

# SEEFISCHEREI

## Zur Problematik gebietsfremder Arten in partiell isolierten Ökosystemen<sup>1)</sup>

Joachim Gröger, Institut für Ostseefischerei

Die Einführung gebietsfremder Arten ohne Berücksichtigung ihrer Auswirkungen auf das Nahrungsgefüge ist zur Zeit deshalb ein sowohl politisches als auch wissenschaftliches Diskussionsthema, weil sie in der Vergangenheit unerwünschte Auswirkungen hatte. In Seegemeinschaften und isolierten Flußsystemen können eingeführte Arten sogar gravierende Veränderungen verursachen (Townsend 1991). Da diese negativen Auswirkungen zum Teil erst viel zu spät entdeckt worden sind und das Ausmaß allgemein unterschätzt worden ist, muß vor dem Hintergrund einer verantwortungsvollen Nutzung betroffener Ökosysteme - beruhend auf den Grundsätzen von Nachhaltigkeit und Umweltvorsorge - die Einführung gebietsfremder Arten neu bewertet werden.

### Grundlagen

Unter einer „gebietsfremden Art“ versteht man eine Art, die außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes vorkommt. Man bezeichnet diese Arten manchmal auch als Neobiota oder Exoten bzw. je nach Zugehörigkeit zum Tier- oder Pflanzenreich als Neozoa oder Neophyta. Dabei kann nicht nur die bewußte oder willentliche Einführung zu ökologisch und im Nachgang (sozio-)ökonomisch unerwünschten Effekten führen, sondern auch deren unbeabsichtigte Einführung. Eine besondere Gefahr geht von invasiven gebietsfremden Arten aus, die nicht nur außerhalb ihres eigentlichen Verbreitungsgebietes vorkommen, sondern zugleich die Ökosysteme, Habitats und Arten des für sie neuen Lebensraumes aufgrund ihres invasiven (dominanten, aggressiven) Charakters durch eine Homogenisierung der biologischen Vielfalt bedrohen; d. h., invasive gebietsfremde Arten verändern die lokale Biodiversität auf unterschiedlichen Ebenen (ökosystemar bzw. funktional, populationsbiologisch, genetisch) auf eine unerwünschte Weise. Eine Trennung zwischen einer gebietsfremden und einer invasiven gebietsfremden Art ist in der Praxis jedoch schwierig, da sich eine potentiell invasive Art in ihrem angestammten Gebiet nicht unbedingt invasiv verhält. Nur für die wenigsten invasiven Arten sind entsprechende Charakteristika schon vorher be-

kannt. Hier besteht also ein gewisser Forschungsbedarf, um diese Unsicherheit zu beseitigen. Das heißt aber auch, dass man bei jeder eingeführten Art mit möglichen Umweltschäden - oder anders ausgedrückt - mit einem gewissen Risikopotential rechnen muss.

„Risiko“ ist hier offenbar der zentrale Begriff. Unter Risiko versteht man allgemein das Produkt aus Eintrittswahrscheinlichkeit und Ausmaß des schädigenden Ereignisses (Cansier 1996). Ein Beispiel für die „Eintrittswahrscheinlichkeit“ ist die Wahrscheinlichkeit des Entweichens eingeführter invasiver gebietsfremder Arten aus Aquakulturanlagen. Die Wahrscheinlichkeit des Ausmaßes ergibt sich aus dem Grad der Schädlichkeit (Grad der Aggressivität, Dominanz, Predation, Konkurrenz, Infektionsübertragung etc.). Für beide Komponenten liegen im allgemeinen nur begrenzte (i. d. R. qualitative) Informationen vor, die den Kenntnisstand hinsichtlich des zu erwartenden Risikos unvollständig machen. Die Folge ist ein quantitativ nicht erfaßbares Risikopotential. Da fehlendes Wissen über die Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge das zentrale Merkmal der Vorsorge ist, deckt sich eine vorsichtige Herangehensweise mit dem Vorsorgeansatz (Cansier 1996; Schuldt 1997; Schulte 1999). Juristisch unterscheidet man dabei zwischen Gefahr, „Risiko im engeren Sinne“, und Restrisiko (Cansier 1996). Der Vorsorgeansatz meint nicht etwa die Gefahr, auf die im polizeirechtlichen Sinne mit einer Gefahrenabwehr reagiert werden kann, weil die Schäden so konkret sind, daß sie mit hoher Wahrschein-

<sup>1)</sup> in Anlehnung an Primack 1995.

lichkeit eintreten werden. Der Vorsorgeansatz meint auch nicht das Restrisiko, gegen das nach dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit in verfassungsrechtlich zulässiger Weise nicht eingeschritten werden darf. Vielmehr ist damit das „Risiko im engeren Sinne“ gemeint, für das zwar die genauen Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge unbekannt sind und eine Vorhersage deshalb ungenau ist, für das allerdings ein Schadensverdacht vorliegt. Dieser ist insbesondere dann gegeben, wenn z. B. geplant ist, eine gebietsfremde, möglicherweise invasive Art für Aquakulturzwecke einzuführen. Unwissenheit oder Unsicherheit darf folglich nicht dazu führen, daß eine möglicherweise schädliche Maßnahme weiterhin durchgeführt wird. Vielmehr muß damit solange gewartet werden, bis ihre Unschädlichkeit nachgewiesen ist. Die Umkehrung der Beweislast gemäß dem Vorsorgeansatz fordert dabei den Nachweis der Unschädlichkeit durch den Verursacher bzw. Nutznießer dieser Maßnahme.

### Effekte gebietsfremder Arten

Wie können die unerwünschten Effekte, die dieses Risikopotential entstehen lassen, konkret aussehen? Binnengewässer ähneln insofern Meeresinseln, als sie isolierte, großräumig von unbesiedelbarem Terrain umgebene Lebensräume sind. Das Einsetzen von kommerziell genutzten und dem Angelsport dienenden Fischarten in Seen, in denen sie natürlicherweise nicht vorkommen, hat lange Tradition. Oft sind diese fremdländischen Arten größer und aggressiver als die heimischen Fische und verursachen schließlich deren Aussterben. Ein Beispiel ist das Einsetzen des Reliktkrebschens *Mysis relicta*, einer Spaltfußkrebssart, in den Flathead-See (Montana/USA), die dort als Nahrungsquelle für den für die Sportfischerei zuvor ebenfalls eingeführten Blaurückenlachs (*Oncorhynchus nerka*) dienen sollte. Anstatt des erhofften Vorteils brach die Lachspopulation zusammen, da die Krebschen das vorhandene Zooplankton – das den Fischen ebenfalls als Nahrungsquelle diente – stark dezimierten und sich durch Abwandern in tiefere Wasserschichten dem Wegfraß entzogen. Die Abnahme der Lachse führte in Folge zu einem dramatischen Rückgang der Weißkopf-Seeadler sowie der Grizzlybären, denen sie als Futter dienen (Spencer et al. 1991).

Vor allem endemische Arten, die einen besonderen Beitrag zur globalen Biodiversität leisten, sind gefährdet, wenn natürliche Verbreitungsschranken überschritten werden. Zentren des Endemismus (die Evolution unterschiedlicher Arten in ähnlichen Habitaten) sind ein Hauptgrund für die enorme Vielfalt unserer Natur (Begon et al. 1998). Durch Einwanderung und Einführung invasiver Arten wandelt sich die ursprüngliche Vielfalt lokaler Biozönosen zu homogen zusammengesetzten

Lebensgemeinschaften. Die in der Alten Welt beheimateten Arten sind hierbei besonders invasiv (di Castri 1989): versehen mit Attributen, die sie in einer stark vom Menschen geprägten Umwelt erfolgreich machen, fanden sie mit den Kolonisten (versehentlich oder absichtlich) ihren Weg in neue, bald ebenfalls anthropogen beeinflusste Lebensgemeinschaften, in denen sie sich rasch etablieren konnten (Townsend 1996). So sind in den Seen des ostafrikanischen Grabensystems, die einst einige der artenreichsten aquatischen Lebensgemeinschaften der Erde beherbergten, durch eingeführte Arten irreversible Schäden entstanden. Nachdem man z. B. den Nilbarsch in den Viktoriasee eingesetzt hatte, um dort eine Fischereiindustrie aufzubauen und der See erste Anzeichen einer Eutrophierung zeigte, starben offensichtlich mehrere hundert endemische Buntbarscharten aus (Hughes 1986; Kaufman 1992). In manchen Fällen kann jedoch die Wiedereinführung ursprünglich vorhandener Arten die Biodiversität erhöhen (Beispiel Ostseestör *Acipenser sturio*).

Über 120 Fischarten sind bisher durch den Menschen in Meeresökosysteme, Ästuar und Binnengewässer gelangt, in denen sie bis nicht vorkamen. Teilweise handelte es sich dabei um Versuche, die örtlichen Fischereierträge zu steigern, doch größtenteils waren die Verschleppungen unbeabsichtigte Folgen des Baus von Kanälen und des Ballastwassertransports in Schiffen (Baltz 1991). In der Folge kam es häufig zum Verschwinden oder zu einem starken Rückgang der einheimischen Fischarten, weil diese von den Fremdarten verdrängt oder gefressen wurden.

Aggressive wasserlebende Neubürger gibt es nicht nur unter den Fischen, sondern auch unter den Pflanzen und Wirbellosen. In Nordamerika zählt die Ankunft der Zebramuschel (*Dreissena polymorpha*) in den Großen Seen im Jahre 1988 zu den besorgniserregendsten Einwanderungen der letzten Zeit. Diese kleine, ursprünglich aus dem Kaspischen Meer stammende Muschel, die in Europa inzwischen weit verbreitet ist, reiste vermutlich im Ballasttank eines europäischen Tankers. Innerhalb von zwei Jahren hatte die Zebramuschel in Teilen des Eriesees eine Dichte von 700 000 Individuen pro Quadratmeter erreicht und verdrängte die einheimischen Muschelarten (Stolzenburg 1992). Man fand ein Exemplar einer heimischen Art, das von 10 000 winzigen Zebramuscheln in mehreren Schichten bedeckt war. In den Flüssen Detroit, Cumberland und Tennessee gibt es ebenfalls bereits Zebramuscheln; diese eingeschleppte Art, die sich Richtung Süden ausbreitet, hat das Potenzial, in der Fischerei, an Dämmen und Schiffen enormen wirtschaftlichen Schaden zu verursachen und die artenreichen endemischen Süßwassergemeinschaften, auf die sie trifft, verheerend zu verändern.

Ein etwas anders gelagertes und doch vergleichbares marines Beispiel ist das der Ökosystemüberfischung in Zusammenhang mit Sardellen-Beständen im Auftriebsgebiet vor Peru (Peruanische Sardelle, Anchoveta, *Engraulis ringens*). Von einer Ökosystemüberfischung spricht man allgemein dann, wenn ein Fischbestand aufgrund einer ungünstigen Konstellation natürlicher Umstände sowie von Umständen, die durch die lokale Fischerei bedingt sind, auf allen Populationsebenen soweit reduziert ist, daß er selbst sowie nachfolgende Elemente des Nahrungsgefüges in ihrer Existenz beeinträchtigt sind. Aufgrund der ökologischen, trophischen Vernetzung können dann ganze Ökosysteme negativ betroffen sein. Diese Beeinträchtigung kann mit einem Verdrängungsprozeß der dort ursprünglich ansässigen Fischart durch eine andere, sie funktional ersetzende Art gekoppelt sein. Aufgrund klimatischer Umstände (El Niño) kam es 1972 bei gleichzeitiger fischerlicher Übernutzung der peruanischen Sardellenbestände (Abbildung 1) zum Zusammenbruch der lokalen Sardellenfischerei. Die Folge war ein regionales Zusammenbrechen der Vogel-Populationen, die von diesen Fischbeständen lebten, sowie der gesamten, darauf aufbauenden peruanischen Düngemittel- und Fischmehlproduktion. Dies führte nicht nur zu einer nationalen Wirtschaftskatastrophe, sondern, da die peruanische Guano-Düngemittel- und Fischmehlproduktion einen signifikanten Anteil am Weltmarkt ausmachte, zusammen mit der Ölkrise zu einer Weltwirtschaftskrise. Die südamerikanische Sardine (*Sardinops sagax*), ein anderer heringsartiger Fisch, der ursprünglich weitgehend auf ein Gebiet beschränkt war, das gegenüber dem der Sardelle etwas südlicher lag, weist eine sardellen-ähnliche Ökologie auf. Aufgrund des dramatischen Rückganges der Sardellenbestände konnte die Sardine - nunmehr konkurrenzlos - in das produktivere Sardellengebiet einwandern und sich dort etablieren, mit der Konsequenz,

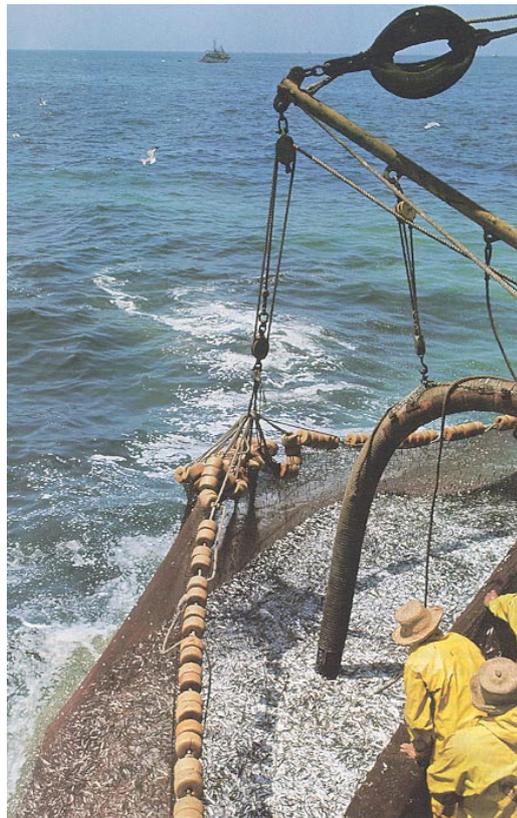


Abbildung 1: Intensive Befischung der Sardellenbestände vor Peru; Absaugen des Fangs aus der Ringwade. 1970 betrug der Fang der Peru-Sardelle (Anchoveta) (*Engraulis ringens*) rund 13 Millionen Tonnen. Nachfolgende Jahre mit starken El Niños und unangemessen intensiver Weiterbefischung ließen die Fischerei völlig zusammenbrechen. Erst 1991 stieg der Ertrag wieder über 6 Millionen Tonnen, brach 1995 bis 1998 nach einem erneuten Hoch von 12 Millionen Tonnen bis auf 2 Millionen Tonnen zusammen und lag im Jahr 2000 etwas über 11 Millionen Tonnen. (Mit freundlicher Genehmigung des Philips-Verlags, London)

daß die Sardellenbestände sich durch diese ökologische Verdrängung bis heute nicht vollständig erholen konnten. Dieses Beispiel verdeutlicht zugleich, daß unter bestimmten Umständen die Trennung zwischen invasiv und nicht-invasiv durchaus fließend sowie indirekt induziert sein kann.

Warum fällt es eingeführten Arten so leicht, in neue Lebensräume einzudringen und die dort heimischen Arten zu verdrängen? Ein Grund ist möglicherweise das Fehlen natürlicher Feinde, die ihr Populationswachstum beschränken würden. Darüber hinaus sind fremde Arten unter Umständen besser als die heimischen Spezies in der Lage, sich Störungen der Umweltbedingungen zunutze zu machen. Durch den Einfluß des Menschen können ungewöhnliche Lebensbedingungen entstehen – beispielsweise Nährstoffeinträge in Ästuare – an die sich exotische Arten manchmal schneller anpassen als einheimische. Die höchste Konzentration von Neubürgern findet man oft in marinen Lebensräumen, die besonders stark durch menschliche Aktivitäten verändert sind.

### Ursachen für den Erfolg eingeführter Arten

Während sich Schädigung, Fragmentierung und Verschmutzung natürlicher Lebensräume, solange die ursprünglichen Arten noch vorhanden sind, zumindest theoretisch im Laufe einiger Jahre oder Jahrzehnte korrigieren und rückgängig machen lassen, ist es unter Umständen unmöglich, eingeführte Arten aus einer Lebensgemeinschaft, in der sie sich etabliert haben, wieder zu entfernen (Coblentz 1990). Solche Arten können sich so stark vermehrt, so weit verbreitet und so gründlich in die Lebensgemeinschaft integriert haben, daß es außerordentlich schwierig und teuer wäre, sie zu eliminieren. Die Vermehrung aggressiver Arten erfolgt auf Kosten anderer einheimischer Spezies, die konkurrenz-

los in das produktivere Sardellengebiet einwandern und sich dort etablieren, mit der Konsequenz,

schwächer sind und dem Räuberdruck weniger gut widerstehen. Eine besondere Klasse von Neubürgern bilden verschleppte Arten, die in ihrem neuen Lebensraum nahe Verwandte besitzen. Wenn solche Organismen sich mit den heimischen Arten und Unterarten kreuzen, können einzigartige Genotypen aus Populationen verschwinden, und taxonomische Grenzen können verschwimmen (Cade 1983). Dies scheint das Schicksal von Pazifischen Lachsen (*Oncorhynchus*) zu sein, wenn sie auf kommerziell genutzte Verwandte treffen. In Nordamerika hat die Art *Oncorhynchus apache* infolge der Zerstörung ihres Lebensraumes und der Konkurrenz eingeführter Arten Teile ihres Verbreitungsgebiets eingebüßt. Darüber hinaus ist es zu umfangreicher Bastardierung mit *O. mykiss* („Regenbogenforelle“) gekommen, einer Art, die als Angelfisch eingeführt wurde (Dowling und Childs 1992).

### Eingeführte Arten und Krankheiten

Krankheitserreger bilden eine wichtige Kategorie von Organismen, die in fremden marinen Lebensräumen Schaden anrichten können. In Pflanzen- wie in Tierpopulationen, ob freilebend oder in Zuchtanlagen, sind Infektionen durch Krankheitserreger verbreitet (Scott 1988; Thorne und Williams 1988). Zu den Krankheitserregern gehören u.a. Bakterien, Pilze und Protozoen. Eingeschleppte Mikroorganismen können Epidemien verursachen, weil heimische Arten kaum Widerstandskraft gegen sie besitzen (u.a. bei in chilenische Gewässer eingeführten europäischen Lachsarten). Die Liste der durch eingeschleppte Krankheiten geschädigten Arten ist umfangreich und vielfältig und enthält beispielsweise den Flußkrebs in Europa. Krankheiten, die in andere Erdteile verschleppt werden, können dort besonders negative Auswirkungen z.B. auf endemische Fischarten haben.

Der Parasitenbefall schädigt und schwächt den Organismus, was sich in einer geringeren Überlebenswahrscheinlichkeit manifestiert. Die Ausbreitung von Krankheiten innerhalb einer Population wird durch Kombination bestimmter Bedingungen erleichtert. D.h., der Ausbruch von Krankheiten ist oft das Endergebnis des Zusammentreffens verschiedener ungünstiger Faktoren. Förderlich ist unter anderem die Kontaktrate zwischen Wirt und Parasiten (Anderson 1982; Anderson und May 1980, 1981, 1991), die wiederum abhängig von der Dichte der Parasiten ist. Ein anderer Faktor, der die Ausbreitung von Krankheiten beeinflusst, ist die Anfälligkeit der Wirte. Ein Parasit kann sich nur dann in einem Wirtsorganismus einnisten, wenn dieser nicht in der Lage ist, die Infektion abzuwehren. Die Anfälligkeit eines Individuums wird teilweise durch dessen Genotyp bestimmt, der ihm ein mehr oder weniger abwehrstarkes Immunsystem verleiht. Auch die Konsti-

tution des Wirtes spielt eine Rolle: Gutgenährte Individuen sind widerstandsfähiger gegen Infektionen (Isliker und Schurch 1981), während sehr alte, junge oder trüchtige Individuen anfälliger sein können. Auch Streß hat sich als Faktor erwiesen, der die Krankheitsanfälligkeit von Tieren erhöht (Vessey 1964).

Die Individuen einer Population unterscheiden sich in ihrer Anfälligkeit für bestimmte Krankheiten. Naturschutzbiologen können hier vor ein Dilemma gestellt sein: Sollte man alle Individuen einer Art vor einer potentiellen Krankheit schützen, um den Bestandsumfang und die genetische Variabilität zu erhalten, oder sollte man der natürlichen Auslese ihren Lauf lassen, so daß diejenigen Individuen, die aufgrund ihrer genetischen Ausstattung am anfälligsten für die Krankheit sind, sterben (Anderson 1991)? Wenn nur einige Individuen eingehen und der Bestand danach immer noch groß ist, hat die Population wahrscheinlich keinen Schaden erlitten und ist vielleicht sogar gestärkt, nachdem sie die Krankheit überstanden hat. Wenn aber viele Individuen sterben und nur ein kleiner Bestand übrig bleibt, gehen der Population viele potentiell wertvolle Allele verloren, und es kann zur sogenannten Inzuchtdepression kommen. Eine Vorhersage, wie virulent eine Krankheit in einer isolierten Population einer seltenen Art sein wird, kann allerdings für Biologen schwierig sein, vor allem wenn die Umweltbedingungen und die Population vom Menschen beeinflusst sind.

Diese Grundprinzipien der Epidemiologie haben leicht ersichtliche praktische Konsequenzen für die Zucht und das Management seltener Arten. Erstens sind sowohl in Gefangenschaft als auch frei lebende Populationen seltener Tierarten einem erhöhten direkten Druck durch Parasiten und Krankheiten ausgesetzt. In isoliert liegenden Schutzgebieten können sich ungewöhnlich hohe Populationsdichten entwickeln, bei denen auch die Übertragungsrate von Krankheiten hoch sein kann. Unter natürlichen Bedingungen sinkt die Infektionsrate in der Regel, wenn Tiere wandern und ihre Exkremente, Speichel, abgestoßene Häute und andere organische Abfallprodukte zurücklassen. In unnatürlich beschränkten Lebensräumen dagegen, wie sie beispielsweise Aquakultur- oder Marikulturanlagen sowie deren Umgebung darstellen, bleiben die Tiere in Kontakt mit diesen potentiellen Infektionsquellen, und die Übertragung von Krankheiten nimmt zu. In solchen Anlagen sind Fische oft in kleinen (Netz-)Käfigen bzw. auf verhältnismäßig engem Raum (Teiche, Buchten, Fjorde o.ä.) zusammengepfercht. Dort kann sich ein Parasit, der ein Exemplar infiziert hat, schnell über den gesamten Bestand ausbreiten (bei Entweichen aus Zuchtanlagen besteht zudem die Gefahr der Übertragung auf Individuen der entsprechenden Wildform).

Andere Effekte der Zerstörung ihrer Lebensräume können die Krankheitsanfälligkeit von Tieren indirekt steigern. Wenn eine Wirtspopulation infolge Lebensraumzerstörung auf kleinerer Fläche zusammengedrängt wird, nimmt die Qualität des Lebensraumes oft ab, und das Nahrungsangebot verschlechtert sich. In der Folge sind die Tiere schlechter ernährt, schwächer und anfälliger für Krankheiten. Eine hohe Bevölkerungsdichte kann auch sozialen Streß zur Folge haben, wodurch die körperliche Widerstandsfähigkeit abnimmt. Territoriale Tiere wie beispielsweise der Stichling in (Ostsee) Küstennähe, verteidigen ihr Revier gegen eindringende Artgenossen; mit dem Verlust geeigneter Lebensräume nimmt die Häufigkeit von Kämpfen und Verletzungen bei solchen Arten zu, wodurch die Widerstandsfähigkeit gegen Krankheiten sinkt.

Schließlich können entflozene Tiere unter Umständen mit anderen Arten in Kontakt kommen, so daß Infektionen von einer Art auf die andere übergreifen können. Verbreitete, gegen einen Parasiten relativ resistente Spezies stellen manchmal Reservoirs für diesen Parasiten dar, der dann Populationen anfälliger Arten infizieren kann. Dies kann sogar den Menschen betreffen (Anderson and May 1991).

### Zur spezifischen Situation in Nord- und Ostsee

Biodiversität, Vielfalt von Habitaten und das Spannungsfeld zwischen Nutzung und Erhalt der natürlichen Meeresumwelt sind Themen, die in der Fischerei und Meeresforschung in Deutschland und weltweit seit Jahren intensiv verfolgt werden. Das Problem der invasiven Arten wird im Nordostatlantik übernational im Biodiversitätskomitee (BDC) der Oslo-Paris Konvention (OSPAR) behandelt (OSPAR BDC 00/15/1-E p.18). Hierzu wird u.a. eine internationale Datenbank eingerichtet, die auf einer bereits unter der Helsinki Kommission (HELKOM) für die Ostsee entwickelten Datenbank aufbauen soll (Baltic Sea Alien Species Database, <http://www.ku.lt/nemo/header1.htm>).

Die wissenschaftlichen Grundlagen für die Behandlung des Themas in OSPAR und HELKOM trägt u.a. die Arbeitsgruppe „Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms“ (WGITMO) des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES) jährlich zusammen. Der aktuelle Report der Arbeitsgruppe wurde im Oktober 2001 dem Advisory Committee on the Marine Environment (ACME) des ICES vorgelegt (ICES CM 2001 / ACME:08) und kann im web abgerufen werden ([www.ices.dk](http://www.ices.dk)). Die deutsche Zuarbeit zu der Arbeitsgruppe erfolgt aus unterschiedlichen Meeresforschungsinstituten und wird von der Deutschen

Wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung (DWK) koordiniert (Die DWK ist ein Beratungsgremium des BMVEL/BMU; [www.dwk-meeresforschung.de](http://www.dwk-meeresforschung.de)). Die Ressortforschung des BMVEL ist durch BFA Fischerei im Bereich der Überwachung des Vorkommens von Fischarten – Zuwanderungen fremder Arten und für Aquakulturzwecke eingeführte oder genetisch modifizierte Arten – beteiligt.

Die HELKOM-Liste der gebietsfremden Arten der Ostsee enthält 28 Fischarten, von denen die meisten im Süßwasser der Bodden und Flußmündungen vorkommen und von Menschen eingeführt wurden. Darunter befinden sich auch Arten pazifischer Lachse (Gattung *Oncorhynchus*), die möglicherweise in Wechselwirkung mit einheimischen Lachsen (Gattung *Salmo*) treten können. Generell sind derzeit aber keine akuten Verdrängungsprobleme durch invasive Fischarten bekannt. Gebietsfremde Fischarten treten in der Nordsee durch klimatische Veränderungen natürlicherweise auf (Sardinen, Meeräschen, Sardellen bei Erwärmung der südlichen Nordsee) stellen aber keine ökologische Bedrohung im Sinne der „invasive Arten“ Problematik dar.

Stark invasive Arten mit Bedrohungspotenzial finden sich dagegen unter Krebstieren, Mollusken und Algen. Wichtigster Transportvektor für diese Einführungen ist (neben den gewollten Ansiedelungen aus ökonomischen Gründen) der Transport von Ruhestadien, Eiern und Larven im Ballastwasser großer Seeschiffe. Eine Zusammenfassung und Bewertung des Vorkommens von Neozoa im Makrobenthos an der deutschen Nordseeküste geben Nehring und Leuchs (BfG Koblenz 1999). Die Autoren kommen hier zu dem Schluss, dass aufgrund der vielen unbesetzten ökologischen Nischen des postglazialen Lebensraumes Küstenmeer viele Ansiedlungsmöglichkeiten für Neuzuwanderer gegeben sind und mit weiteren Invasionen gerechnet werden muss. Allerdings wurden bisher keine relevanten ökologischen oder ökonomischen Effekte durch die bisher etablierten Neozoa an der deutschen Nordseeküste nachgewiesen.

### Zitierte Literatur

- Anderson, R. M. 1982. Epidemiology. In: Cox, F. E. G. (Hrsg.). Modern parasitology. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 1982: 205-251.
- Anderson, R. M. 1991. Populations and infection diseases: ecology or epidemiology? *Journal of Animal Ecology* 60: 1-50.
- Anderson, R. M. und May, R. M. 1980. Infectious diseases and population cycles of forest insects. *Science* 210: 658-661.
- Anderson, R. M. und May, R. M. 1981. The population dynamics of microparasites and their invertebrate hosts. *Philosophical transactions of the Royal Society of London* 291: 451-524.

- Anderson, R. M. und May, R. M. 1991. Infectious diseases of humans: dynamics and control. Oxford University Press, Oxford.
- Baltz, D. M. 1990. Introduced fishes in marine systems and inland seas. *Biological Conservation* 56: 151-177.
- Begon, M. E., Harper, J. L. und Townsend, C. R. 1998. Ökologie. Spektrum-Verlag, Heidelberg.
- Cade, T. J. 1983. Hybridization and gene exchange among birds in relation to conservation. In: C. M. Schonewald-Cox, S. M. Chambers, B. Mac Bryde und L. Thomas (Hrsg.). *Genetics and Conservation. A reference for managing wild populations*. Benjamin/Cummings, Menlo Park, CA: 288-309.
- Cansier, D. (1996): *Umweltökonomie*. Lucius & Lucius Verlag, Stuttgart. 394 pp.
- Coblentz, B. E. 1990. Exotic organisms: A dilemma for conservation biology. *Conservation Biology* 4: 261-265.
- Darling, J. D. 1988. Working with whales. *National Geographic* 174(6): 886-908.
- di Castri, F. 1989. History of biological invasions with special emphasis on the old world. In: Drake, J. A., Mooney, H. A., di Castri, F., Groves, R. H. Kruger, F. J., Rejmanek, M., Williamson, M. (1989). *Biological invasions: a global perspective*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Dowling, T. E. und Childs, M. R. 1992. Impact of hybridization on a threatened trout of the southwestern United States. *Conservation Biology* 6: 355-364.
- Drake, J. A., Mooney, H. A., di Castri, F., Groves, R. H. Kruger, F. J., Rejmanek, M., Williamson, M. 1989. *Biological Invasions: A Global Perspective*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Getz, W. M. und Haight, R. G. 1989. *Population Harvesting: Demographic Models of Fish, Forest, and Animal Resources*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Hughes, N. F. 1986. Changes in the feeding biology of the Nile perch (*Lates Nilotica* L.) (Pisces: Centropomidae) in Lake Victoria, East Africa, since its introduction in 1960, and its impact on the native fish community of the Nyanza Gulf. *Journal of Fish Biology* 29: 541-548.
- Islaker, H. und Schurch, B. (Hrsg.) 1981. The impact of malnutrition and immune defense in parasitic infections. Veröffentlichungsreihe der Nestlé-Stiftung, Band 2.
- Loope, L. L., Hamann, O. und Stone, C. P. 1988. Comparative conservation biology of ocean archipelagos: Hawaii and the Galapagos. *BioScience* 38: 272-282.
- Ludwig, D., Hilborn, R. und Walters, C. 1993. Uncertainty, resource exploitation, and conservation: Lessons from history. *Science* 260: 17, 36.
- Goodwin, J. R. 1990. *Crises in the World's Fisheries: People, Problems and Politics*. Stanford University Press, Stanford, CA.
- Kaufman, L. 1992. Catastrophic change in a species-rich freshwater ecosystem: Lessons from Lake Victoria. *BioScience* 42: 846-858.
- Mooney, H. A. und Drake, J. A. (Hrsg.) 1986. *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii*. Ecological Studies, Bd. 58. Springer-Verlag, New York.
- Leuchs und Nehring 1999. Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste. Eine Übersicht. Bericht der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz.
- Primack, R. B. 1995. *Naturschutzbiologie*. Spektrum-Verlag, Heidelberg. 713 pp.
- Safina, C. 1993. Bluefin tuna in the West Atlantic: Negligent management and the making of an endangered species. *Conservation Biology* 7:229-234.
- Schuldt, N. 1997. *Rationale Umweltvorsorge. Ökonomische Implikationen einer vorsorgenden Umweltpolitik*. Economica Verlag. 231 pp.
- Schulte, H. 1999. *Umweltrecht*, C. F. Müller Verlag, Hüthig GmbH, Heidelberg. 291 pp.
- Scott, M. E. 1988. The impact of infection and disease on animal populations: Implications for conservation biology. *Conservation Biology* 2: 40-56.
- Soul, M. E. 1990. The onslaught of alien species and other challenges in the coming decades. *Conservation Biology* 4: 233-239.
- Spencer, C. N., McClelland, B. R., Stanford, J. A. 1991. Shrimp stocking, salmon collapse, and eagle displacement. *BioScience* 41: 14-21.
- Stolzenburg, W. 1992. The mussels' message. *Nature Conservancy* 42: 16-23.
- Thorne, E. T. und Williams, E. S. 1988. Disease and endangered species: The blackfooted ferret as a recent example. *Conservation Biology* 2: 66-74.
- Townsend, C. R. 1991. Exotic species management and the need for a theory of invasion ecology. *New Zealand Journal of Ecology* 15: 1-3.
- Townsend, C. R. 1996. Invasion biology and ecological impacts of brown trout (*Salmo trutta*) in New Zealand. *Biological Conservation*.
- Vessey, S. H. 1964. Effects of grouping on levels of circulating antibodies in mice. *Proceedings of the Society for Environmental Biology and Medicine* 115: 252-255.



## Hinweis zum

## Jahresbericht der Bundesforschungsanstalt für Fischerei 2001

Im Jahresbericht der Bundesforschungsanstalt befinden sich auf den Seiten 6 und 7 (Organisation und Personal) einige kleinere Ungenauigkeiten. Bitte ziehen Sie im Zweifelsfall die korrigierte Fassung, die sich im Internet befindet ([http://www.bfa-fisch.de/iud/iud-d/jahresberichte/jb\\_dt.htm](http://www.bfa-fisch.de/iud/iud-d/jahresberichte/jb_dt.htm)), zum Vergleich heran.