

Aus der Inselstation Helgoland des Instituts für Vogelforschung »Vogelwarte Helgoland«

Artenschutzprobleme im Nordseebereich

Von Ommo Hüppop

Abstract: **Pollutions** are mainly due to oil, chlorinated hydrocarbons, heavy metals, and nutrients. Oil endangers seabirds and benthic organisms mainly by chronic pollution. Chlorinated hydrocarbons originate from chemical industries or from pesticides. Insecticides caused mass mortalities of seabirds during the sixties. Nowadays, PCBs seem to become more important. Benthic animals and fishes are severely contaminated by heavy metals in the whole area. The consequences are still fairly unknown. The anthropogenic input of nutrients still increases, causing increases in biomass and growth rates of planctic and benthic organisms, changes in the structure of communities and oxygen deficiencies with mass mortalities of bottom animals.

Fishery obviously is the factor that changed communities of the North Sea most lasting. There was a severe decrease in stock sizes already at the end of last century. Today, many species are overfished, some are extinct. In contrast, numerous seabird species benefit from fishery discards and offal and an increase in small fish. Heavy bottom trawls change benthic communities dramatically.

Habitat losses are caused by embankment, harbour and industrial settlements, military or recreational land use and others.

Disturbances of birds and seals are caused by hikers, sports, planes, military activities, fisheries, hunting and agriculture. E.g. they reduce breeding success and cause the avoidance of disturbed areas.

Einleitung

Die menschliche Nutzung der Nordsee ist vielfältig: meist befahrene Schifffahrtsstraße der Welt, Ausbeutung ausgedehnter Öl- und Gasfelder, Deponie für Müll, Klärschlamm und Abfälle der chemischen Industrie, Erholungsraum für Millionen, Fischfanggebiet und Basis für Aquakulturen. Hinzu kommen Eintrag von Schad- und Nährstoffen durch Luft und Flüsse, legale und illegale Öleinleitungen, Schiffsunfälle mit unvorhersehbaren Folgen, militärische Übungen im Wattenmeer.

Die Interessenkonflikte sind offensichtlich und die daraus erwachsenden Probleme des Natur- und Umweltschutzes kaum überschaubar. Ihre auch nur annähernd vollständige Darstellung würde den Rahmen dieses Beitrages bei weitem sprengen. Zudem sind nach dem richtungweisenden »Nordseegutachten« (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1980) jüngst zwei wirklich empfehlenswerte Bücher zum Thema erschienen (BUCHWALD 1990, LOZÁN et al. 1990).

»Ziel des Artenschutzes ist es, die Gesamtheit der wildlebenden Tiere und wildwachsenden Pflanzen in sich selbst regenerierenden Populationen an ökologisch funktionsfähigen Lebensstätten zu si-

chern, zu entwickeln und zu lenken« (KUNH 1987). Entsprechend soll dieser Beitrag exemplarisch darstellen, wie im Nordseeraum das Verhalten des Menschen der modernen Industrienationen, nicht weniger als sieben davon sind Nordseeanrainer, die Struktur von Lebensgemeinschaften ändert und den Bestand von Arten, zumindest lokal, gefährdet. Abschließend werde ich den Versuch einer Perspektive wagen.

Schadstoffe

BUCHWALD (1990) unterscheidet fünf belastende Stoffgruppen, die in die Nordsee eingetragen werden: Erdölkohlenwasserstoffe, Chlorkohlenwasserstoffe, Schwermetalle, Radionuklide (von denen derzeit wohl keine Gefährdung ausgeht) und Pflanzennährstoffe. Lediglich die Folgen von Unfällen mit **Erdölkohlenwasserstoffen** liefern medienwirksame Bilder verölter Strände und Vögel. Alles andere spielt sich mehr oder minder versteckt ab. Nur aus Bestandsrückgängen, Organschädigungen oder verminderter Reproduktionsrate sind Rückschlüsse auf die Gifte möglich. Aber selbst Ölunfälle fordern in der Regel geringere Opfer als die weit weniger spektakuläre »schleichende« oder »chronische« Verölung durch den »Normalbetrieb« (REINEKING & VAUK 1982, CAMPHUYSEN 1989, HARTWIG et al. 1990). Pro Jahr gelangen schätzungsweise 80000 bis 200000 Tonnen Öl in die Nordsee, davon rund die Hälfte aus Bohrseln (dieser Anteil nimmt zudem stark zu), aber nur 10 bis 20% aus der Schifffahrt (KUIPER 1990). Ölunfälle sind mit weniger als 5% eher unbedeutend (BUCHWALD 1990). So nehmen HARTWIG et al. (1990) an, daß in der Deutschen Bucht von 1982 bis 1988 mehr als 150000 Vögel (überwiegend) durch chronische Verölung umgekommen sind, und CAMPHUYSEN (1989) schätzt die jährlichen Verluste durch chronische Verölung entlang der niederländischen Küste (unter Vorbehalt) auf über 60000 Vögel, während zum Beispiel durch den bisher größten Ölunfall im Bereich von Nordsee und Kanal (Strandung der »Amoco Cadiz«, Bretagne, April 1978), bei dem 220000 t Rohöl ausflossen, »nur« schätzungsweise 15000 bis 20000 Vögel umkamen. Nach dem größten Unfall an deutschen Küsten bei Scharhorn im Januar 1955, bei dem 8000 Tonnen Öl ins Meer gepumpt wurden, wurden fast 4300 tote Vögel gefunden (REINEKING & VAUK 1982). Die damals geschätzten Gesamtverluste von 275000 bis 500000 Opfern erscheinen aus heutiger Sicht zu hoch.

Nach einem weiteren Unfall in der Elbmündung im Januar 1986 wurden etwa 2000 bis 3000 Ölopfer gefunden (HARTWIG et al. 1990). Durch derartige »akute« Verölung besonders gefährdet sind natürlich Massenansammlungen von Vögeln, etwa an Brut- und Rastplätzen. So wurden 1907 bei den Scilly-Inseln (englische Kanalinseln) mehrere hunderttausend Papageitaucher durch die vergleichsweise geringe Menge von 1500 t Öl getötet. Das Wattenmeer und seine Inseln sowie Helgoland blieben bisher glücklicherweise von einem weiteren großen Ölunfall verschont. Sie sind aber wegen der enormen Vogelzahlen, der zahlreichen Schiffsbewegungen und des langsamen Abbaus von Öl auf Wattflächen und Salzwiesen (z. B. BUCHWALD 1990) besonders gefährdet (TASKER & PIENKOWSKI 1987, CAMPHUYSEN 1989).

Aus Artenschutzsicht sind die Auswirkungen auf die Populationen von besonderem Interesse. Bis vor kurzem nahmen Bestände fast aller Seevogel-Arten im Nordseeraum zu; selbst große Ölunfälle konnten deshalb schlimmstenfalls zum Zusammenbruch kleinerer Brutkolonien, vornehmlich an den Arealgrenzen, führen. Speziell bei Alken erholen sich geschädigte Bestände wegen der geringen Wachstumsrate allerdings sehr langsam. Aber selbst ein Massensterben von 30000 Alken an der britischen Ostküste 1983 zeigte keine Auswirkungen auf die Brutpaarzahlen auf der Isle of May (HARRIS & WANLESS 1984). Die meisten Arten kommen nämlich in solchen Massen vor, daß eine überregionale Gefährdung durch Verölung (derzeit) nicht zu befürchten ist. Die Reproduktionsrate ist aber seit den 80er Jahren in britischen und norwegischen Brutkolonien aufgrund von Nahrungsmangel drastisch zurückgegangen (s. u.), so daß bald eine Bestandsgefährdung durch Öl nicht mehr auszuschließen ist (CAMPHUYSEN 1989). Generell ist aber schon aus ethischen Gründen eine Einschränkung des qualvollen Öltodes geboten. Ähnliches gilt für die Vermüllung, die derzeit in der Nordsee zwar nicht bestandsgefährdend ist, aber für die betroffenen Säuger, Vögel und Fische unter Umständen einen qualvollen Tod bedeutet (HENEMAN 1988, HARTWIG et al. 1990).

Aber nicht nur Seevögel sind Ölopfer: In der Umgebung von Bohrplattformen ließen sich benthische Verödungszonen von mehreren Quadratkilometern Größe nachweisen (CLARK 1989, KUIPER 1990, RACHOR 1990). Die Genehmigung für die Bohrplattform »Mittelpate« im schleswig-holsteinischen Wattenmeer-Nationalpark



Bohrinseln tragen stark zur schleichenden Verölung der Nordsee bei. In ihrem Umfeld veröden Bodentiergemeinschaften. Offene Flammen und helle Lampen werden Zugvögeln zum Verhängnis.
Foto: O. Hüppop

erscheint vor diesem Hintergrund unverantwortlich.

Die oftmals schwer abbaubaren **Chlorkohlenwasserstoffe** (CKWs) stammen überwiegend aus der chemischen Industrie und aus Pflanzenschutzmitteln. Sie werden vor allem über Flüsse und die Atmosphäre eingetragen. Massive Schädigungen von Organismen im Nordseebereich durch CKWs sind bereits aus den 60er Jahren bekannt. Durch Einleitung verschiedener CKWs einer Pestizidfabrik bei Rotterdam trat 1964 bis 1968 in den Niederlanden eine erhöhte Küstenvogelmortalität auf. Betroffen waren vor allem Eiderente und Brandseeschwalbe, aber auch Löffler, Flußseeschwalbe und Silbermöwe. Nach offensichtlich durch Habitatverluste bedingten steten Rückgängen in den 50er Jahren erfolgten auch bei Brutvögeln der deutschen Nordseeküste Mitte der 60er Jahre starke Bestandseinbrüche. Sie sind sehr wahrscheinlich ebenfalls auf die Gifteinleitung in den Niederlanden zurückzuführen (BECKER & ERDELEN 1987). Die Bestände erholten sich nach Reduzierung der Einleitungen seit etwa 1970. Die Brandseeschwalbe erreichte aber z. B. in den Niederlanden nur wieder etwa ein Viertel bis ein Drittel der Brutpaarzahlen vor dem Krieg (ROOTH 1989). Der Bestand dieser Art ist dagegen an der deutschen Nordseeküste heute höher als in den 50er Jahren, während Fluß-, Küsten- und Zwergseeschwalbe dort trotz Zunahme noch nicht wieder auf dem alten Bestandsniveau sind (BECKER & ERDELEN 1987, DE VRIES 1990).

Früher ging von schwer abbaubaren Pflanzenschutzmitteln wie DDT, Dieldrin, Endrin u.a. die größte Belastung aus. Durch das Anwendungsverbot ist in den 70er Jahren allgemein ein allmählicher Rückgang der Konzentrationen des DDT und seiner sehr persistenten Metabolite DDE und DDD sowie anderer persistenter

Pflanzenschutzmittel nachzuweisen. Dafür stellen heute Industriechemikalien wie PCBs die Hauptbelastung. Sie erreichen in Seevogeleiern der südlichen Nordsee, vor allem in den Mündungsbereichen der großen Flüsse, Konzentrationen, die als kritisch für die Reproduktion anzusehen sind (BECKER 1989, BECKER et al. 1991). PCBs wurden bzw. werden als Isolier- und Kühlmittel, Hydraulikflüssigkeit, Weichmacher, Flammschutzmittel u. a. verwendet. Sie dürfen zwar nur noch in »geschlossenen« Systemen benutzt werden, dennoch ist ein Rückgang der Kontamination nicht erkennbar (LOHSE 1990). Von 1981 bis 1989 sind die Rückstände von CKWs (selbst des DDT und seiner Metabolite) und Quecksilber in Küstenvogeleiern an der deutschen Nordseeküste sogar angestiegen. Die ausgeprägten geographischen Konzentrationsmuster spiegeln zudem den Eintrag durch Elbe, Weser und Ems wider. In einer stark belasteten Flußseeschwalbenkolonie an der Niederelbe bestanden Zusammenhänge zwischen Schadstoffgehalten und reduziertem Schlüpfertag (BECKER et al. 1991). Störungen der Reproduktionsbiologie von Silbermöwen an der Niederelbe sind möglicherweise ebenfalls auf CKWs zurückzuführen (HÜPPOP 1987). Auch bei Seehunden in den Niederlanden bestehen Korrelationen zwischen der PCB-Belastung und dem Rückgang der Geburtenrate. Da PCBs das Immunsystem schwächen, stehen sie vermutlich auch im Zusammenhang mit dem wohl hauptsächlich durch ein Staupevirus verursachten Seehundersterben 1988/89 (HEIDEMANN & SCHWARZ 1990). Ihm sind allein im Wattenmeer mindestens 8500 Tiere, das sind etwa 60% des vorherigen Bestandes, zum Opfer gefallen.

Auch bei Fischen kommt es bei hohen Belastungen mit CKWs zu einer Verringerung des Schlußerfolges. Wegen der

enormen Fruchtbarkeit der Fische sind Beeinträchtigungen der Bestände derzeit zwar nicht zu erwarten, doch zeigt die hohe Mißbildungsrate vor den Flußmündungen den bedenklichen Zustand der Küstengewässer. Zudem sind die Orte höchster Laichaktivitäten und größter Larvendichten mit den Bereichen größter Mißbildungsraten weitgehend deckungsgleich. Vor der Rheinmündung betrug die embryonale Mißbildungsrate sogar bis 81% (CAMERON et al. 1990).

Durch Anreicherung über die Nahrungskette werden CKWs nicht nur für Seevögel, Seehunde und Raubfische, sondern auch für den Menschen gefährlich. Neben Schwermetallen werden sie z. B. für die zunehmende Unfruchtbarkeit in den Industrienationen verantwortlich gemacht (BUCHWALD 1990).

Schwermetalle sind nicht abbaubar, ihr Eintrag in die Nordsee ist irreversibel. Über die Nahrungsketten können sie wie CKWs zu toxischen Konzentrationen angereichert werden. Großräumige Untersuchungen haben jüngst ergeben, daß Bodentiere wie Miesmuschel und Einsiedlerkrebs ebenso wie Fische im gesamten Nordseebereich mit Schwermetallen hoch belastet sind. Es ist also der Gesamt- und nicht nur die unter unmittelbarem anthropogenem Eintrag stehenden Vormündungsbereiche der Flüsse betroffen, auch wenn die Sedimente dort in der Regel am stärksten kontaminiert sind (KARBE 1990). Das hiervon ausgehende Gefährdungspotential ist noch unklar, da speziell über die Wirkung von Schwermetallen noch zu wenig bekannt ist. Sie dürften aber bei Fischkrankheiten beteiligt sein; dies ist zumindest im Experiment belegt (WATERMANN & KRANZ 1990). Auch beinträchtigt Quecksilber, das z. B. in Seehunden stark angereichert vorkommt (seit Oktober 1988 werden Seehunde in Schleswig-Holstein deswegen als Sondermüll behandelt), deren Eierstockreifung (REIJNDERS 1980).

In Schweden waren Quecksilbervergiftungen in den 60er Jahren die Ursache für ungewöhnlich viele tote Vögel und Säugetiere, die gebeiztes Saatgut bzw. vergiftete Körnerfresser aufgenommen hatten. Bei Seevögeln, die ebenfalls Endglieder von Nahrungsketten und deshalb hoch schadstoffbelastet sind, muß ab 0,5 mg Quecksilber/kg Ei mit Schädigungen der Fortpflanzung gerechnet werden (lediglich Silbermöwen scheinen höhere Konzentrationen zu vertragen). Dieser Wert wurde bei allen untersuchten Eiern verschiedener Küstenvogelarten aus dem Elbmündungsbereich überschritten, ebenso bei einzelnen Eiern aus anderen Regionen der deutschen Nordseeküste. Die Quecksilbergehalte in Flußseeschwalbeneiern von der Niederelbe zählen zu den weltweit höchsten (BECKER et al. 1985 und 1991).

Fälle, in denen nachweislich Schwermetalle zum Tod mariner Organismen geführt haben, sind dennoch selten: 1965

kam es an der niederländischen Küste nach einer illegalen Verklappung von Kupfersulfat (für viele marine Organismen zählt Kupfer zu den giftigsten Metallen) zu einem Massensterben von Plankton, Fischen und Mollusken. Im Mersey-Ästuar (Irische See) starben 1979 2400 Vögel, vornehmlich Alpenstrandläufer an einer Bleivergiftung durch Aufnahme hochbelasteter Muscheln. Vermutlich war die Einleitung organischer Bleiverbindungen aus einer Fabrik die Ursache für die Kontamination (CLARK 1989).

Pflanzennährstoffe gelangen in großen Mengen in die Nordsee, insgesamt pro Jahr über 1 Mill. Tonnen Phosphat und fast 7 Mill. Tonnen Stickstoff. Innerhalb von 30 Jahren hat der Stickstoff-Eintrag um 11,4%, der Phosphor-Eintrag um 7,7% zugenommen. Wenngleich der natürliche Zustrom aus dem nährstoffreichen Nordatlantik drei Viertel oder mehr der gesamten Zufuhr ausmacht, ist der Anteil des Eintrags über Flüsse, Einleitungen und Verklappungen erschreckend angestiegen: von 2 auf 13% beim Phosphor, bzw. von 4 auf 18% beim Stickstoff. In den Küstengewässern zwischen Belgien und Dänemark ist die Zunahme noch gravierender: Dort stieg der Anteil von 14 auf 52% beim Phosphor und von 20 auf ebenfalls 52% beim Stickstoff. Langzeituntersuchungen der Biologischen Anstalt Helgoland ergaben für den Zeitraum von 1962 bis 1984 drastische Veränderungen der Nährstoffkonzentrationen auf der Helgoländer Reede. Die mittleren Nitrat-Konzentrationen stiegen auf das 2,5fache, die mittleren Phosphat-Konzentrationen auf das 1,7fache der mittleren Ausgangswerte. Seit etwa 1978 stagniert Phosphat auf gleichmäßig hohem Niveau, während Nitrat ab 1990 stark zugenommen hat. Auch der atmosphärische Eintrag ist inzwischen erheblich: Von 1950 bis 1980 verdoppelte (Phosphor) bzw. verdreifachte (Stickstoff) er sich (RADACH et al. 1990).

Das höhere Nährstoffangebot führte ganz offensichtlich auch zu einer gesteigerten Primärproduktion. Obgleich sich andere Parameter, wie z.B. Wassertemperatur und Salzgehalt ebenso geändert haben, weisen die aufwendigen statistischen Verfahren von RADACH & BOHLE-CARBONELL (1990) eindeutig für die Helgoland-Reede-Daten nach, daß für die These klimatisch bedingter Ursachen keine Anzeichen gefunden werden können. Das Plankton um Helgoland hat sich in den 23 Jahren drastisch verändert: Die Flagellaten-Biomasse ist auf etwa das Zehnfache angestiegen, während die Diatomeen, bedingt durch den limitierenden Faktor Silikat und die Konkurrenz anderer Algen, schwach rückläufig sind (RADACH et al. 1990). Die Helgoland-Reede-Daten zeigen nicht nur massive Verschiebungen in der Artenhäufigkeit, sondern auch grundlegende Veränderungen im Steuermechanismus. Während bis in die 70er Jahre die Nährstoffvorräte im Wasser durch das Algenwachstum zumindest in einigen Monaten

aufgebraucht wurden (und somit limitierend auf das Phytoplankton wirkten), stehen sie heute ganzjährig im Überschuß zur Verfügung. Das System hat von Nährstoff- auf Lichtsteuerung umgeschaltet (HÖPNER 1989).

Da generell die Primärproduktion auch den benthischen Stoffumsatz fördert (HARGRAVE 1980 u.a.), verwundert eine Steigerung auch der benthischen Biomasse in Bereichen hoher Eutrophierung nicht: Im niederländischen Wattenmeer verdoppelte sich sowohl die Biomasse als auch die Produktion des Makrozoobenthos von 1970 bis 1984. Bei der Baltischen Tellmuschel nahmen Fortpflanzungs- und Wachstumsrate zu (BEUKEMA & CADÉE 1986, BEUKEMA 1989). Im gleichen Zeitraum verdoppelten sich Primärproduktion und Algen-Biomasse ebenfalls (CADÉE 1986). Vermutlich eutrophierungsbedingte Zunahmen von Benthos-Biomasse und -Wachstum wurden auch aus anderen Bereichen des Wattenmeeres (MADSEN & JENSEN 1987, MICHAELIS 1987, REISE et al. 1989), dem Sublitoral der Deutschen Bucht (RACHOR 1990) und dem Skagerrak-Kattegat-Raum (JOSEFSON 1990) beschrieben. Stets weist die Fauna auch deutliche artenmäßige Verschiebungen, z.B. zugunsten von Polychaeten, Schlangengestirnen und einigen Seeigelarten, auf.

Die Folgen der Eutrophierung für die betroffenen Lebensgemeinschaften können also gravierend sein. Generell sinkt mit zunehmender organischer Verschmutzung die Artenzahl, hauptsächlich der mehrjährigen im Boden siedelnden Arten. Die Biomasse steigt zunächst an, vor allem bei massenhaft auftretenden Organismen. Bei starker Verschmutzung schließlich können nur noch Bakterien, oft in Form von Matten, existieren (PEARSON & ROSENBERG 1978, RACHOR 1990).

Die Überdüngung wirkt sich aber nicht nur auf Artzusammensetzung und Biomasse von Plankton und Benthos aus, sondern kann im Extremfall zum flächenhaften Massensterben mariner Organismen durch den sauerstoffzehrenden Abbau der vermehrten organischen Substanz führen. Verständlicherweise traten Schädigungen durch eutrophierungsbedingten Sauerstoffmangel zunächst in Ostsee und Mittelmeer auf, bevor sie sich auch in wenig durchspülten Nordsee-Fjorden (z.B. schon 1955 im Oslofjord) bemerkbar machten (RACHOR 1990). Im Seegebiet südöstlich Helgolands, wo von 1962 bis 1980 Hamburger Klärschlamm verklappt wurde, verarmte die Makrofauna dann in den Jahren 1969 bis 1976 zunehmend. Die Bodentierbestände brachen in den Sommermonaten regelmäßig zusammen, in manchen Jahren waren nur noch vier Arten anzutreffen (NIERMANN & BAUERFEIND 1990). Von 1981 bis 1983 wurden schließlich großflächige Sauerstoffdefizite im offenen Wasser der Deutschen Bucht und vor der jütischen Küste beobachtet (z.B. von WESTERHAGEN et al. 1986, NIERMANN & BAUERFEIND 1990), die zu

Massensterben von Fischen und Bodentieren (Seeigel, See- und Schlangensterne, Muscheln) führten. Man muß auch hier davon ausgehen, daß der erhöhte Phosphat- und Nitratgehalt über die Phytoplankton-Biomasse und deren Zersetzung den Grund für den aufgetretenen Sauerstoffmangel darstellt (RADACH & BOHLE-CARBONELL 1990). Während 1982 über 15000 km² betroffen waren, gab es nach 1983 nur kleinflächige Sauerstoffmangelgebiete. Die niedrigsten Sauerstoffwerte (großflächig unter 3 mg/l) traten 1983 auf. Die für Fische und empfindliche Benthosorganismen sehr kritische untere Grenze von 2 mg/l wurde in den Sommern 1981 bis 1983 in einigen Gebieten unterschritten. Auffällig war, daß z.B. im August 1983 an den Stationen mit niedrigen Sauerstoffkonzentrationen nur wenige Bodentierarten, diese aber in hoher Dichte vorkamen. Im August des folgenden Jahres dominierten bereits wieder andere Arten, vermutlich aufgrund verbesserter Sauerstoffbedingungen. Die Gesamtartenzahl war 1983 um 30 bis 50% niedriger als in den folgenden Sommern. Vor allem seltene und empfindliche Krebsarten sowie juvenile Stachelhäuter und Mollusken waren betroffen (von WESTERHAGEN et al. 1986, NIERMANN & BAUERFEIND 1990). Erstaunlicherweise gab es im äußeren Themseästuar, wo jährlich 5 Mill. Tonnen Klärschlamm verklappt werden, bisher keine nennenswerten Sauerstoffdefizite (NIERMANN & BAUERFEIND 1990).

Seltene Krebsarten oder die Bewohner wenig verbreiteter Lebensstätten (Fels- und Steinböden, das Schlickgebiet vor der Elb- und Wesermündung) sind potentiell durch Sauerstoffmangel besonders gefährdet.

Im Eulitoral sorgen Gezeitenströme in der Regel für gute Durchmischung des Wassers und somit für gute Sauerstoffversorgung auch der Böden. Entsprechend sind Schädigungen durch Hypertrophierung selten und meistens lokal beschränkt. Beispiele hierfür sind Massensterben des Makrozoobenthos als vermutliche Folge des Abbaus von Algenblüten im holländischen Wattenmeer (BEUKEMA & CADÉE 1986), im Langstone-Harbour (s.u.) und im Medway-Ästuar (WHARFE 1977) sowie die Bildung von Algenmatten in der Nähe von Klärwerkseinlässen in den Sylter Königshafen. Dort wurden die Algen von Wohnröhren des Pierwurms verankert, was zur Ausbildung flächiger, stabiler Algenteppiche führte. Der Wattboden darunter wurde dadurch anoxisch. Polychaeten waren durch einen Monat Algenbedeckung kaum betroffen, während bei Turbellarien die Abundanz um 77% und die Artenzahl um 63% abnahm (REISE 1983). Für andere Bodentiere sind ähnliche Effekte zu erwarten (vgl. auch WHARFE 1977, NICHOLLS et al. 1981). Ferner führten schlechte Sauerstoffverhältnisse nach der Einleitung organischer Abwässer zum Absterben bzw. zur Verarmung des Makrozoobenthos im nieder-

ländischen Wattenmeer und im Dollart (ESSINK 1984).

Während Vögel (und sicher auch andere Benthos-Prädatoren) zunächst wohl immer von einem besseren Nahrungsangebot nach Nährstoffeinleitungen profitieren (POUNDER 1976, VAN IMPE 1985 u. a.), können solche instabilen Nahrungsquellen – z. B. nach der Bildung von Algentepptichen – urplötzlich versiegen und die Vögel zur Abwanderung zwingen. Ein Beispiel ist der Langstone-Harbour, eine abgeschnittene Bucht an der englischen Kanalküste (vgl. PRATER 1981).

Nährstoffe haben also vor allem in den Küstenzonen bereits zu gravierenden Veränderungen der Biozöosen geführt.

Fischerei

Die Fischerei ist sicherlich einer der Faktoren, die die Lebensgemeinschaften am nachhaltigsten verändert haben. Die Nordsee zählt zu den fischreichsten Gewässern der Welt. Mit einer Fläche von nur 0,002% der Weltmeere liefert sie 4,3% des Weltfischfanges. Der jährliche Fangertrag liegt derzeit bei 2,5 Mill. Tonnen, das sind etwa 3,4 t/km². Die Erträge pro Fangaufwand (catch per unit effort) sanken jedoch bereits kurz nach der Einführung von Dampftrawlern Ende des letzten Jahrhunderts stark ab. Lediglich in den Kriegsjahren 1914 bis 1918 und 1939 bis 1945 erholte sich die Fangeffizienz ein wenig. Dies ist ein deutliches Indiz für eine nunmehr hundertjährige Überfischung der Bestände. Trotzdem sind die absoluten Fangerträge, dank immer besserer Fangtechniken, elektronischer Ortungsmöglichkeiten sowie stärkerer und größerer Schiffe bis in die 70er Jahre dieses Jahrhunderts angestiegen. Erst der Zusammenbruch der Heringsfischerei und die kontrollierte Bewirtschaftung der Fischbestände seit 1974 reduzierte die Anlandungen (HEMPEL 1978, WEBER et al. 1990). Die Überfischung des Herings und der großen Raubfische dezimierte nicht nur deren Bestände, sondern hatte auch Einfluß auf andere Fischarten: Der Rückgang der großen Raubfische führte zu verbesserten Wachstumsraten bei Schellfisch und Wittling sowie früherer Geschlechtsreife beim Kabeljau. Anstelle der großen Planktonfresser Hering und Makrele traten kleinere Arten wie Sandaale, Sprott und ein gestiegener Anteil von Jungheringen sowie im Norden der Stintdorsch. Während bis etwa 1950 die Fischfänge überwiegend als Speisefisch genutzt wurden, stieg danach zunehmend die Bedeutung des Herings und der Makrele sowie nach deren Bestandszusammenbruch auch der eben genannten Arten als Industriefisch zur Öl- und Fischmehl-Gewinnung (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1980, LOZÁN 1990, WEBER et al. 1990, FURNESS 1987, CAMPHUYSEN 1990).

Besonders stark sind die Arten gefährdet, die in die Flüsse einwandern müssen. So



Viele Seevogelarten – wie z. B. der Eissturmvogel – hängen heute in großem Umfang von Beifängen und Abfällen der Fischerei ab.
Foto: O. Hüppop

ist der Stör, der früher in großer Zahl z. B. in der Elbe gefangen wurde, im Nordseeraum vor allem wegen Überfischung ausgestorben. Schnäpel, Lachs, Meerforelle und Alse sind – wohl wegen der Verschmutzung und der Verbauung der Fließgewässer – heute vom Aussterben bedroht. Selbst häufige Arten wie Aal und Flunder nehmen bedenklich ab (LOZÁN 1990). Auch im Wattenmeer haben sich die Fischbestände in den letzten 35 Jahren stark verändert. Bei 6 von 23 untersuchten Arten/Artengruppen ging die Häufigkeit z. T. stark zurück (Aal, Seezunge, Zwergzunge, Grundeln, Scheibenbauch und Knurrhahn). Hingegen nahm nur eine Art, die Aalmutter, stark zu (TIEWS 1990). Die Auster verschwand im Wattenmeer in den 30er Jahren wohl infolge Überfischung und sinkender Wasserqualität (BERGHAIN 1990). Neu eingewandert ist hingegen u. a. die Dicklippige Meeräsche (MOHR 1986).

Folgen der fischereilichen Nutzung auf andere Tiere blieben natürlich nicht aus: Die meisten Seevogelarten haben im Nordseeraum seit Beginn dieses Jahrhunderts deutlich zugenommen. Als eine Ursache wird, neben vermindertem Jagddruck, das verbesserte Kleinfischangebot (s. o.) angenommen, das möglicherweise auch noch durch die Eutrophierung der Küstengewässer gefördert wird (obwohl m. W. dafür keine Beweise vorliegen). Hinzu kommt die Nutzung des wieder über Bord gehenden Beifangs und der Fischabfälle vor allem aus der Fischerei auf Dorschartige. Diese Nahrungsquelle wurde den Seevögeln, vor allem Großmöwen, Baßtöpel und Eissturmvogel, erst durch die Fischerei erschlossen. Sie hat sicher eine entscheidende Rolle bei der Bestandszunahme und Arealausweitung (Eissturmvogel) gespielt. Die extreme Abhängigkeit mancher Seevögel von der Fischerei birgt natürlich auch ein großes Risiko in sich. Die Überfischung der Sand-

aal-Bestände vor allem in der nordwestlichen Nordsee hat nämlich zu etlichen totalen Brutaussfällen und starken Bestandsrückgängen in den schottischen Seevogelkolonien seit etwa 1982 geführt. Inzwischen sind auch schon Kolonien in Südengland betroffen, und selbst auf Helgoland gab es 1989 ein Massenverhungern junger Dreizehenmöwen. Inzwischen ist der Sandaal-Bestand bei den Shetlands soweit zusammengebrochen, daß dort die ursprünglich sehr intensive Industriefischerei eingestellt wurde (FURNESS 1987, AVERY & GREEN 1989, CAMPHUYSEN 1990, HARRIS & WANLESS 1990, Seabird Group Newsletter Jan. 1991).

Angesichts der Übernutzung auch vieler Dorschartiger wird wohl eine weitere Heraufsetzung der vorgeschriebenen Fangnetz-Mindestmaschenweite unumgänglich sein. Dadurch würde die Gesamtmenge des Beifangs reduziert und dessen Größenspektrum nach oben verschoben. Dies könnte vor allem die kleineren Beifangnutzer (Skua, Herings- und Silbermöwe) betreffen und zu Hungersnöten, möglicherweise sogar zu stärkeren Verlusten durch zunehmenden Eier- und Kükenraub bei anderen Arten führen (FURNESS 1987).

Die Auswirkungen der Fischerei auf die Bodenfauna sind, zumindest stellenweise, erheblich. In der südlichen Nordsee ist auf intensiv genutzten Flächen mit einer drei- bis fünfmaligen Befischung pro Jahr zu rechnen. Grundschieppnetz und Baumkurre durchwühlen das Sediment und schädigen dabei eine große Zahl von Wirbellosen. Dies gilt in besonderem Maße für den Einsatz von Muscheldredgen, die selbst in den Wattenmeer-Nationalparks, z. T. auf Kulturen, in großem Stil eingesetzt werden. Besonders anfällig sind größere und hartschalige Arten, wie Seeigel und Schwimmkrabben, und sessile epibenthische Formen (z. B. die Au-

ster und der riffbildende Polychaet *Sabellaria spinulosa*). Langfristig gehen diese zurück oder verschwinden ganz, während endobenthische Polychaeten u. a. Opportunisten in Artenzahl und Biomasse zunehmen (REISE et al. 1989, BERGHANN 1990, WEBER et al. 1990).

Lebensraumverluste

Beispiele für Lebensraumverluste sind vielfältig: Eindeichungen aus Küstenschutz- oder Landgewinnungsgründen (Delta-Region in den Niederlanden, Wattenmeer, Wash Bay), Industrie- und Hafensiedlungen (Teemouth und Orwell in Ostengland, Rysumer Nacken bei Emden, Jadebusen), Erholungseinrichtungen, Gezeitenkraftwerke usw. (SMIT et al. 1987). Im Wattenmeerbereich sind vor allem **Wattflächen** und **Salzwiesen** betroffen. Seit 1963 wurden dort mehr als 350 km² (das ist knapp die Hälfte der Fläche Hamburgs) eingedeicht. In der Bundesrepublik wurde 1987 die Eindeichung der vor dem als Rast- und Brutgebiet von Vögeln bedeutsamen Nordstrander Bucht (3400 ha) abgeschlossen, und trotz internationaler Proteste läuft die Eindeichung von ca. 750 ha in der ökologisch ebenfalls äußerst wertvollen niedersächsischen Leybucht weiter. Die Folgen von Eindeichungen für die Wattfauna sind dramatisch. So starben nach der Abdeichung des Grevelingen Ästuars (niederländische Deltaregion) auf einer Fläche von 29 km² innerhalb weniger Wochen 400 Mill. Pierwürmer, 500 Mill. Herzmuscheln, 30 Billionen Bäumchenröhrenwürmer und 100 Billionen Wattschnecken (HEIP 1989). Gerade der Verlust von schlickigen Buchten, die durch hohe Produktivität gekennzeichnet sind, dürfte sich auch negativ auf Vogelbestände auswirken (SMIT et al. 1987). Doch liegt hierzu wenig Zahlenmaterial vor. Auch ist weitgehend unklar, inwieweit Vögel auf andere Flächen ausweichen können. Nach der Eindeichung des Grevelingen Ästuars stiegen die Zahlen von Watvögeln in der 10 km entfernten Oosterschelde schlagartig an. Seitdem scheint die Kapazitätsgrenze für Austernfischer und einige andere Arten in der Oosterschelde erreicht zu sein (LAMBECK et al. 1989). Austernfischer waren in einem Winter nach Abdeichung der Oosterschelde deutlich leichter und zeigten eine höhere Mortalität als unter gleichen Frostbedingungen im Winter vor dem Deichschluß. Auch dies spricht für die limitierende Wirkung der zur Nahrungssuche zur Verfügung stehenden Wattgebiete (SMIT et al. 1987).

Die **Salzwiesen** werden in ihrer natürlichen Ausbildung neben Eindeichungen vor allem durch eine teilweise sehr intensive Beweidung mit Schafen oder Rindern eingeschränkt. Diese beeinflussen die Salzwiesen durch Kotproduktion, Tritte und Fraß an der Vegetation. Lediglich 28% aller Salzwiesen des Wattenmeeres werden vom Menschen nicht genutzt, in Dänemark und Schleswig-Holstein sogar

nur 7%. Die Ausbildung einer natürlichen Pflanzendecke mit der dazugehörigen standorttypischen Wirbellosenfauna ist also selbst in den Nationalparks nur an wenigen Stellen möglich. Von den 13 häufigen Salzwiesenpflanzen kommen auf beweideten Flächen nur noch 6 vor. Über 800 Wirbellosen-Arten sind auf Salzwiesen spezialisiert. Unter Beweidungseinfluß nehmen deren Artenzahl und Biomasse stark ab (KEMPF et al. 1987). Die übermäßige Beweidung gefährdet durch Zutreten von Gelegen und Störungen (s. u.) die Brutvogelarten. Für pflanzenfressende Rastvögel (Gänse, Pfeifente) besteht die Gefahr der Nahrungskonkurrenz (KEMPF et al. 1987).

Störungen

In dichtbesiedelten Räumen sind häufige Berührungen zwischen Menschen und Wildtieren und die damit verbundenen Störungen unvermeidlich. Als Beispiele für Störungsquellen im Nordseeraum mögen dienen: Tourismus und Sport (Surfer, Sportboote, Wanderer in Watt und Vordland, Spielzeugdrachen und -flugzeuge, Schiffahrten zu Seehundsbänken), Flugzeuge (vor allem militärisch und privat), Autos (z. B. in Massen auf Sandstränden der Insel Rømø oder bei St. Peter in Eiderstedt), militärische Waffenerprobungen und Schießübungen (auch in Nationalparks), aber auch Jagd, Fischerei (inkl. Pierwurm-Graben), Landwirtschaft (Weidetiere) und Baumaßnahmen. Die Reaktionen sind je nach Tier- und Störungsart sehr unterschiedlich. Selbst ein Individuum kann auf einen gleichartigen Störungsreiz äußerst verschieden reagieren (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1980, DE ROOS 1983, KOEPFF & DIETRICH 1986, SMIT et al. 1987, HÜPPOP & HAGEN 1990). Entsprechend ist über die Auswirkungen von Störungen noch wenig bekannt.

Generell werden stark gestörte Gebiete räumlich oder zeitlich gemieden. So nutzen z. B. Ringelgänse die intensiv bewanderten Bereiche des Deichvorlandes bei Westerhever im schleswig-holsteinischen Wattenmeer nur zu störungsarmen Zeiten, während sie sich sonst in der Zone 1 (Betretungsverbot) des Nationalparks aufhalten (STOCK 1991). Die Verbreitung mausernder Eiderenten und die Aufzuchtgebiete von Sehunden im schleswig-holsteinischen Wattenmeer sind räumlich deutlich von den Hauptwander- und Hauptschiffahrtbereichen getrennt (NEHLS & THIEL 1988). Im Gegensatz zum Seehund meiden junge Kegelrobben das Wasser. Sie sind deshalb auf hochwassersichere Wurfplätze, also meistens auf Strände der Inseln angewiesen. Dies macht sie besonders anfällig für Störungen durch Strandwanderer. Wohl deswegen gibt es nur zwei Wurfplätze im Wattenmeer (KOCH 1989). Seehunde benötigen zwar zur Jungenaufzucht keine dauernd trockenen Sandstrände und können deshalb die störungsärmeren Sandbänke aufsuchen, doch kommt es auch dort zu unnötig vielen Störungen durch kommerzielle »Seehundsfahrten« und vereinzelte Sportboote. Hautkrankheiten, Nabelentzündungen, Unterbrechungen des Säugens und Trennungen von Müttern und Jungen sind die Folge von unnatürlich häufigem Robben und von Fluchtbewegungen (z. B. DIETRICH & KOEPFF 1986).

Bei See- und Küstenvögeln ist generell der Bruterfolg an ungestörten Brutplätzen höher als an gestörten. Zudem steigt die Gefahr des Eier- oder Kükenraubs durch Silbermöwen und andere Prädatoren sowie von Kükenverlusten durch territoriale Auseinandersetzungen mit der Störungsintensität (DE ROOS 1983, JANZEN 1984, ÅHLUND & GÖTMARK 1989). Im Wattenmeer stehen bei etlichen Arten gleichbleibende oder zunehmende Bestände in Schutzgebieten stark rückläufige Zahlen in den



Die extrem störungsempfindliche Brandseeschwalbe brütet im Wattenmeer fast ausschließlich in Schutzgebieten.
Foto: G. Helm

übrigen Regionen gegenüber. Vor allem die im Bereich von Badestränden brütenden See- und Sandregenpfeifer, Alpenstrandläufer und Zwergseeschwalben sind durch ständige Störungen und Gelegeverluste im Bestand bedroht. Die extrem störungsempfindliche Brandseeschwalbe nistet fast nur noch in Schutzgebieten (HÄLTERLEIN 1986, SCHULZ & STOCK 1991 u. a.).

Störungen, die zur Aufgabe von Brut-, Rast- oder Nahrungsgebieten führen, dürften ähnliche Effekte zeigen wie z. B. Lebensraumverluste durch Eindeichung u. a. (s. o.). Auch hier stellt sich die bisher kaum zu beantwortende Frage nach der Kapazitätsgrenze von Ausweichgebieten. Ständige Beunruhigung kann ferner Einschränkungen der Freßzeiten, vermehrte Flugaktivität, streßbedingte Steigerungen des Energiestoffwechsels und somit letztlich energetische Defizite einschließlich negativer Folgen für Wanderungen und Reproduktion bewirken, auch wenn die Nahrungsaufnahme teilweise zu anderen Tageszeiten oder durch erhöhte Nahrungsaufnahmeraten kompensiert werden kann (STOCK 1991). Dauerstreß kann über reduzierte Reproduktionsraten und energetische Engpässe hinaus u. a. zu vermindertem Wachstum, erhöhter Anfälligkeit für Krankheiten und Parasiten und schließlich zu geringerer Lebenserwartung führen (HÜPPOP & HAGEN 1990), doch sind entsprechende Untersuchungen an Wildtieren bisher sehr selten. Die quantitative Bewertung verschiedener Stressoren ist zudem methodisch schwierig. Hierzu sind umfangreiche Verhaltensbeobachtungen (z. B. KOEPFF & DIETRICH 1986, STOCK 1991) oder die Messung physiologischer Größen wie der Herzschlagrate (z. B. HÜPPOP & HAGEN 1990) erforderlich.

Schlußbetrachtung

Natürlich geben die aufgeführten Beispiele nur einen groben Querschnitt. Sie mußten zudem oftmals verallgemeinert werden. Zahllose andere blieben unerwähnt. So können z. B. eingeführte oder eingeschleppte Arten (Beispiele bei LOZÁN et al. 1990) zu Problemen führen: Das zur Förderung der Anschlickung eigens angepflanzte Schlickgras breitete sich an britischen Ästuaren derart aus, daß für rastende Alpenstrandläufer nicht mehr genügend Nahrungsflächen zur Verfügung standen und deren Bestände zurückgingen (GOSS-CUSTARD & MOSER 1988).

Eine kaum beachtete und praktisch nicht einschätzbare Gefahr stellen im und nach dem Zweiten Weltkrieg versenkte Schiffe und deren Munition dar: Nach OBERHOLZ (1989) lagern 250 000 Tonnen chemischer Kampfstoffe (darunter Giftgase wie Tabun, das schwer abbaubare Senfgas, Blau- und Grünkreuz) am Grund von Nord- und Ostsee (u. a. 12 Frachter mit Senfgras-Granaten im Bereich von Doggerbank und Fladengrund), von denen



Messungen der Herzschlagraten brütender Küstenvögel haben gezeigt, daß auch »vertraute Arten« wie der Austernfischer durch vielfältige menschliche Störungen gestreßt werden, obwohl sie z. B. unmittelbar am Straßenrand brüten.
Foto: O. Hüppop

niemand sagen kann, wann sie durch Korrosion freigesetzt werden. Aber auch die »ganz normalen« Umweltgifte wie CKWs und Schwermetalle werden zu weiteren Problemen führen. »Selbst beim sofortigen Stopp aller Einleitungen würde sich die Nordsee erst nach Jahrzehnten erholen« (der Kieler Toxikologe O. WASSERMANN in einem Greenpeace-Interview). Darin ist aber weder aus technischen noch aus wirtschaftlichen Gründen auch nur ansatzweise zu denken. Deshalb werden bei Schwermetallen und CKWs, vor allem der äußerst toxischen PCBs, trotz zunehmender Restriktionen hinsichtlich der Anwendung weiterhin steigende oder zumindest gleichbleibende Belastungen zu erwarten sein (BUCHWALD 1990). Lediglich beim (bei uns) schon lange verbotenen DDT sind z. T. Anzeichen für einen Rückgang erkennbar. Wohin gerade die PCB-Belastung noch führen wird, lassen die aufgeführten Beispiele vermutlich nur erahnen. Überhaupt ist der Nachweis von Schädigungen überaus schwierig. In den allermeisten Fällen handelt es sich lediglich um Koinzidenzen zwischen Belastungsgrad und Ausmaß der Schädigung von Organismen und Lebensgemeinschaften. Über Kombinationswirkungen verschiedener Schadstoffe ist noch fast überhaupt nichts bekannt (nicht einmal in der Humantoxikologie). Hier kann nur das Vorsorgeprinzip weiterhelfen, nicht zuletzt, weil viele potentiell toxische Substanzen mit der derzeitigen Analytik noch nicht oder nur schwer feststellbar sind. Auch eine nennenswerte Reduzierung der Nährstoffzufuhr ist derzeit kaum erreichbar. Die inzwischen drei Nordsee-Schutzkonferenzen sind auch hier kläglich gescheitert. Die Prognose hinsichtlich der Schadstoffbelastung der Nordsee kann also nur düster ausfallen und nur wenig Raum für Optimismus lassen, zumal inzwischen Schädigungen auch in der zentralen Nordsee, fernab der hochbela-

steten Küstenregionen nachweisbar sind. Auch wirklich greifende Maßnahmen zur Verhinderung der Verölung sind wirtschaftlich wohl kaum realisierbar, nicht zuletzt angesichts einer weltweiten harten Konkurrenz auf dem Ölmarkt und in der Seeschifffahrt sowie nur geringer Strafen bei illegalen Einleitungen.

Ähnlich schwierig liegen die Probleme in der Fischerei. Auch hier stehen (verständliche) wirtschaftliche Interessen bis hin zu einer Vielzahl von Arbeitsplätzen einer ökologisch sinnvollen Nutzung der Fischbestände oder der Verwendung schonender Fangverfahren entgegen. So betragen z. B. die Erträge der marinen Fischerei 1988 in Norwegen 1,83 Mill. Tonnen (435 kg/Einwohner) und in Dänemark 1,94 Mill. Tonnen (382 kg/Einw.) gegenüber nur 0,18 Mill. Tonnen (3 kg/Einw.) in der Bundesrepublik (OECD 1991). Wie sich die Überfischung der Sandaale und eine mögliche Reduzierung des Beifangs (s. o.) auf Seevogelbestände auswirken werden, ist nur schwer abschätzbar. Bei Arten, die sich erst jüngst von übermäßiger Verfolgung erholt haben (z. B. Kormoran), werden zudem schon wieder aus wirtschaftlichen Gründen Stimmen für einen erneuten Abschub laut: Der Verband der Binnenfischer und Teichwirte in Schleswig-Holstein forderte jüngst den Abschub von 7000 der etwa 8000 dort zeitweise lebenden Kormorane.

Besser sieht die Entwicklung sicherlich im Bereich Lebensraumverluste und Störungen aus. Die Zeit zumindest der großen Eindeichungen ist wohl angesichts eines wachsenden Naturschutzverständnisses endgültig vorbei, obgleich immer noch einige naturschutzfeindliche Großprojekte zu Ende geführt werden und etliche kleinere Eindeichungsvorhaben weiterhin bestehen. Auch ist in den Wattenmeer-Nationalparks derzeit keine nennenswerte Reduzierung von Landgewinnung, Bewei-

dung und Fischerei in Sicht. Mit der völligen Einstellung der Jagd im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer bis 1994 ist aber ein wichtiger Schritt getan. Auch die Schaffung völliger Ruhezoonen sollte sich bald positiver bemerkbar machen. Die laufenden Ökosystemforschungen dürften wertvolle Grundlagen für eine Optimierung des Verhältnisses von Naturschutz zu Nutzung durch Landwirtschaft, Fischerei und Tourismus liefern. Die Umsetzung wird aber nur mit der nötigen Akzeptanz in der Bevölkerung möglich sein. Daß hier noch viel zu tun ist, zeigt eine Einwohnerbefragung im Frühjahr 1990: Jeder zehnte Anwohner weiß nichts von der Existenz des Nationalparks, jedem fünften ist nichts von entsprechenden gesetzlichen Regelungen und Vorschriften bekannt, und nur jeder zweite weiß von einem Nationalparkamt (DWIF 1990). Doch sind diese Probleme alle lösbar, was für eine Reduzierung der Schadstoff-Lasten wohl selbst langfristig nicht gilt. Darin sehe ich die weitaus größte Bedrohung der Nordsee und ihrer Lebensgemeinschaften.

Literatur

- AHLUND, M. & F. GÖTMARK (1989): Gull predation on eider ducklings *Somateria mollissima*: Effects of human disturbance. – Biol. Conserv. 48: 115–127.
- AVERY, M. & R. GREEN (1989): Not enough fish in the sea. – New Scientist 22. July 1989: 28–29.
- BECKER, P. H. (1989): Seabirds as monitor organisms of contaminants along the German North Sea coast. – Helgoländer Meeresunters. 43: 395–403.
- BECKER, P. H. & M. ERDELEN (1987): Die Bestandsentwicklung von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste 1950–1979. – J. Orn. 128: 1–32.
- BECKER, P. H., C. KOEPFF, W. A. HEIDMANN & A. BÜTHE (1991): Schadstoffmonitoring mit Seevögeln. – Forschungsbericht 116 08 070. Umweltbundesamt Berlin.
- BECKER, P. H., W. TERNES & H. A. RÜSSEL (1985): Schadstoffe in Gelegen von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste. II. Quecksilber. – J. Orn. 126: 253–262.
- BERGHAAHN, R. (1990): Biologische Veränderungen im Wattenmeer. – In: J. L. LOZÁN et al. (Hrsg.): 202–212.
- BEUKEMA, J. J. (1989): Long-term changes in macrozoobenthic abundance on the tidal flats of the western part of the Dutch Wadden Sea. – Helgoländer Meeresunters. 43: 405–415.
- BEUKEMA, J. J. & G. C. CADÉE (1986): Zoobenthos responses to eutrophication of the Dutch Wadden Sea. – Ophelia 86: 55–64.
- BUCHWALD, K. (1990): Nordsee. Ein Lebensraum ohne Zukunft? – Verlag Die Werkstatt, Göttingen.
- CADÉE, G. C. (1986): Increased phytoplankton primary production in the Marsdiep area (western Dutch Wadden Sea). – Neth. J. Sea Res. 20: 29–36.
- CAMERON, P., J. BERG, H. VON WESTERNHAGEN & V. DETHLEFSEN (1990): Mißbildungen bei Fischembryonen der südlichen Nordsee. – In: J. L. LOZÁN et al. (Hrsg.): 281–294.
- CAMPHUYSEN, C. J. (1989): Beached bird surveys in the Netherlands 1915–1988. Seabird mortality in the southern North Sea since the early days of oil pollution. – Techn. Rapport Vogelbescherming 1, Werkgroep Noordzee, Amsterdam.
- CAMPHUYSEN, C. J. (1990): Fish stocks, fisheries and seabirds in the North Sea. Feasibility study for an analysis of interactions between fish stocks, fisheries and wintering seabirds. – Techn. Rapport Vogelbescherming 5, Werkgroep Noordzee, Amsterdam.
- CLARK, R. B. (1989): Marine Pollution. – Clarendon Press, Oxford.
- DE ROOS, G. T. (1983): Tourism and recreation in the Wadden Sea area. – In: M. F. MÖRZER BRUYNIS & W. L. WOLFF (Hrsg.): Nature conservation, nature management and physical planning in the Wadden Sea area. Report 11 of the Wadden Sea Working Group: 97–106, Leiden.
- DE VRIES, R. (1990): Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1988 – Dritte Erfassung durch die Arbeitsgemeinschaft »Seevogelschutz«. – Seevögel 11: 21–26.
- DIETRICH, K. & C. KOEPFF (1986): Erholungsnutzung des Wattenmeeres als Störfaktor für Seehunde. – Natur und Landschaft 61: 290–292.
- DWIF (1990): Einwohnerbefragung Watt '90. – Ökosystemforschung Wattenmeer Schleswig-Holstein. Projektinformation Teil 3A, Aug. 1990: 32–35.
- ESSINK, K. (1984): The discharge of organic waste into the Wadden Sea – local effects. – Neth. Inst. Sea Res. – Publ. Ser. 10: 165–177.
- FURNESS, R. W. (1987): The impact of fisheries on seabird populations. – In: G. PEET (Hrsg.): Reasons for Concern. Proc. 2nd North Sea Seminar '86: 179–192, Werkgroep Noordzee, Amsterdam.
- GOSS-CUSTARD, J. D. & M. E. MOSER (1988): Rates of change in the numbers of Dunlin, *Calidris alpina*, wintering in British estuaries in relation to the spread of *Spartina anglica*. – J. Appl. Ecol. 25: 95–109.
- HÄLTERLEIN, B. (1986): Laro-Limikolen-Brutbestände an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste 1983–1985. – Corax 11: 332–398.
- HARGRAVE, B. T. (1980): Factors affecting the flux of organic matter to sediments in a marine bay. – In: K. R. TENORE & B. C. COULL (eds.): Marine Benthic Dynamics: 243–263. Univ. South Carolina Press, Columbia.
- HARRIS, M. P. & S. WANLESS (1984): The effect of the wreck of seabirds in February 1983 on auk populations on the Isle of May (Fife). – Bird Study 31: 103–110.
- HARRIS, M. P. & S. WANLESS (1990): Breeding success of British Kittiwakes *Rissa tridactyla* in 1986–88: Evidence for changing conditions in the northern North Sea. – J. Appl. Ecol. 27: 172–187.
- HARTWIG, E., T. KÖTH, J. PRÜTER, E. SCHREY, G. VAUK & E. VAUK-HENTZELT (1990): Seevögel. – In: J. L. LOZÁN et al. (Hrsg.): 305–319.
- HEIDEMANN, G. & J. SCHWARZ (1990): Das Seehundsterben im schleswig-holsteinischen Wattenmeer 1988/89 – In: J. L. LOZÁN et al. (Hrsg.): 325–330.
- HEIP, C. (1989): The ecology of Rhine, Meuse and Scheldt in the Netherlands. – Scient. Mar. 53: 457–463.
- HEMPEL, G. (1978): North Sea fisheries and fish stocks – a review. – Rapp. P.-V. Réun. Cons. int. Explor. Mer 173: 145–167.
- HENEMAN, B. (1988): Persistent Marine Debris in the North Sea, Northwest Atlantic Ocean, Wider Caribbean Area, and the West Coast of Baja California. – NOAA, Washington.
- HÖPNER, T. (1989): Der ökologische Zustand der Nordsee. Eine Diskussion aus der Sicht der biologischen Chemie. – Chemie in unserer Zeit 23 (1): 1–9.
- HÜPPOP, O. (1987): Der Einfluß von Wachstum, Thermoregulation und Verhalten auf den Energiehaushalt der Silbermöwe (*Larus argentatus* PONTOPPIDAN, 1763). – Dissertation, Univ. Hamburg.
- HÜPPOP, O. & K. HAGEN (1990): Der Einfluß von Störungen auf Wildtiere am Beispiel der Herzschatgrate brütender Austernfischer (*Haematopus ostralegus*). – Vogelwarte 35: 301–310.
- JANZEN, H.-D. (1984): Versuche zu den Auswirkungen menschlicher Störungen auf das Brut- und Eierraubverhalten von Silbermöwen (*Larus argentatus*). – Corax 10: 384–394.
- JOSEFSON, A. B. (1990): Increase of benthic biomass in the Skagerrak-Kattegat during the 1970s and 1980s – effects of organic enrichment? – Mar. Ecol. Prog. Ser. 66: 117–130.
- KARBE, L. (1990): Kontamination mit Schwermetallen. – In: J. L. LOZÁN et al. (Hrsg.): 188–198.
- KEMPF, N., J. LAMP & P. PROKOSCH (1987): Salzwiesen: Geformt von Küstenschutz, Landwirtschaft oder Natur? – WWF Tagungsber. 1: 1–476.
- KOCH, L. (1989): Kegelrobben im Wattenmeer. – Schutzstation Wattenmeer, Rendsburg.
- KOEPFF, C. & K. DIETRICH (1986): Störungen von Küstenvögeln durch Wasserfahrzeuge. – Vogelwarte 33: 232–248.
- KUIPER, J. (1990): Effekte der Ölverschmutzung. – In: J. L. LOZÁN et al. (Hrsg.): 85–87.
- KUHN, J. (1987): Das Artenschutzprogramm – eine theoretische Einführung. – In: J. HÖLZINGER (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs, Bd. 1.1: 41–47. Ulmer, Stuttgart.
- LAMBECK, R. H. D., A. J. J. SANDEE & L. DE WOLF (1989): Long-term patterns in the water usage of an intertidal flat in the Oosterschelde (SW Netherlands) and the impact of the closure of an adjacent estuary. – J. Appl. Ecol. 26: 419–431.
- LOHSE, J. (1990): Chlorierte organische Verbindungen in Wasser und Sediment. – In: J. L. LOZÁN et al. (Hrsg.): 75–85.
- LOZÁN, J. L. (1990): Zur Gefährdung der Fischfauna – Das Beispiel der diadromen Fischarten und Bemerkungen über andere Spezies. – In: J. L. LOZÁN et al. (Hrsg.): 231–249.
- LOZÁN, J. L., W. LENZ, E. RACHOR, B. WATERMANN & H. VON WESTERNHAGEN (1990): Warnsignale aus der Nordsee. – Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- MADSEN, P. B. & K. JENSEN (1987): Population dynamics of *Macoma balthica* in the Danish Wadden Sea in an organically enriched area. – Ophelia 27: 197–208.
- MICHAELIS, H. (1987): Bestandsaufnahme des eulitoral Makrobenthos im Jadebusen in Verbindung mit einer Luftbild-Analyse. – Jber. ForschSt. Küste, Norderney 38: 1–97.
- MOHR, H. (1986): Die Meeräsche – eine neue Fischart im Wattenmeer. – Seevögel 7: 63–65.
- NEHLS, G. & M. THIEL (1988): Wassersport im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. – Umweltstiftung WWF-Deutschland (Hrsg.), Kiel.
- NICHOLLS, D. J., C. R. TUBBS & F. N. HAYNES (1981): The effect of green algal mats on intertidal macrobenthic communities and their predators. – Kieler Meeresforsch. (Sonderh.) 5: 511–520.
- NIERMANN, U. & E. BAUERFEIND (1990): Ursachen und Auswirkungen von Sauerstoffmangel. – In: J. L. LOZÁN et al. (Hrsg.): 65–75.
- OBERHOLZ, A. (1989): Das Gift, das aus der Tiefe kommt. – Natur 1989 (7): 48–55.
- OECD (1991): Environmental Indicators. – Paris.

- PEARSON, T.H. & R. ROSENBERG (1978): Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. – *Oceanogr. mar. Biol. ann. Rev.* 16: 229–311.
- POUNDER, B. (1976): Waterfowl at effluent discharges in Scottish coastal waters. – *Scot. Birds* 9: 5–32.
- PRATER, A.J. (1981): Estuary Birds of Britain and Ireland. – T. & A.D. POYSER, Calton.
- RACHOR, E. (1990): Veränderungen der Bodenfauna. – In: J.L. LOZÁN et al. (Hrsg.): 158–165.
- RADACH, G. & M. BOHLE-CARBONELL (1990): Strukturuntersuchungen der meteorologischen, hydrographischen, Nährstoff- und Phytoplankton-Langzeitreihen in der Deutschen Bucht bei Helgoland. – *Ber. Biol. Anst. Helgoland* 7: 1–425.
- RADACH, G., W. SCHÖNFELD & H. LENHART (1990): Nährstoffe in der Nordsee – Eutrophierung, Hypertrophierung und deren Auswirkungen. – In: J.L. LOZÁN et al. (Hrsg.): 48–65.
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1980): Umweltprobleme der Nordsee. Sondergutachten Juni 1980. – W. Kohlhammer, Stuttgart und Mainz.
- REIJNDERS, P.J.H. (1980): Organochlorine and heavy metal residues in harbour seals from the Wadden Sea and their possible effects on reproduction. – *Neth. J. Sea Res.* 14: 30–65.
- REINEKING, B. & G. VAUK (1982): Seevögel – Opfer der Ölpest. – Niederelbe-Verlag H. Huster, Otterndorf.
- REISE, K. (1983): Sewage, green algal mats anchored by lugworms, and the effects on Turbellaria and small Polychaeta. – *Helgoländer Meeresunters.* 36: 151–162.
- REISE, K., E. HERRE & M. STURM (1989): Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea. – *Helgoländer Meeresunters.* 43: 417–433.
- ROOTH, J. (1989): De Nederlandse broedpopulatie van de Grote Stern *Sterna sandvicensis* 1961–88. – *Limosa* 62: 121–124.
- SCHULZ, R. & M. STOCK (1991): Kentish Plovers and tourists – conflicts in a highly sensitive but unprotected area in the Wadden Sea National Park of Schleswig-Holstein. – *Wadden Sea Newsletter* 1991 (1): 20–24.
- SMIT, C.J., R.H.D. LAMBECK & W.J. WOLFF (1987): Threats to coastal wintering and staging areas of waders. – *Wader Study Group Bull.* 49, Suppl.: 105–113.
- STOCK, M. (1991): Studies on the effects of disturbances on staging Brent Geese: a progress report. – *IWRB Goose Res. Group Bull.* 1: 11–18.
- TASKER, M.L. & M.W. PIENKOWSKI (1987): Vulnerable concentrations of birds in the North Sea. – *Nature Conservancy Council, Peterborough.*
- TWIES, K. (1990): 35-Jahres-Trend (1954–1988) der Häufigkeit von 25 Fisch- und Krebstierbeständen an der deutschen Nordseeküste. – *Arch. FischWiss.* 40: 39–48.
- VAN IMPE, J. (1985): Estuarine pollution as a probable cause of increase of estuarine birds. – *Mar. Poll. Bull.* 7: 271–276.
- WATERMANN, B. & H. KRANZ (1990): Fischkrankheiten. – In: J.L. LOZÁN et al. (Hrsg.): 294–305.
- WEBER, W., S. EHRLICH & E. DAHM (1990): Beeinflussung des Ökosystems Nordsee durch die Fischerei. – In: J.L. LOZÁN et al. (Hrsg.): 252–267.
- WESTERNHAGEN, H. VON, W. HICKEL, E. BAUERFEIND, U. NIERMANN & I. KRÖNCKE (1986): Sources and effects of oxygen deficiencies in the south-eastern North Sea. – *Ophelia* 26: 457–473.
- WHARFE, J.R. (1977): An ecological survey of the benthic invertebrate macrofauna of the lower Medway estuary, Kent. – *J. anim. Ecol.* 46: 93–110.

Anschrift des Verfassers:

Inselstation Helgoland
des Instituts für Vogelforschung,
»Vogelwarte Helgoland«
Postfach 1220
D-2192 Helgoland

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Seevögel - Zeitschrift des Vereins Jordsand zum Schutz der Seevögel und der Natur e.V.](#)

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: [12_SH_1_1991](#)

Autor(en)/Author(s): Hüppop Ommo

Artikel/Article: [Artenschutzprobleme im Nordseebereich 45-52](#)