe Schwermetallgehalte aufweist. Die hohen Schadstoffgehalte der Doggerbank beschränken sich im wesentlichen auf die obersten 1–5 cm (Abb. 11); daher ist in Abb. 9 und 12, denen Untersuchungen von Mischproben der oberen 10 cm zugrunde liegen, die Doggerbank nicht durch besonders hohe Schwermetallgehalte gekennzeichnet.

Blei zeichnet sich durch ein, im Vergleich zu Zink und Cadmium, stark verändertes Verteilungsmuster aus (Abb. 12). Zunächst sind die Werte, verglichen mit den natürlichen Gehalten von etwa 40 mg/kg, relativ hoch. Am weitesten verbreitet sind Werte zwischen 100 und 200 mg/kg. Werte unter 100 mg/kg treten in vier größeren Feldern auf, während Werte über 200 mg/kg vor allem in einem Gebiet vor der mittelländischen Küste und im Seegebiet zwischen Dänemark und Schweden verbreitet sind. Vor den Flußmündungen liegen die Werte nur zum Teil etwas höher. Im ganzen läßt das Bild der Bleiverteilung einen überwiegend atmosphärischen und nicht fluviatilen Eintrag dieses Metalls erkennen. Isotopenuntersuchungen haben ergeben, daß der anthropogene Anteil der Bleigehalte überwiegt und zu etwa 80% aus den Zusätzen von Treibstoffen stammt. Die Ursache für die hohen Bleigehalte in der nordöstlichen Nordsee sind bisher nicht geklärt. In Frage kommt ein starkes „Ausregnen“ von Industrieabgasen, die von Westen

und Süden in dieses Gebiet gelangen. Es könnte aber auch sein, daß die hohen Bleigehalte auf eine niedrige Sedimentationsrate mineralischer Schwebfracht bei vergleichsweise hohen Konzentrationen an abgestorbenem Plankton, das das atmosphärische Blei bindet, zurückzuführen ist.

Im ganzen zeigt die am Beispiel von Zink, Cadmium und Blei beschriebene Verbreitung anthropogener Schadstoffe, daß die Muster durchaus unterschiedlich sind, die Belastung aber die gesamte Nordsee erreicht.

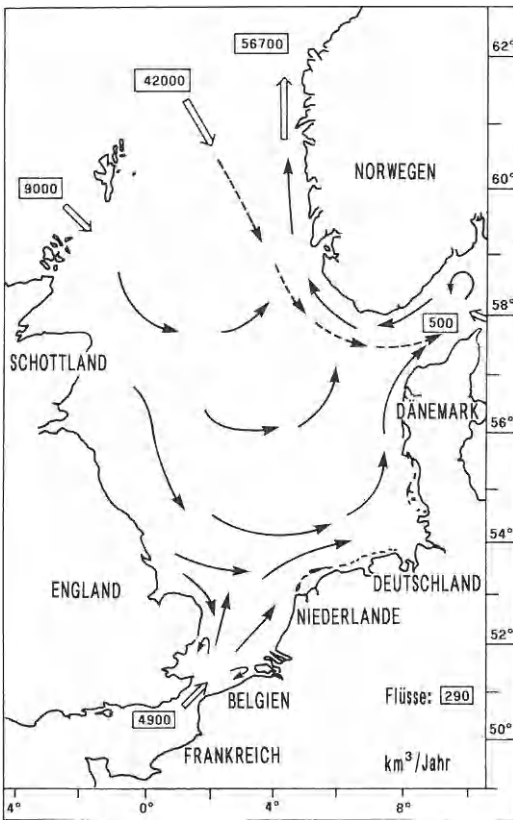
Schwermetalle in Wattsedimenten

Wie in den Ästuaren findet auch im Bereich des relativ flach einfallenden Meeresbodens entlang der Küste zwischen Texel und Esbjerg ein Sedimenttransport von der offenen Nordsee in Richtung Küste statt. Sande werden dabei im wesentlichen als Bodenfracht transportiert. Die Feinfraktion gelangt als Schwebfracht in die Watten (Abb. 13).

Die Bedeutung dieses Sedimenttransportes kann an den Sedimentationsraten in den Wattgebieten gemessen werden. So sind nach FRELS & DEMUTH (1987) die Wattflächen im südlichen und westlichen Jadebusen nach der letzten Eindeichung vor etwas mehr als 100 Jahren um 50 bis 70 cm aufgewachsen. Das bedeutet, daß pro km² mehr als 0,5 Millionen m³ an Sedimenten abgelagert worden sind.

Mit den aus der offenen See eingetragenen feinkörnigen Sedimenten gelangen Schwermetalle anthropogener Herkunft in die Watten. Dabei vermischen sich die relativ stark belasteten, von See her kommenden Sedimente mit den weniger belasteten Sedimenten der Wattflächen und führen dort zu einem Anstieg der Schwermetallgehalte. Bei starkem Seegang und durch Bioturbation werden die oberen 1–2 dm der Wattflächen durchwühlt, so daß die Schwermetallgehalte in diesem Bereich weitgehend homogenisiert sind. Damit ist der gesamte der Fauna zugängliche Bereich mit Schwermetallen anthropogener Herkunft belastet. Eine weitere Durchmischung der Wattsedimente findet durch Verlagerung der Priele statt. An den Prallhängen der Priele wird älteres Material erodiert, während an den Gleithängen junges belastetes Material in Mächtigkeiten von bis zu mehreren Metern zur Ablagerung kommt (HERTING 1989, STACHE 1989 und EHRHARDT 1991).

Wir haben die Schwermetallverteilung in Wattflächen zwischen der Emsmündung und Sylt un-



10. Strömungsrichtungen und die Volumen der ein- und ausfließenden Wässer in der Nordsee (aus EISMA 1981).

tersucht (SCHWEDHELM & IRION 1985). Am Beispiel der Verteilung von Zink läßt sich die relative Gleichförmigkeit der Belastung in Oberflächensedimenten erkennen (Abb. 14). So schwanken

die Konzentrationen in den ostfriesischen Watten nur um geringe Beträge. Im Bereich der Mündungen von Weser und Elbe liegen die Werte deutlich höher, um dann in den nordfriesischen Watten wieder abzusinken.

Die „Verdünnung“ der von See in die Watten eingetragenen anthropogen belasteten Sedimente mit den weniger belasteten Sedimenten der Wattflächen ist besonders anschaulich im Vergleich der Schwermetallgehalte der Inneren Deutschen Bucht, des Seegebietes nördlich von Spiekeroog, des Rückseitenwattes von Spiekeroog und der am weitesten vom offenen Meer entfernten Watten des südwestlichen Jadebusens (Tab. 1).

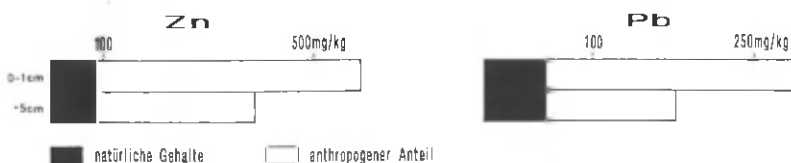
Die im Vergleich zu den ostfriesischen Watten geringere Belastung der nordfriesischen Watten ist auf die unterschiedlichen Verhältnisse der Wattflächen zu den davor liegenden Küstenabschnitten zurückzuführen. Für die nordfriesischen Watten ist das Verhältnis groß, woraus sich eine stärkere „Verdünnung“ der von See eingetragenen belasteten Sedimenten mit den weniger belasteten Sedimenten der Wattflächen ergibt.

Schlußbetrachtung

Die Verbreitung der durch die industrielle Tätigkeit des Menschen in die Umwelt gelangten Schwermetalle hat ein erschreckendes Ausmaß erreicht. Der in Sedimenten beobachtete Anstieg der Schwermetalle ist in den vergangenen 150 Jahren auf das Vielfache der natürlichen Gehalte angestiegen, gleichzeitig hat die anthropogene Belastung die entlegensten Gebiete der Nordsee erreicht. Würden die Ästuarie nicht eine weitgehend wirksame Barriere für den Transport von

	Zn	Pb (mg/kg in <math><2\ \mu\text{m}</math>)	Cu
Innere Deutsche Bucht (I.D.B.)	429	206	50
Gebiet nordl. Wangerooge u. Spiekeroog	368	220	37
Rückseitenwatt von Spiekeroog	268	148	32
SW-Jadebusen	244	94	26
natürliche Gehalte	100	40	18
Abnahme von der I.D.B. zum SW Jadebusen	43%	54%	48%

Tab. 1. Abnahme der Schwermetallgehalte von Feinsedimenten beim Transport von der Inneren Deutschen Bucht (I.D.B.) über die Watten südlich der Inseln Spiekeroog und Wangerooge bis zum südöstlichen Jadebusen. Die Abnahme ist durch „Verdünnung“ schwermetallreicher Sedimente mit Sedimenten geringerer Schwermetallgehalte im Bereich der Watten zurückzuführen.



Flußsedimenten darstellen, so wäre die Belastung der Nordsee noch höher. Eine direkte Einleitung von Müll, Klärschlämmen und Industrieabfällen in die Nordsee erfolgt, von Einleitungen geringeren Umfangs abgesehen, nur noch an der Küste Großbritanniens.

Die Verbreitung der Schadstoffe beschränkt sich auf den obersten Horizont der Sedimente. In der offenen Nordsee ist in der Regel nur der Bereich der obersten 0,5–3 Dezimetern belastet; in den Watten mag die durchschnittliche Belastungstiefe bei einem halben Meter liegen. Damit ist der Anteil an belasteten Sedimenten, betrachtet man die Mächtigkeiten der holozänen Nordseesedimente und der Watablagerung als Ganzes, gering. Da aber die Schadstoffe in den oberen Dezimetern, auf die sich die biologische Aktivität in den Sedimenten konzentriert, auftreten, ist die gesamte Fauna der Nordsee von der Umweltbelastung betroffen. Dabei werden die Schadstoffe zunächst von den im Sediment lebenden Tieren aufgenommen und dann über die Nahrungskette zu der im Wasser lebenden Fauna weitergegeben. Besonders hohe Konzentrationen an Schadstoffen weisen Tiere auf, die am Ende der Nahrungskette liegen. So hat z. B. BECKER (1989) extrem hohe, bestandsgefährdende Gehalte an Quecksilber und anderen „Umweltchemikalien“ in fischfressenden Seevögeln festgestellt.

Durch grundberührenden Seegang, Meeresströmungen und die Bodennetze der Fischerei bleiben in weiten Bereichen die Oberflächensedimente in Bewegung. Die Feinsedimente der südli-

11. Zink und Blei in einem Oberflächensediment (Fraktion $<2 \mu\text{m}$) der Doggerbank. Die Proben stammen aus 0–2 cm und aus 4–6 cm Sedimenttiefe. Bei Wassertiefen um 30 m werden hochbelastete, feinkörnige Sedimente, die aus englischen Seegebieten stammen, bei ruhigem Wetter abgelagert. Da auf der Doggerbank der Feinkornanteil extrem niedrig ist, ist auch die „Verdünnung“ der belasteten Sedimente gering. Durch grundberührenden Seegang und durch Grundnetze der Fischerei werden die Sedimente später wahrscheinlich wieder resuspendiert und weiter verfrachtet.

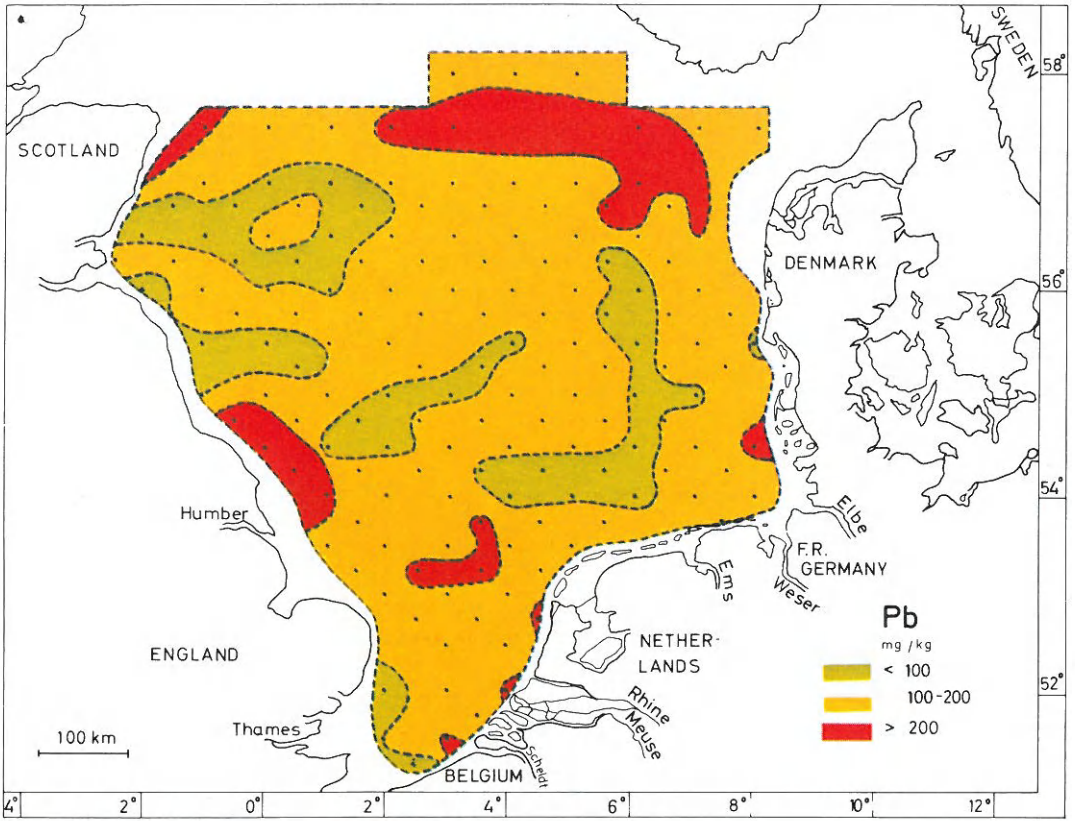
12. Blei in Oberflächensedimenten (0–10 cm Sedimenttiefe und Fraktion $<2 \mu\text{m}$) der Nordsee (aus IRION & MÜLLER 1990). Die Verteilung unterscheidet sich grundlegend von der von Zink und Cadmium (Abb. 9). Zwischen einer Belastung mit Werten von 100 bis 200 mg/kg liegen Areale mit höheren, aber auch solche mit niedrigeren Bleigehalten. Das Verteilungsmuster läßt deutlich erkennen, daß für Blei der Eintrag über Ästuarre eine geringe Rolle spielt. Blei wird überwiegend über die Luft eingetragen. ▶

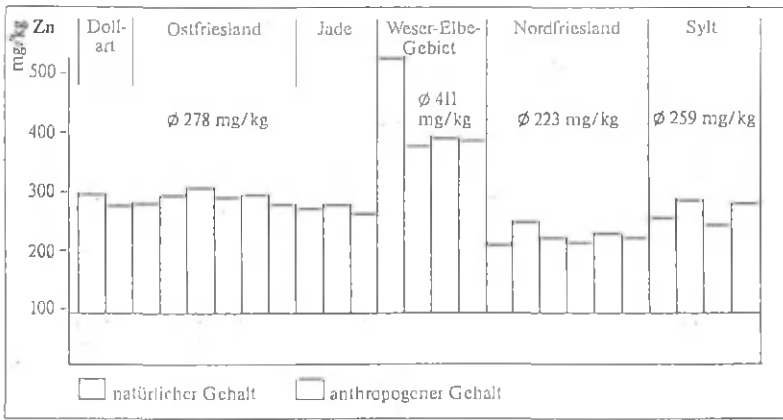
13. Watt des Jadebusens bei Dangast. ▶

chen und der östlichen Nordsee gelangen zu einem erheblichen Teil mit dem Jütlandstrom in die größeren Wassertiefen des Skagerraks und der Norwegischen Rinne, wo sie zur endgültigen Ablagerung kommen. Ein Teil der feinkörnigen Sedimente wird auch auf den Wattflächen der SE Nordsee (IRION 1993) und am Boden der Nordsee

	Blei	Cadmium	Quecksilber	Zink
Rhein	62	40	16	91
Emis	78	16	14	113
Weser	38	19	10	39
Elbe	52	70	122	180

Tab. 2. Veränderung der Schwermetallgehalte in Feinfraktionen ($<2 \mu\text{m}$) von Flußsedimenten im Zeitraum von 1972 bis 1985. In der Tabelle sind die Werte von 1985 angegeben, bezogen auf 1972 = 100. – Nach MÜLLER (1986).





selbst abgelagert (EISMA & IRION 1988). Durch diesen Ferntransport des feinkörnigen, stark belasteten Materials sind auch industrieferne Gebiete von der Umweltbelastung betroffen.

Die zukünftige Entwicklung der Schadstoffgehalte in der Nordsee wird bei der relativ hohen Mobilität des feinkörnigen Anteils der Sedimente im wesentlichen vom Eintrag an Schadstoffen in die Nordsee abhängen. In den vergangenen 20 Jahren ist für den Rhein, die Weser und die Ems ein solcher Rückgang vor allem der Schwermetallgehalte zu beobachten (Tab. 2; MÜLLER 1986). Durch die Veränderung der politischen Situation in Europa kann in der Elbe ein ähnlicher Rückgang der Schadstoffe erreicht werden. Die Abnahme der Schwermetallkonzentrationen wird sich jedoch erst mit zeitlicher Verzögerung in der Nordsee auswirken.

Der starke Rückgang der Schwermetallgehalte in den Sedimenten von Rhein, Ems und Weser ist auf den in großem Umfang schon in den 60er Jahren erfolgten Bau von Kläranlagen zurückzuführen. Hinzu kommen die gesetzlichen Auflagen zur Reinhaltung von Wasser und Luft, die in zunehmendem Maße eingehalten werden. Von besonderer Bedeutung für die Zukunft ist die stark zurückgegangene Verwendung bleihaltiger Treibstoffe. Ein weiterer Rückgang der Schwermetallemission wird jedoch mit erheblich größeren Kosten verbunden sein. Präindustrielles Niveau, wie es von manchen besorgten Bürgern gefordert wird, ist bei der derzeitigen Bevölkerungsdichte und bei einer auch nur annähernden Beibehaltung des bestehenden Lebensstandards – eine Hauptquelle der Umweltbelastung sind letztlich die privaten Haushalte – auf keinen Fall zu erreichen.

14. Zinkgehalte in Oberflächensedimenten der Wattgebiete zwischen Dollart und Sylt (Fraktion <2 µm, aus SCHWEDHELM & IRION 1985). Die gleichförmige Verbreitung von Zink in den ostfriesischen Watten ist auf einen Eintrag der gleichmäßig verteilten schwermetallbelasteten Sedimente von See her zurückzuführen.

Schriften: BECKER, P. H. (1989): Sea birds as monitor organisms of contaminants along the German North Sea coast. *Helgoländer Meeresunters.* **43**: 395–403. * EISMA, D. (1981): Supply and deposition of suspended matter in the North Sea. Special Publication of the International Association of Sedimentologists. **5**: 415–428: (Blackwell) Oxford, London, Edinburgh, Boston, Melbourne. * EISMA, D. (1987): Flocculation of Suspended Matter in Coastal Waters. – Mitt. Geol.-Paläontol. Inst. Univ. Hamburg, SCOPE/UNEP Sonderband., **62**: 259–268. * EISMA, D. (1993): Suspended Matter in the Aquatic Environment. – 315 S.; Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo. * EISMA, D. & IRION, G. (1988): Suspended Matter and Sediment Transport. – In: SALOMONS, W., BAYNE, B. L., DUURSMA, E. K., & FÖRSTNER, U. [Hrsg.]: *Pollution of the North Sea. An Assessment.* – 20–35; Springer, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo. * ERHARDT, I. (1991): Mineralogisch/geochemische und sedimentologische Untersuchungen an Sedimentkernen aus dem Wattgebiet südlich der Insel Spiekeroog (Ostfriesland). – Dipl.-Arb., Univ. Heidelberg 83 S. * FÖRSTNER, U. & MÜLLER, G. (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. 225 S.; Springer, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo. * FÖRSTNER, U. & WITTMANN, G. (1979): *Metal Pollution in the Aquatic Environment.* 486 S., Springer, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo. * FRELS, G. & DEMUTH, A. (1987): Der Jadebusen und seine Watten. Verlandung des Jadebusens oder nur Ausgleich des Meeresspiegelanstiegs? – *Die Küste*, **45**: 117–121. * HERTING, H. (1989): Allgemeine Charakteristik der Wattedimente im Jadebusen bei Dangast unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle Zink, Blei, Kupfer und Cadmium. – Dipl.-Arb., Univ. Heidelberg. 145 S. * IRION, G. (1982): Sedimentdatierung durch anthropogene Schwermetalle. – *Natur u. Museum*, **112**: 183–189. * IRION, G. (1993): Schwermetalle in den Watten der deutschen Nordseeküste. – Heidel-

berger Geowiss. Abh., 67. 75. * IRION, G., WUNDERLICH, F. & SCHWEDHELM, E. (1987): Transport of clay minerals and anthropogenic compounds into the German Bight and the provenance of fine-grained sediments SE of Helgoland. - J. Geol. Soc., London, 144: 153-160. * IRION, G. & MÜLLER, G. (1990): Lateral Distribution and Sources of Sediment-Associated Heavy Metals in the North Sea. - In: ITTEKKOT, V., KEMPE, S., MICHAELIS, W. & SPITZY, A. [Hrsg.] Facets of Modern Biogeochemistry: 175-201; Springer Berlin, Heidelberg, New York. * KRÖNCKE, I. (1987): Lead and cadmium contents in selected macrofauna species from Dogger Bank and the eastern North Sea. - Helgoländer Meeresuntersuchungen, 41: 465-475. * MEADE, R. F. (1969): Landward transport of bottom sediments in estuaries of the Atlantic coastal Plain. - J. Sediment. Petrol., 39: 222-234. * MÜLLER, G. (1986): Schwermetallbelastung der Sedimente und Gewässergüte des Neckars 1972-1979-1985: ein Vergleich. Heidelberger Geowiss. Abh., 5: 1-12. * MÜLLER, G. & IRION, G. (1984): Chronology of Heavy Metal Contamination in Sediments from the Skagerrak (North Sea). - Mitt. Geol. Paläont. Inst. Univ. Hamburg, 56: 413-421. * MÜLLER, G. & FÖRSTNER, U. (1975): Heavy metals in sediments of the Rhine and Elbe estuaries: mobilization or mixing effect. - Environment. Geol., 1: 33-39. * MÜLLER, G., & DOMINIK, J., & REUTHER, R., & MALISCH, R., & SCHULTE, E., & ACKER, L. & IRION, G. (1980): Sedi-

mentary record of environmental pollution in the western Baltic Sea. - Naturwiss., 67: 595-600. * NRIAGU, J. O. (1990): Human influence on the global cycling of trace metals. - Palaeo, palaeo, 82: 113-120. * SALOMONS, W. & BAYNE, B. L. & DUURSMAN, E. K. & FÖRSTNER, U., Hrsg. (1988): Pollution of the North Sea. - An Assessment. - 687 S.; Springer, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo. * SCHWEDHELM, E. & IRION, G. (1985): Schwermetalle und Nährelemente in den Sedimenten der Deutschen Nordseewatten. - Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg, 73: 119 S. * STACHE, A. (1989): Allgemeine Charakteristik der Wattsedimente im Jadebusen bei Dangast unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle Eisen, Mangan, Nickel, Chrom und Kobalt. - Dipl.-Arb., Univ. Heidelberg. 156 S. * VAN WEERING, T. C. F. (1981): Recent sediments and sediments in the northern North Sea: Surface sediments of the Skagerrak. - Spec. Publ. Int. Ass. Sediment, 5: 335-359. * ZOLLNER, V. & IRION, G. (1993): Clay mineral and heavy metal distribution in the northeastern North Sea. Marine Geology, 111, 223-230.

Verfasser: PD Dr. G. IRION, Forschungsinstitut Senckenberg, Abteilung für Meeresforschung, Schleusenstr. 39a, D-26382 Wilhelmshaven.