

Aktueller Wissensstand zur Bewertung von anthropogenen Einflüssen auf Schweinswale in der deutschen Nordsee

Meike Scheidat und Ursula Siebert

1. Zusammenfassung

Der Schweinswal (*Phocoena phocoena*) ist die einzige heimische Walart in deutschen Gewässern. Durch seine küstennahe Verbreitung ist er in besonderer Weise anthropogenen Einflüssen ausgesetzt. In diesem Beitrag wird ein Überblick über die aktuellen Bedrohungen gegeben, die auf den Schweinswal wirken. Dazu gehört unter anderem die Überfischung der Meere, der Beifang in der Fischerei, die Belastung durch Schadstoffe und die Beeinträchtigung des Habitats durch Lärm. Eine neue potentielle Beeinträchtigung liegt in der Planung von Windenergieanlagen (WEA) im Offshore-Bereich von deutschen Gewässern. Eine mögliche Störung könnte z.B. durch eine Vertreibung von Tieren aus dem

Baugebiet durch den Bau- oder Betriebslärm und damit einem Habitatverlust für die Population liegen. Am konkreten Beispiel der biogeographischen Population von Schweinswalen in der deutschen Nordsee wurde ein einfaches logistisches Populationsmodell angewandt, um den Einfluss von Habitatverlust und Beifang auf die Tiere zu verdeutlichen. Dabei wurden verschiedene Beifangraten alleine (kein Beifang, 1%, 1.7% und 4.3%) bzw. in Verbindung mit Habitatverlust (30% über 15 Jahre) betrachtet. Außerdem wurde untersucht, inwieweit ein Fischereistopp in den zukünftig bebauten Gebieten mit einer entsprechenden angenommenen Reduktion des Beifanges auf die Population wirken würde. Die verschiedenen Szenarien zeigen, dass momentan jeder weitere Eingriff,

der zu einer Erhöhung der Sterblichkeit, Herabsetzung der Fortpflanzung oder zu einem Habitatverlust führt, die negative Populationsentwicklung beschleunigt und langfristig zum Aussterben der Schweinswale in deutschen Gewässern führen wird. Daher müssen dringend weitere Eingriffe besonders in Schweinswalskonzentrationsgebieten vermieden und vorhandene Belastungen (Fischerei, etc.) umgehend minimiert werden.

Summary

Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) are the only cetacean species occurring in German waters. Due to its coastal distribution it is especially susceptible to anthropogenic disturbance. This paper is providing an overview over the currently known anthropogenic impacts acting on harbour porpoises. The main effects include overfishing of the oceans, by-catch in fishery, accumulation of pollutants and the degradation of habitat through noise. A new potential negative impact lies in the construction of Offshore-windmillparks in German waters. A potential effect of such a park could be a displacement of porpoises due to construction and operation noise and subsequent habitat loss. Using the example of the biogeographic population of porpoises in the German North Sea a simple logistic population model is applied to simulate changes in habitat availability and by-catch rate. Different bycatch rates (none, 1%, 1.7% and 4.3%) were considered by themselves, as well as in combination with habitat loss (30% over a time period of 15 years). Additionally models were used to simulate the effect if a bycatch reduction would occur in the building sites. The different scenarios show that in the current situation any reduction of reproduction, increase of mortality or habitat loss will accelerate the negative population trend and on a long term will lead to extinction of the harbour porpoise in German Waters. Therefore any additional negative impacts especially in areas of high density of harbour porpoises have to be avoided and bycatch needs to be reduced immediately.

2. Einleitung

In den letzten Jahren hat die Diskussion um eine Ausweitung verschiedener anthropogener Nutzungen im deutschen Offshore-Meeresbereich (Hoheitsgewässer und Ausschließliche Wirtschaftszone – AWZ) deutlich zugenommen. Dabei wird insbesondere diskutiert, inwieweit der Bau von Wind-

Herausgeber
Verein Jordsand zum Schutze der Seevögel und der Natur e.V.
Verantwortl. i.S.d.Presseges.: Dr. Veit Hennig
c/o Verein Jordsand „Haus der Natur“ Wulfsdorf
22926 Ahrensburg

Schriftleitung
Uwe Schneider
Dr. Veit Hennig
„Haus der Natur“ Wulfsdorf, 22926 Ahrensburg
Telefon (0 41 02) 3 26 56

Manuskripttrichtlinien
in Seevögel Bd. 21/Heft 3 (2000).
Autoren erhalten bis zu 30 Stück ihres Beitrages kostenlos,
auf Anfrage weitere gegen Bezahlung.

Internationale Standard Serial Number
ISSN 0722-2947

Druck
Zachow Offsetdruck Burgdamm 8 · 19370 Parchim
Tel. 0 38 71-26 71 61 · Fax 0 38 71-21 30 66

Auflage
6000 Stück

Diese Zeitschrift ist auf umweltverträglich hergestelltem Papier gedruckt. Das heißt, bei der Produktion der Faserstoffe wurde keine Chlorbleiche verwendet. Dieses neuartige Verfahren ist ein wichtiger Beitrag zum Schutze unserer Gewässer.

Namentlich gezeichnete Beiträge stellen die Meinung des Verfassers, nicht unbedingt die der Schriftleitung dar.

Rezensionsexemplare von Büchern oder Zeitschriften bitten wir an die Schriftleitung zu senden.

Der Bezugspreis für diese Zeitschrift ist im Mitgliedsbeitrag (derzeit mindestens 30 EURO) enthalten.

Vorstand des Verein Jordsand
1. Vorsitzender:
Dr. Veit Hennig
Universität Hamburg - Institut für Zoologie
Modul Ökologie und Naturschutz
Martin-Luther-King-Platz 3, 20146 Hamburg
Tel.: (040) 42838-4235 (d)
Fax: (040) 42838-5980 (d)
Veit.Hennig@jordsand.de

2. Vorsitzender:
Andreas Hoppe
Müllerweide 9 d, 22391 Hamburg
Tel.: (040) 5362723
E-mail: Andreas.Hoppe@jordsand.de

Geschäftsführendes Vorstandsmitglied:
Manfred Hamann
Rohrammerweg 24, 21147 Hamburg
Tel.: (040) 7 96 68 41

Wissenschaftliches Vorstandsmitglied
Prof. Ragnar Kinzelbach
c/o Haus der Natur
Bornkampsweg 35, 22926 Ahrensburg

Schriftführer:
Wolfgang Schröder
Im Winkel 3, 20251 Hamburg
Tel.: (040) 46 48 11, Fax: (040) 46 40 34
E-mail: w.schroeder@hamburg.de

Schatzmeisterin:
Janin Diepholz
Kaudiekskamp 11b, 22395 Hamburg

Vertreter Mecklenburg-Vorpommern
Joachim Neumann
Robiniestr. 117, 17033 Neubrandenburg
Tel.: (0395) 469 03 64
E-mail: buverne@gmx.de

Vertreter der Jugendgruppe
Lasse Schindler
Kamp 2 b, 22941 Hammoor
Tel.: (0 45 32) 86 71

Ehrevorsitzender
Prof. Dr. Gottfried Vauk
»Haus der Natur« Wulfsdorf, 22926 Ahrensburg

Geschäftsführer und Geschäftsstelle
Uwe Schneider
»Haus der Natur« Wulfsdorf, 22926 Ahrensburg
Tel. (0 41 02) 3 26 56, Fax: (0 41 02) 3 19 83
E-mail: info@jordsand.de
Homepage: www.jordsand.de

Institut für Naturschutz- und Umweltschutzforschung (INUF) des Verein Jordsand
»Haus der Natur« Wulfsdorf, 22926 Ahrensburg
Telefon (0 41 02) 5 80 60
E-mail: INUF@jordsand.de

Bankverbindungen
Postgirokonto Hamburg
(BLZ 200 100 20)
Kto.-Nr. 3 678-207

Sparkasse Stormarn
(BLZ 230 516 10)
Kto.-Nr. 90 020 670

energieanlagen (WEA), aber auch Schiffsverkehr oder großflächiger Kiesabbau einen Einfluss auf die dort vorkommenden marinen Säuger insbesondere auf Wale hat. Der einzige in Deutschland heimische Wal ist der Schweinswal (*Phocoena phocoena*) der im Rahmen von verschiedenen internationalen Schutzabkommen geschützt ist. So wurde z.B. 1991 von den Anrainerstaaten der Nord- und Ostsee das »Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic and North Seas« (ASCOBANS) abgeschlossen, welches 1994 in Kraft trat. In diesem Schutz- und Managementplan verpflichteten sich die Vertragsstaaten zu Habitatschutz und -management, Überwachung und Forschung, Verminderung der Umweltverschmutzung und Bewusstseinsbildung in der Öffentlichkeit.

Der Schweinswal gehört mit seinen knapp 1.80 m zu den kleinsten Walen der Welt und ist durch sein unauffälliges Verhalten in der freien Natur schwer zu erforschen. Die meisten Daten über die Biologie des Schweinswales konnten bei Untersuchungen an Totfunden erhoben werden. Daher weiß man, dass die Tiere mit ungefähr 5 Jahren geschlechtsreif sind und bis zu 24 Jahre alt werden können (LOCKYER 1995, BENKE et al. 1998, HOHN & BROWNELL 1990). Im Durchschnitt leben die meisten Tiere vermutlich 12 Jahre (WOODLEY & READ 1991). Weltweit ist der Schweinswal auf der Nordhalbkugel in kalten und gemäßigten Küsten- und Schelfmeeren verbreitet. Im Nordostatlantik kommt der Schweinswal von den nördlichen Küstengewässern Norwegens bis in den Englischen Kanal vor. Im Englischen Kanal sowie in der Ostsee (der »Baltic Proper«, d.h. das Gebiet östlich der Darßer und Linham Schwelle) gab es ein historisch belegtes Vorkommen, diese Bestände sind momentan aber als stark reduziert anzusehen (EVANS 1980, BERGGREN et al. 2002). Über die räumliche und zeitliche Verteilung von Schweinswalen in der Deutschen Bucht und der deutschen Ostsee ist wenig bekannt, da die bisherigen Erfassungen selten großräumig und meist nur im Sommer stattfanden. Aktuelle Ergebnisse von Flugzählungen in deutschen Gewässern zeigen, dass die Schweinswale nicht gleichmäßig verteilt sind, sondern dass es zu saisonal hohen Dichten in bestimmten Gebieten kommen kann (SCHEIDAT et al. 2003).

Die Frage, inwieweit und wann diese Walart durch anthropogene Aktivitäten wie z.B. der Errichtung von Offshore-Bauwerken erheblich gestört wird, interessiert Naturschützer ebenso wie Politiker und Wissenschaftler. In diesem Beitrag wird ein

Überblick über die aktuellen Einflüsse auf den Schweinswal gegeben. Am konkreten Beispiel der Population in der deutschen Nordsee wird außerdem der Status der Schweinswale und mögliche Auswirkungen von weiteren anthropogenen Einflüssen abgeschätzt.

3. Anthropogene Einflüsse auf den Schweinswal

Aufgrund ihres küstennahen Vorkommens sind Schweinswale weltweit anthropogenen Einflüssen besonders stark ausgesetzt. Dabei ist es kaum möglich, neben den direkten Effekten auch alle indirekten Effekte und insbesondere die kumulativen Effekte auf die Schweinswale darzustellen bzw. abzuschätzen. An dieser Stelle soll versucht werden, die inzwischen bekannten Einflüsse (z.B. in ASCOBANS 2000, ICES 2003) in kurzer Form darzulegen.

3.1 Umweltbelastung

Marine Habitate werden durch eine Vielzahl von Umweltgiften verunreinigt. Da Schweinswale wie die meisten marinen Säugetiere am Ende einer Nahrungskette stehen, akkumulieren sie besonders hohe Konzentrationen dieser Stoffe. Zu den bisher untersuchten Umweltgiften im Meer gehören Pestizide, wie DDT (Dichlordiphenyltrichlorethan) oder industrielle Chemikalien wie PCB (Polychlorierte Biphenyle), aber auch Schwermetalle. Der negative Einfluss von lipophilen Umweltchemikalien auf das Immunsystem, das Endokrinium und das Fortpflanzungssystem von marinen Säugern wurde in Feldstudien, Tierversuchen und in vitro-Experimenten bestätigt (z.B. REIJNDERS 1986, ROSS et al. 1996, REIJNDERS et al. 1999, ROSS et al. 2000). Für die Schweinswale aus der Nord- und Ostsee belegen toxikologische Untersuchungen eine 10fach höhere Belastung mit PCBs als Tiere aus den vergleichsweise unbelasteten arktischen Gewässern um Grönland. SIEBERT et al. (1999) untersuchten die Bioakkumulation von Quecksilber in Schweinswalen aus der deutschen Nord- und Ostsee und deren Auswirkungen auf den Gesundheitsstatus der Tiere. Akute oder chronische Intoxikationen wurden nicht nachgewiesen. Jedoch bestand ein Zusammenhang des Schadstoffgehaltes in den Organen mit dem Schweregrad pathologischer Veränderungen der Tiere. Ein ähnlicher Sachverhalt fand sich in toxikologischen Studien an Schweinswalen um England und Wales (JEPSON et al. 1999). Die Ursache für diese erhöhte Krankheitsan-

fälligkeit wird im Zusammenhang mit einer möglichen immunsuppressiven Wirkung der verschiedenen Schadstoffklassen diskutiert (JEPSON et al. 1999, SIEBERT et al. 1999, WÜNSCHMANN et al. 2001). In den letzten Jahren werden zunehmend neuere hormonwirksame Schadstoffe wie PBDE (Polybromierte Diphenylether) und Toxaphene untersucht. So konnte beispielsweise ein Zusammenhang zwischen PBDE-Belastung und Schilddrüsenveränderungen, sowie eine Abnahme von Immunzellen nachgewiesen werden (SIEBERT et al. 2002).

3.2 Schifffahrt

Für größere Walarten, wie z.B. dem Pottwal (AGUILAR et al. 2000), kann die Schifffahrt ein Kollisionsrisiko darstellen, für den Schweinswal ist dies jedoch nicht nachgewiesen. Dagegen führt ein vermehrter Schiffsverkehr, insbesondere entlang der großen Verkehrstrennungswege in der Deutschen Bucht, zu einer konstanten Lärmbelastung (siehe nächster Abschnitt). Zusätzlich führt die Schifffahrt zu einem Anstieg der generellen Verschmutzung der Meere durch verunreinigtes Bilgenwasser, Ballastwasser und Müll, der teilweise über Bord gegeben wird. Außerdem tragen auch die Anstriche der Schiffe mit Antifouling-Farben zur Freigabe von toxischen Substanzen im Wasser bei. Eine weitere potentielle Gefahr geht von Schiffshavarien aus, bei denen Treibstoffe bzw. Öl ins Meer gelangen können.

3.3 Lärmbelastung

Schweinswale sind in besonderer Weise auf ihr Gehör angewiesen. In den oft trüben Gewässern hilft ihnen ihr Sonarsystem nicht nur bei der Navigation sondern ist auch Grundvoraussetzung für die erfolgreiche Jagd ihrer Beute und der Kommunikation zwischen Artgenossen (z.B. KASTELEIN et al. 1997). Im letzten Jahrhundert ist der Lärm im Meer durch verschiedene menschliche Aktivitäten stark angestiegen. Dazu gehört der oben erwähnte Schiffsverkehr, der Arbeitslärm auf Öl- und Gasplattformen, seismische Untersuchungen, der Bau von Offshore-Bauwerken (z.B. Windkraftanlagen, Unterwasserpipelines), wissenschaftliche Experimente und insbesondere der Einsatz von tieffrequentem Sonar bei militärischen Übungen. Die Effekte auf die Wale sind abhängig von der Stärke und Frequenz der Lautquelle und können daher sehr unterschiedlich ausfallen. Bei einer geringen Lärmbelastung kommt es viel-

leicht nur zu einer kurzfristigen Verhaltensänderung eines Tieres, dagegen könnte eine laute Explosion zu seinem Tod führen. Im Folgenden sind einige der wichtigsten Effekte aufgeführt.

Habitatvertreibung

Unterschiedliche Forschungsergebnisse weisen darauf hin, dass Industrielärm im Meer verantwortlich für die Vertreibung von verschiedenen Walarten aus ihrem Habitat ist (MALME et al. 1983, RICHARDSON et al. 1990, RICHARDSON et al. 1991). Für Schweinswale weiß man aus der Begleitforschung des Windparks von Horns Rev in Dänemark, dass die Tiere aufgrund von Vergrämungslauten (z.B. »Pingern«) und den Rammarbeiten für die Fundamente der Windenergieanlagen das Untersuchungsgebiet großräumig verließen (TOUGAARD et al. 2003). Ein anderes interessantes Beispiel für eine Habitatvertreibung durch Lärm ist der Einsatz von akustischen Lautgebern (sogenannte »AHD« – acoustic harassment devices) zur Vertreibung von Robben, die Fisch aus den Netzen von Lachsfarmern fressen. In British-Columbia hat der Einsatz von diesen AHD an Lachsnetzen zu einem großskaligen Habitatausschluss für Schweinswale geführt (OLESIUK et al. 1995). Das gleiche konnte für die dort vorkommenden Schwertwale (*Orcinus orca*) nachgewiesen werden (MORTON & SYMONDS 2002). Für die Robben dagegen gelten sie als »Dinner Bell«, d.h. als ein Signal für Fisch, und führen so zu einem Anlocken der Tiere an die Netze. Dies kann bei den Robben wiederum zu Hörschädigungen bis zur Taubheit führen.

Ein anderes Gerät, der »Pinger« wird eingesetzt, um Schweinswale auf Netze im Wasser aufmerksam zu machen und so ihren Beifang und Tod zu verhindern. Dieser positive Effekt wurde in verschiedenen Untersuchungen bestätigt (z.B. KRAUS et al. 1997, BARLOW & CAMERON 2003). Es gibt aber auch Hinweise darauf, dass durch den Einsatz von Pingern große Bereiche von Habitaten für die Wale nicht mehr nutzbar sind (LARSEN 2000, TEILMANN 2000). Damit ist es möglich, dass Schweinswale zwar nicht mehr als Beifang verenden, aber gleichzeitig aus ihrem Habitat vertrieben werden.

Stress

Ein Anstieg von Lärm oder anderen Störungen führt bei marinen Säugetieren zu einer erhöhten Aktivität der Drüsen, die die Stresshormone wie das Kortisol produzieren (in WELCH & WELCH 1970). Längerfristiger Stress kann in Walen zu negativen Effekten führen (SEYLE 1973, THOMSON & GERACI 1986, ST. AUBIN & GERACI 1988),

dazu gehören zum Beispiel (zusammengefasst in SIMMONDS et al. 2003): Reduktion des Infektionswiderstandes (COHN 1991), Abnahme der Reproduktionsfähigkeit (MOBERG 1985), Reduktion in der Lebenserwartung (SMALL & DEMASTER 1995), schlechter Ernährungszustand (SMITH & BOYD 1991), Magengeschwüre (BRODIE & HANSON 1960) und Arteriosklerose (RADCLIFFE et al. 1969).

Physiologische Schädigung von Gewebe und Organen

Intensive Laute können plötzliche Veränderungen im Druck hervorrufen. Diese können laut KETTEN (1995) in zwei Kategorien eingeteilt werden: 1) Letale Druckwellen-Verletzungen (»blast«) und 2) Subletale akustische Traumata. Die letalen Effekte führen zum sofortigen Tod oder zu einer ernsthaften Verletzung der Tiere, die dann nachfolgend den Tod bedingt. Dabei sind die Tiere der intensiven Lautquelle (z.B. Unterwasserexplosion) meist sehr nah. Es kommt zu subletalen Effekten durch Schädigungen des Ohres wenn Geräusche oberhalb der physiologisch festgelegten Toleranzgrenze liegen. Zu diesen Effekten gehört eine zeitweilige Verschiebung der Hörschwelle (TTS – temporary threshold shift) oder eine permanente Verschiebung der Hörschwelle (PTS – permanent threshold shift). Werden Wale durchgehend einer lauten chronischen Schallquelle ausgesetzt, so kann dies auch zu generellen Schädigungen des Gehörs führen. Dies reduziert die Überlebensfähigkeit da die Orientierung und Nahrungsaufnahme behindert sind.

Gewöhnung und Sensibilisierung

Wenn ein Tier einer schmerzhaft lauten Lärmquelle ausgesetzt wurde, so kann es zur Sensibilisierung kommen. Das Tier wird den Ort der Schallquelle von nun an meiden. Bei einer Gewöhnung ist eine Lärmquelle nicht mehr neu, so dass die Tiere sie nicht mehr vermeiden, obwohl negative Effekte auftreten können. COX et al. (2001) haben anhand von Experimenten gezeigt, dass sich Schweinswale an »Pinger« (Vergrämer) im Netz gewöhnen und nach kurzer Zeit ihre Echolokation so reduzieren, dass als Folge ein besseres Erkennen der Netze nicht mehr möglich ist. In der freien Natur sind aus methodischen Gründen solche Effekte kaum zu beobachten. Eine teilweise oder langsam voranschreitende Taubheit kann dann fälschlicherweise als Gewöhnung oder Toleranz interpretiert werden.

Maskierung von biologischen Geräuschen

Wenn eine konstante Lautquelle die biologischen Geräusche überdeckt, also mas-

kiert, so kann dies verschiedene Effekte auf die betroffenen Schweinswale haben. Werden die Echos der Echolokationsklicks (des Sonars) nicht mehr gehört, so kann auch eine potentielle Beute nicht mehr aufgespürt werden. Auch andere Echos werden dann nur noch schwächer wahrgenommen. Dies könnte zu einem vermehrten Beifang in Fischernetzen führen, da es so noch schwieriger für Schweinswale sein könnte, die Netze zu entdecken.

Neben dem Echo des eigenen Sonars muss der Schweinswal auch die charakteristischen Laute von Beutetieren und Artgenossen erkennen können. Geschieht dies nicht oder nur vermindert kann das soziale Verhalten, wie z.B. das Fortpflanzungsverhalten, gestört werden. Am dramatischsten wäre ein solcher Effekt bei Mutter-Kalb-Paaren. Für Delphine ist bekannt, dass das Kalb sofort nach der Geburt durch akustische Signale die Kommunikation mit der Mutter aufrecht hält (REISS 1984, MCGOWAN & REISS 1995). Werden diese Laute maskiert, kann es zu einer Trennung von Mutter und Kalb kommen. Darüber hinaus nutzen die Schweinswale die Echolokationsklicks auch zur Navigation und Orientierung, insbesondere in den trüben Gewässern des Wattenmeeres. Eine Maskierung der Laute würde auch diese Funktionen beeinträchtigen.

Verhaltensänderungen

Andere Auswirkungen von Lärm sind schwieriger zu erfassen. Darunter fallen Verhaltensänderungen wie Flucht vor der Lärmquelle, Veränderung von Reproduktions- und Fressverhalten, Veränderung von Lautgebung oder auch Erhöhung der Schwimmgeschwindigkeit. Bei der Rammung von Windkraftanlagen in Horns Rev konnte beobachtet werden, dass während der Rammarbeiten die Schweinswale vom ungerichteten Schwimmen (meistens assoziiert mit Fress- oder Sozialverhalten) zu gerichtetem Schwimmen wechselten (TOUGAARD et al. 2003). Bei seismischen Untersuchungen in der Arktis konnten für andere Wale, wie z.B. den Grönlandwal, Veränderungen im Verhalten in Entfernungen von mehreren hundert Kilometern beobachtet werden (GORDON et al. 1998). Schweinswale müssen wie alle Walarten auch beim Schlafen einen Teil ihres Gehirns für die Atmung wach halten (MUKHAMETOV 1984). Daher ist das Ruheverhalten für Schweinswale, insbesondere bei Jungtieren, besonders wichtig. Wird dies immer wieder und über einen längeren Zeitraum gestört, so kann man von einer Reduktion des Gesundheitszustandes (»Fitness«) ausgehen und damit von einem potentiellen

Anstieg der Sterblichkeit. BAIN (2002) modellierte für Schwertwale einen Effekt von »Whale-watching«-Booten, bei dem die Reduktion von Fress- und Ruheverhalten zu einer Abnahme der Population führte. Das Verhalten von Schweinswalen wird aber auch durch andere interne und externe Faktoren beeinflusst, die wir als Beobachter nicht einschätzen können. Dazu gehört auch in welchem Stadium der Fortpflanzung das Tier sich befindet. So wird z.B. während einer Paarung der Effekt einer Lautgebung anders eingeschätzt werden als während einer normalen Verhaltensweise. Auch das Vorkommen von Nahrung kann das Verhalten beeinflussen. Es gibt natürlich auch altersgruppen- oder geschlechtsspezifische Unterschiede. So werden wahrscheinlich Mutter-Kalb-Paare empfindlicher auf Laute reagieren als andere. Auch wenn es schwierig ist, die langfristigen Auswirkungen von Lärmbelastungen auf das Verhalten zu bewerten, so ist es doch besonders wichtig Verhaltensveränderungen zu berücksichtigen. Sichtbare Effekte treten häufig erst dann auf, nachdem die Tiere schon sehr stark geschädigt wurden. Das kann z.B. bedeuten, dass ein Hörschaden erst entdeckt wird, wenn die Tiere bereits gestrandet sind. Wenn sie aber ihr Verhalten ändern und man dies quantifizieren kann, so wäre es möglich die Auslöser der Veränderungen zu entfernen, bevor irreversible Schäden auftreten. Es ist erwähnenswert, dass es auch bei nicht messbaren Verhaltensänderungen zu biologischen Konsequenzen für die Wale kommen kann. So zeigen TODD et al. (1996), dass Buckelwale, die in unmittelbarer Nähe von Explosionen schwammen, keine für uns erkennbaren Verhaltensänderungen zeigten, gleichzeitig aber die lokale Beifangrate von Buckelwalen (d.h. ihre Sterblichkeit) anstieg.

Indirekte Wirkung von Lärm

Lärm kann auch eine indirekte Wirkung auf Schweinswale haben. So wurde nachgewiesen, dass Sonar (zitiert in MACCAULEY 1994) oder Ölabbau im Meer (DALEN & KNUTSEN 1986, SKALSKI et al. 1992, ENGAS et al. 1993) die Verbreitungsmuster von Fischen verändern. Es scheint wahrscheinlich, dass die durch anthropogenen Lärm verursachten Veränderungen im Fischvorkommen auch auf die Räuber, in diesem Fall auf den Schweinswal wirken.

3.4 Klimaveränderungen und Schweinswale

Eine Veränderung des Klimas kann direkt, indirekt oder durch Feedback-Effekte auf

die Wale wirken. Der vorhergesagte Temperaturanstieg auf der Erde wird auch das Habitat der Wale beeinflussen, denn die Menge, Art und Verteilung der Beutetiere wird sich dadurch in den Ozeanen ändern. Top-Prädatoren sind besonders anfällig für Veränderungen in der marinen Produktivität. Wenn sie nicht in der Lage sind sich diesem Wechsel anzupassen, wird ihr Fortpflanzungserfolg beeinflusst und damit langfristig auch die Abundanz und die Populationsstruktur der Arten (z.B. MACGARVIN & SIMMONDS 1996). Ein anderer anthropogen verursachter globaler Effekt ist der Abbau der Ozonschicht, die die Erde vor ultravioletter Strahlung schützt. Untersuchungen haben gezeigt, dass UV-B Strahlung die Photosynthese von Phytoplankton hemmt (z.B. WANGBERG et al. 1999). In höheren Tieren kann UV-B Strahlung das Immunsystem unterdrücken, Wachstums- und Fortpflanzungsraten erniedrigen und Ei und Jungtierentwicklung stören (BELAND et al. 1999, KOUWENBERG et al. 1999). Laborexperimente mit Krill zeigen, dass dieser bei hohen Raten von UV-Strahlung innerhalb einer Woche stirbt (NEWMAN et al. 1999). Vermutlich haben alle Einflüsse, die auf der unteren Ebene der Nahrungsketten geschehen, auch einen deutlichen Effekt auf die Räuber.

3.5 Fischerei-Beifang und Nahrungskonkurrenz

Überfischung

Der Einbruch von Fischpopulationen durch Überfischung hat Konsequenzen für ihre Räuber, inklusive der Wale. Ein Anstieg der Fischerei hat in vielen Gebieten zu einer Abnahme von Seevögeln und marinen Säugern geführt. Insbesondere die Überfischung der Heringsbestände in der südlichen Nordsee wird mit dem beobachteten Rückgang von Schweinswalen in Zusammenhang gebracht (ANDERSEN 1984). Auch die Schleppnetz-Fischerei hat einen indirekten Einfluss auf die Wale. Sie entfernt benthische Organismen und verändert Lebensräume (BERGMAN & HUP 1992). Diese Habitate gelten oft als Kinderstuben für Fische, die als adulte Tiere u.a. Nahrung der Wale sind.

Beifang

Jedes Jahr sterben mehrere Tausend Schweinswale in Fischernetzen, wobei in der Nordsee vor allem die Stellnetzfisherei auf Kabeljau, Steinbutt, Scholle und Seezunge ein Problem darstellt (zitiert in KASCHNER 2001). Das systematische Erfassen des Beifanges ist schwierig. Durch Beobachterprogramme ist bekannt, dass allein in der

dänischen Stellnetzfisherei pro Jahr zwischen 4500 und 7000 Tiere gefangen werden und verenden (VINTHER 1999, VINTHER & LARSEN 2002). Zusätzlich werden um die 1000 Tiere in britischen Kiemennetzen gefangen (NORTHDRIDGE & HAMMOND 1999). Kontinuierlicher Beifang kann Populationen zum Aussterben bringen, wie D'AGROSA (2000) am Beispiel des Vaquita Schweinswal demonstrierte.

3.6 Offshore Windenergieanlagen (WEA)

Der Bau und Betrieb von WEAs kann zu den bereits in dem Abschnitt über die Lärmbelastung beschriebenen potentiellen Effekten von Lärm auf Schweinswale führen. Dabei sind nicht nur die Windenergieanlagen selber, sondern auch die Wartungsschiffe bzw. Helikopter eine Quelle von Lärm. Eine weitere potentiell negative Auswirkung von WEAs auf marine Säuger ist die erhöhte Trübung im Wasser während der Bauphase, die direkt auf die Tiere, aber auch auf ihre Nahrung wirkt. Zusätzlich sind auch andere Effekte möglich, so Habitatverlust durch die Bauten an sich, den Schattenwurf der Rotoren, Veränderungen des Sediments durch die Unterwasserkabel, Veränderung der benthischen Lebensgemeinschaften durch Einführung von Harts substrat und als Konsequenz eine Veränderung des Vorkommens der Beutetiere der Schweinswale. Es wird derzeit ein potentiell positiver Effekt diskutiert, bei dem ein Anstieg von Fischdiversität und deren Abundanz in den Windpark-Gebieten vorausgesagt wird. Dies kann aber auch einen negativen Effekt auf Schweinswale und andere marine Säuger haben. Denn wenn es zu einer Gewöhnung an die Lärmbelastung nahe der WEAs kommt, um zu den Beutetieren zu gelangen, dann kann dies langfristig zu Hörschäden führen. Wie oben im Detail erklärt, kann es so als weitere Konsequenz z.B. auch zu erhöhtem Beifang kommen, da hörgeschädigte Tiere Netze schlechter detektieren werden. Es ist zur Zeit rein spekulativ die WEA Gebiete als »Oasen« oder Zufluchtsorte darzustellen, insbesondere da noch keine Untersuchungen in dieser Hinsicht vorliegen.

4. Erheblichkeit

Im letzten Abschnitt ist deutlich geworden, dass Schweinswale aktuell einer Vielzahl von negativen anthropogenen Einflüssen ausgesetzt sind. Wenn wir uns jetzt die Frage der Erheblichkeit von Eingriffen in die marine Umwelt stellen, so müssen wir diese zukünftigen Eingriffe gemeinsam mit

den schon bestehenden Belastungen betrachten. Nicht ohne Grund wurde der Schweinswal in den oben aufgeführten nationalen und internationalen Schutzabkommen aufgenommen. Es gibt viele Hinweise darauf, dass die Schweinswalpopulationen der Nord- und Ostsee schon jetzt sehr stark durch die anthropogenen Einflüsse beeinträchtigt sind und daher diese Tiere nicht als ein unberührter Teil der Natur betrachtet werden können.

Um die Erheblichkeit dieser Eingriffe für einen Schweinswalbestand abschätzen zu können soll hier anhand eines einfachen Modells für die Schweinswale in der Nordsee der potentielle Einfluss von Offshore-Bauwerken zusammen mit den schon bestehenden Einflüssen betrachtet werden.

Für die Beschreibung des Wachstums von marinen Säugetieren wird normalerweise ein logistisches und kein exponentielles Wachstumsmodell benutzt, denn jede Population hat nur beschränkte Ressourcen zur Verfügung und zu einem bestimmten Zeitpunkt sind die Grenzen der Kapazität des Lebensraumes erreicht. Es gibt dichteabhängige Faktoren, die auf Mortalität und

Fortpflanzung einwirken, so der intraspezifische Wettbewerb, der sich mit zunehmender Individuenzahl verstärkt. Der wachstumsbeschränkende Faktor, z.B. Nahrung oder Territorium, bestimmt die Aufnahmefähigkeit des Lebensraums. Für die Schweinswale in der deutschen Nordsee wurde folgendes einfaches logistisches Modell angewandt:

$$N_{(t+1)} = N_{(t)} + r \times N_{(t)} \times \left(1 - \frac{N_{(t)}}{K}\right) - B$$

Dabei ist **N(t)** die Anzahl der Tiere in einer Population zum Zeitpunkt t. Der Parameter **r** bezeichnet die spezifische Wachstumsrate (»intrinsic growth rate«) der Schweinswale. Die Generationslänge wird in diesem Modell nicht betrachtet. **K** bezeichnet die Habitatkapazität (carrying capacity). Eine Population, die dieser Formel folgt, erreicht ihr Equilibrium bei $N(t)=K$, d.h. wenn die Populationsgröße die Habitatkapazität erreicht hat. In dieses Modell geht ein weiterer Faktor ein, und zwar die »Entnahme« von Schweinswalen aus der Population durch Beifang. Dieser prozentuale Anteil der jeweiligen Populationsgröße wird als **B** bezeichnet.

Folgende Parameter werden also benötigt:

K – Habitatkapazität

Die Habitatkapazität, bzw. als Annäherung die ursprüngliche Populationsgröße, ist für Schweinswale in der Nord- und Ostsee unbekannt. BARLOW & HANAN (1995) haben versucht für die Kalifornischen Schweinswale Rückberechnungen für K durchzuführen. Sie kamen zu dem Schluss, dass die jetzige Population zwischen 30 und 97% von K liegt und dass keine genaueren Angaben möglich sind. Die Internationale Walfangkommission (IWC) hat die Zielsetzung, dass Walpopulationen in ihren aktuellen Populationsgrößen theoretisch 80% der ursprünglichen Populationsgrößen annehmen sollen. Sie gehen demnach davon aus, dass die meisten Walpopulationen unterhalb der 80% Grenze von K liegen. ROSEL (1997) nimmt an, dass die momentanen Schweinswalpopulationen deutlich geringer sind als die ursprünglichen. Da der Beifang von Schweinswalen in der Nordsee schon seit einigen Jahrzehnten stattfindet, gehen wir für die hier benutzten Modelle davon aus, dass 70% von K erreicht sind.

Aktuelle Populationsgröße

Die europäische Studie »Small Cetacean Abundance of the North Sea and Adjacent Waters« (SCANS) aus dem Jahre 1994 erbrachte die derzeit zuverlässigsten Bestandsgrößenabschätzungen der in der Nord- und Ostsee lebenden Schweinswale. Es fanden sich in der östlichen Ostsee 599 Tiere, in der westlichen Ostsee und im Kattegatt 36916 Tiere, in der südlichen und zentralen Nordsee 174620 und in der nördlichen Nordsee 104747 Individuen (Gesamtzahl: 341366 Tiere; 95% Konfidenzintervall: 260000-449000). Zusätzlich wurden in dieser Studie regionale Unterschiede in der Populationsdichte (Anzahl der Tiere pro km²) der Schweinswale festgestellt (HAMMOND et al. 1995, 2002). Die Anzahl der Tiere in der deutschen Nordsee wurde wie folgt berechnet: Auf die Bereiche in der deutschen Nordsee wurden die mittleren Dichten der drei SCANS-Teiluntersuchungsgebiete angewandt, die in diesem Bereich liegen. Daraus ergaben sich drei Teilgebiete des SCANS-Surveys: die Gebiete G, H und Y innerhalb der deutschen Nordsee. Die mittlere Dichte wurde mit den Gebietsgrößen multipliziert, um eine Anzahl von Tieren zu erhalten (Tab. 1). Die Summe dieser Tiere ergibt die Populationsgröße. Es wurde bewusst auf die Berechnung von Konfidenzintervallen verzichtet, da diese Werte nur eine ungefähre Abschätzung der biogeographischen Population der deutschen Nordsee im Sommer geben sollen. Diese Zahl kann als

Tabelle 1: Abschätzung der Bestandsgrößen in der deutschen Nordsee auf Basis der SCANS Daten (HAMMOND et al. 2002).

	Teilgebietsgröße innerhalb der deutschen Nordsee [km ²]	Dichte von SCANS in den Gebieten [Tiere pro km ²]	Anzahl Wale in der deutschen Nordsee
Gebiet G	10955	0.340	3725
Gebiet H	23447	0.095	2228
Gebiet Y	6673	0.812	5418
Summe Teilgebiete G,H und Y in der deutschen Nordsee:			11371

Tabelle 2: Benutzte Parameter für das Populationsmodell einer Population von Schweinswalen in der deutschen Nordsee und ihre Quellen.

Spezifische Wachstumsrate	r	0.04	WARING et al. 2000
Habitatkapazität (ursprüngliche Populationsgröße)	K	16244	Berechnet aus N(t) unter Annahme, dass momentan 70% der ursprünglichen Populationsgröße erreicht sind
Beifangrate	M _B	4.29%	Aus KASCHNER 2001
Aktuelle Populationsgröße	N _(t)	11371	Berechnet nach HAMMOND et al. 2002

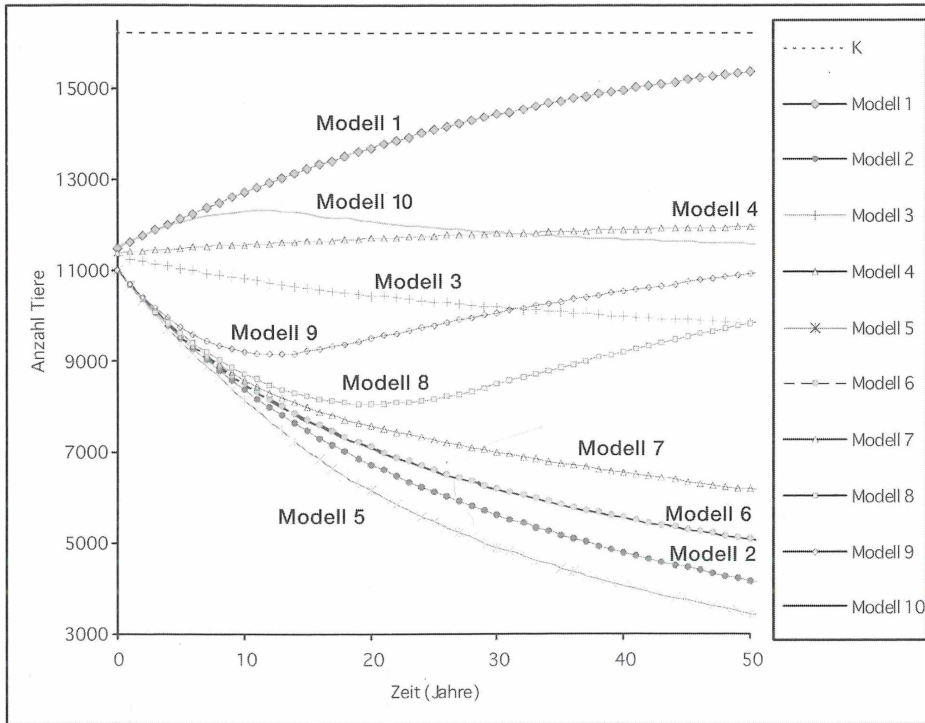


Abb. 1: Modelle zur Beurteilung von Beifang und Habitatverlust auf die Schweinswale in der deutschen Nordsee (andere anthropogene Effekte werden nicht berücksichtigt). Models to assess the impact of bycatch and habitat loss for harbour porpoises in the German North Sea (other anthropogenic effects were not considered).

Grundlage für dieses Modell dienen bis bessere Daten vorliegen. Dies kann nur eine ungefähre Angabe sein, soll aber für die Zwecke des Modells genügen, da die Größenordnung von K den Verlauf der modellierten Populationsentwicklung über die Zeit nicht entscheidend verändert, zumal die weiteren notwendigen Parameter prozentual angegeben werden.

Spezifische Wachstumsrate (r)

Es ist generell schwierig, Wachstumsraten für marine Säuger festzulegen, da viele der benötigten Informationen wie z.B. über Sterblichkeit, Fortpflanzung oder Altersstruktur fehlen. Für die Schweinswale im westlichen Nordatlantik haben daher verschiedene Autoren versucht, spezifische Wachstumsraten (r) zu modellieren. Dabei scheint die wahrscheinlichste Annahme eine spezifische Wachstumsrate von 0.04 für alle Wale (WADE & ANGLISS 1997, WADE 1998) bzw. speziell für Schweinswale (BARLOW et al. 1995) zu sein.

Geographische Populationsstruktur

In der Nordsee gibt es verschiedene Untersuchungen, um Subpopulationen durch den Vergleich mitochondrialer DNA, des Vergleiches von Mikrosatelliten DNA, nicht-metrischer Schädelcharakteristika, Schädelvermessungen und/oder Ultrastruktur der Zähne, zu unterscheiden

(TIEDEMANN et al. 1996, WALTON 1997, TOLLEY et al. 1999, TIEDEMANN & BOYSEN 2000, TOLLEY et al. 2001, HUGGENBERGER et al. 2002). Einige Hinweise sprechen dafür, dass die Tiere, die insbesondere im Winter an der Grenze zu Holland beobachtet werden, zu einer holländischen Population gehören. Da für mögliche getrennte Populationen in der Deutschen Bucht keine ausreichenden Daten über Beifang, Abundanz oder Wachstumsraten vorliegen, werden bei den Modellrechnungen der vorliegenden Arbeit die Schweinswale der deutschen Nordsee als eine Population betrachtet.

Beifangrate

Die natürliche Entwicklung der Schweinswalpopulationen wird durch die Beifangrate beeinflusst, die aus den bekannten Zahlen des Beifangs und den jeweiligen Bestandsgrößen abgeschätzt wird. Bei einer Populationsgröße von 174620 Tieren in der südlichen und zentralen Nordsee (HAMMOND 1995) und einem Beifang von 7493 Tieren im gleichen Gebiet (zitiert in KASCHNER 2001) erhalten wir einen jährlichen Beifang von 4.29%.

Modell 1: Die Schweinswalpopulation ist keinem Beifang ausgesetzt.

Modell 2: Die Schweinswalpopulation ist dem momentan bekannten Beifang von 4.29% ausgesetzt.

Modell 3: Die Schweinswalpopulation ist dem von der IWC als empfohlenen maximalen Beifang von 1.7% ausgesetzt.

Modell 4: Die Schweinswalpopulation ist dem von ASCOBANS als empfohlenen maximalen Beifang von 1% ausgesetzt.

Modell 5: Das Habitat des Schweinswals wird innerhalb von 15 Jahren jährlich um 2% reduziert (so dass noch 70% des ursprünglichen Habitats übrig bleibt). Der Beifang bleibt mit 4.29% auf seinem momentanen Stand.

Modell 6: Das Habitat des Schweinswals wird innerhalb von 15 Jahren jährlich um 2% reduziert, aber der Beifang wird auch jedes Jahr um 2% seines ursprünglichen Wertes reduziert (nach 15 Jahren beträgt der Beifang 2.98% der Population).

Modell 7: Das Habitat des Schweinswals wird jährlich um 2% reduziert, aber nach einer Verzögerung von fünf Jahren werden die bebauten Gebiete wieder vollständig von den Schweinswalen genutzt. Der Beifang wird jedes Jahr um 2% seines ursprünglichen Wertes reduziert (nach 15 Jahren beträgt der Beifang 2.98% der Population).

Modell 8: Das Habitat des Schweinswals wird jährlich um 2% reduziert, aber nach einer Verzögerung von fünf Jahren werden die bebauten Gebiete wieder vollständig von den Schweinswalen genutzt. Der Beifang wird in dem gesamten Habitat über die nächsten 30 Jahre auf 1% des jährlichen Beifangs reduziert.

Modell 9: Das Habitat des Schweinswals wird jährlich um 2% reduziert, aber nach einer Verzögerung von fünf Jahren werden die bebauten Gebiete wieder vollständig von den Schweinswalen genutzt. Der Beifang wird in dem gesamten Habitat über die nächsten 15 Jahre auf 1% des jährlichen Beifangs reduziert.

Modell 10: Der Beifang ist auf Null reduziert, aber es kommt zu einem 2% jährlichen Habitatverlust über die nächsten 15 Jahre.

Im Folgenden wird kurz auf die Ergebnisse der verschiedenen Populationsmodelle eingegangen.

Die Modelle 1 bis 4 zeigen den Beifang als einzigen Effekt auf die Schweinswalpopulation. **Modell 1** zeigt eine theoretische Situation, in der es zu keinerlei Beifang kommt. Der Kurvenverlauf zeigt den dann zu erwartenden Aufwärtstrend der Schweinswalpopulation bis auf die angenehmere ursprüngliche Populationsgröße. K wäre bei $t = 468$, also nach 468 Jahren erreicht, wobei eine Annäherung an 90% von K bereits nach 33 Jahren erreicht wäre. Die aktuelle Situation der Schweinswale in der deutschen Nordsee wird vom **Modell 2** dargestellt. Durch den hohen Beifang von 4.29% wird die Population kontinuierlich reduziert. Eine Bestandsgröße von 10% der heutigen Population wäre nach den hier angenommenen Parametern bei $t = 229$ Jahren erreicht. Für die Schweinswalbestände der Nord- und Ostsee wird von der Internationalen Walfang-Kommission eine Reduktion des Beifanges auf 1.7% empfohlen. Das **Modell 3** zeigt, dass dies trotzdem eine weitere Abnahme des Bestandes zur Folge hätte. Die Population würde sich dann auf 57% der ursprünglichen Population (9319 Tiere) einpendeln (nach ca. 400 Jahren). Erst bei der in **Modell 4** dargestellten Reduktion des Beifanges auf 1% der Population können wir eine langsame Erholung des Bestandes beobachten. Er würde sich nach ungefähr 250 Jahren auf 75% der ursprünglichen Population (K) einpendeln (12142 Tiere).

Im **Modell 5** gehen wir davon aus, dass durch Offshore-Bauwerke das Habitat jedes Jahr über einen Zeitraum von 15 Jahren um jeweils 2% reduziert wird. Dass dieses Szenario nicht übertrieben ist, zeigt ein Blick auf die aktuelle Karte des BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie: <http://www.bsh.de>). Hier sind auf über 50% der AWZ (Ausschließlichen Wirtschaftszone) in der Nordsee Gebiete für Windenergieanlagen bzw. Wasserstoffgewinnung und Kiesabbau geplant. Die Vertreibung der Schweinswale aus den Baugebieten wird als irreversibel angenommen. Weiterhin bleibt der Beifang bestehen, denn die Fischerei wird zwar in den bebauten Gebieten nicht mehr stattfinden, stattdessen aber vermutlich verstärkt in anderen Bereichen durchgeführt werden. Die Kombination von Habitatverlust und weiterhin bestehendem hohen Beifang würde eine schnelle Abnahme der Population zur Folge haben. 10% der Habitatkapazität (K) wären nach 120 Jahren erreicht.

Im Fall von **Modell 6** wird zwar das Habitat jedes Jahr um 2% reduziert, aber gleichzeitig kommt es zu einem Fischereiverbot in den bebauten Flächen. Dadurch gehen wir

auch von einer reduzierten Beifangrate für Schweinswale aus. Diese wird pro Jahr um 2% der ursprünglichen Beifangrate (0.0429) reduziert, bis nach 15 Jahren noch 2.89% der Schweinswale durch Beifang sterben. Das Modell zeigt, dass das Szenario zwar den Beifang reduziert, dass jedoch der Habitatverlust allein die Population begrenzt. Außerdem sind auch die verbleibenden knapp 3% Beifang zu hoch für eine Erholung der Population. Zu einer Stabilisierung kommt es erst bei einer Populationsgröße die nur 18% der Habitatkapazität entsprechen dürfte (2916 Tiere).

Im **Modell 7** gehen wir von den gleichen Ausgangsparametern wie im Modell 6 aus. Im weiteren Verlauf gewöhnen sich die Schweinswale nach einer Zeit von 5 Jahren an das neue, veränderte Habitat und besiedeln es erneut. Es kommt zu einem anfänglichen Habitatverlust, der jedoch bald wieder aufgehoben wird. Die Schweinswale haben einen geringeren Beifang durch den Schutzeffekt der Bauwerke. Trotz dieser positiven Voraussetzungen wird die Population kontinuierlich bis zu einem dezimierten Gleichgewicht (»equilibrium«) von 25% der möglichen Populationsgröße abnehmen. In diesem Szenario ist der verbleibende Prozentsatz des Beifanges zu hoch, um eine langfristige Erholung der Population herbeizuführen.

Modell 8 und **Modell 9** stellen mit der Reduzierung des Beifangs und der angenommenen Wiederbesiedlung des Habitates eine Art potentieller Lösung für die Schweinswale dar. Sie werden wie beim Modell 7 erst aus dem Habitat vertrieben, nutzen es aber später wieder. Der Beifang sinkt, jedoch nicht nur um den Anteil, in dem die Bebauungen stattfinden, sondern auch durch zusätzliche Maßnahmen. Innerhalb der nächsten 30 Jahre (Modell 8) bzw. 15 Jahre (Modell 9) wird so der Beifang langfristig auf 1% reduziert. Dies führt zu einem Anstieg der Population, wobei durch den anhaltenden Beifang die ursprüngliche Habitatkapazität nicht erreicht werden kann, sondern die Population bei 75% von K stehen bleibt.

Das **Modell 10** repräsentiert eine Situation, in welcher der Beifang zwar völlig gestoppt wird, aber der Habitatverlust wiederum um 2% über 15 Jahre hinweg stattfindet. Zwar führt der Stopp des Beifanges zu einem kurzen Anstieg der Population, doch hat die Reduktion des vorhandenen Habitates einen Einbruch in der Population zur Folge, bis die neue Grenze der Habitatkapazität (in diesem Fall bei 70% von K : 11370 Tiere) erreicht ist.

5. Diskussion

Die hier angewandten Populationsmodelle können nur eine vereinfachte Darstellung der wirklichen Situation geben. Ein Modell ist immer eine simplifizierte Darstellung der Realität und dient als Werkzeug, mit dem man Trends und Effekte visualisieren kann. Es wurde hier weder auf die alters- und geschlechtsspezifischen Parameter der Schweinswale eingegangen, noch auf mögliche Nahrungskonkurrenz mit anderen Arten, wie z.B. dem Seehund oder dem Menschen. Das angewandte Modell ist sehr einfach und vernachlässigt ebenfalls die Generationszeit des Schweinswales. Die Zeitangaben sollten aus diesen Gründen nur relativ betrachtet werden und nicht als absolut prognostizierte Werte. Desgleichen wird bei der Betrachtung einer biogeographischen Population, wie z.B. aller Tiere in deutschen Gewässern, die Wanderbewegung von Schweinswalen vernachlässigt. So ist vorstellbar, dass Schweinswale Teile ihres Lebens in Gebieten mit hohem Beifang verbringen und dann in Bereiche wandern, in denen die anthropogene Bedrohung eher durch Habitatverlust gegeben ist. Dies bedeutet auch, dass die Populationen grenzübergreifend erfasst werden müssen, da die Tiere sich nicht an Staatsgrenzen halten. Auch wurde in den Modellen die deutsche Nordsee als durchgehend gleichwertiges Habitat betrachtet. Wie jedoch in der Einleitung erwähnt, gibt es keine gleichmäßige Dichteverteilung von Schweinswalen in der deutschen Nordsee.

Die meisten Parameter des Modells wurden in Bezug auf die Faktorengrößen eher konservativ gewählt. So könnte der Habitatverlust nach den Untersuchungen in der dänischen Windenergieanlage von Horns Rev wesentlich größer sein, als der Bereich der eigentlichen Bauwerke. Bei der Wachstumsrate von Schweinswalen handelt es sich um das angenommene Maximum für Wale, der wahre Wert ist unbekannt, könnte aber niedriger liegen. Zusätzlich gehen die schon bestehenden Bedenken, dass Reproduktions-, Hormon- und Immunsystem von Schweinswalen bereits deutlich durch Umweltgifte beeinträchtigt sind, nicht mit in das Modell ein. Auch gibt es wahrscheinlich viele zusätzliche noch unbekannt Faktoren, die auf die Population wirken.

Auch wenn Offshore-Windenergieanlagen einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz und damit zum Naturschutz liefern können, sind es doch Anlagen, die für einen langfristigen Zeitraum im marinen Habitat errichtet und als langfristige Bauwerke be-

stehen werden. Die potentiellen Auswirkungen von Baulärm bei der Errichtung von Windenergieanlagen auf Schweinswale wurden bereits im Detail dargestellt. Der Einfluss von Lärm im Meer kann für Tiere, die ortstreu sind bzw. zeitweise zur Fortpflanzung oder Kalbung konzentriert auftreten, einen sehr starken Einfluss auf die Population haben. Ob eine Vertreibung von Schweinswalen langfristig besteht oder nicht, ist noch nicht bekannt. Werden Tiere kontinuierlich aus Gebieten verdrängt, so führt dies auch zu negativen Effekten auf Populationsebene. Dies kann vor allem auch durch die Lage, Anzahl und Art der Anlagen beeinflusst werden. Daher scheint es angebracht alle Maßnahmen zu ergreifen, die die Schweinswale schützen bzw. Vertreibungen verhindern. Im Falle des Offshore Windparks »Horns Rev« in der dänischen Nordsee, wurden durch Vergrämuungsmaßnahmen und ein schrittweises Rammen (»ramp-up«) die Schweinswale großräumig vertrieben. Dieser Ansatz ist nicht uneingeschränkt zu empfehlen. Der positive Effekt der Vertreibung der Tiere von der schädlichen Lärmquelle, wird von dem negativen Effekt, nämlich, dass die Vertreibung zumindest temporär zu einem großräumigen Habitatverlust führt, überlagert. TOUGAARD (2003) zeigte einen Einfluss nicht nur im Untersuchungsgebiet, sondern auch im 11 Seemeilen entfernten Referenzgebiet. Da es noch keine langfristigen Untersuchungen für dieses Gebiet gibt, ist nicht bekannt, ob die Schweinswale wieder in das Untersuchungsgebiet bzw. die Umgebung zurückkehren werden. Es ist auch nicht bekannt, bis in welche Entfernung die Vergrämung wirkte und welche Einflüsse sie auf die Reproduktion und Sterblichkeit der betroffenen Population hatte. Deshalb wäre eine Vermeidung von Lärm in Kombination mit einer kleinräumigen Vergrämung empfehlenswerter. Diskutiert werden z.B. Luftblasen, die als eine Art akustisches Schild um die Schallquelle gelegt werden.

Aufgrund der bisher ungenügenden Daten, kann zur Zeit die tatsächliche Effektivität von Verminderungsmaßnahmen nicht abschließend beurteilt werden. Deshalb ist zur Zeit für jegliche Baumaßnahme ein begleitendes Monitoring unverzichtbar. Dies sollte mit visuellen bzw. akustischen Verfahren geschehen. Außerdem muss die mögliche Veränderung der Habitatnutzung weiträumig um die Schallquelle beobachtet werden. Durch die Durchführung von Flug- bzw. Schiffssurveys vor, während und nach einer Bauphase könnten Veränderungen in der Verteilung der Tiere sofort erkannt werden. Darüber hinaus ist ein längerfristiges Monitoring anzustreben, um

festzustellen, ob ein eventueller Habitatverlust langfristig oder kurzfristig auftritt. Inwieweit Schweinswale durch kontinuierliche Schallbelastung während der Betriebsphase der WEAs gestört oder geschädigt werden, (z.B. durch langfristige Hörschäden), ist momentan nicht abschätzbar. Ähnlich wie bei anderen Faktoren, die indirekt oder nur schwer messbar sind, können wir sie nur als zusätzliche Grundbelastung der Tiere annehmen. Weitergehende Aussagen über die Stärke dieser Auswirkungen sind bis zur Vorlage weiterer Daten jedoch hypothetisch.

Die Modelle haben gezeigt, dass der momentane Beifang von Schweinswalen in der Fischerei so groß ist, dass sich die Population selbst bei Wiederbesiedlung des bebauten Habitats und Reduktion des Beifanges in den bebauten Gebieten, nicht mehr auf ein Niveau erholen wird, in dem ihr Überleben langfristig gewährleistet ist. Selbst ohne weitere anthropogene Eingriffe (und dazu zählt auch die Bedrohung durch Umweltgifte) wird die niedrige Wachstumsrate von Walen in Kombination mit einem kontinuierlich hohen Beifang die Schweinswalpopulation der Nordsee langfristig an den Rand des Aussterbens bringen. Es ist also dringend nötig den Empfehlungen der zuständigen Meereschutzkonventionen (z.B. OSPAR 1992, ASCOBANS 2000, IWC 2000, ICES 2003) zu folgen und den Beifang von Schweinswalen zu reduzieren. Dafür sollte als erstes festgestellt werden, wo der Beifang stattfindet und wie viel davon in deutschen Gewässern mit welchen Netzarten stattfindet. Die Reduktion des Beifang kann durch die Ausrüstung der Netze mit akustischen Vergrämern, den Einsatz von akustisch reflektierenden Netzen und die Herabsenkung der Fischerei durch einen zeitlich und räumlich begrenzten Fischereistopp (siehe auch READ 2000) erfolgen. Dabei sollten alle Beteiligten in die Entscheidungsfindung miteinbezogen werden und vor allem dürfen sich solche Programme nicht an den Staatsgrenzen orientieren, da wir inzwischen wissen, dass Schweinswale insbesondere durch ihre Wanderungen international verbreitet sind.

Obwohl in den letzten zehn Jahren die Schweinswalforschung in Deutschland viele neue Erkenntnisse geliefert hat, fehlen immer noch grundlegende Informationen über den Schweinswal in deutschen Gewässern. Es fehlen langfristig finanzierte Monitoringprogramme, die detaillierte Informationen zur Reproduktionsbiologie, zum Verhalten, zur Populationsstruktur und zur Habitatnutzung von Schweins-

walen erheben und auswerten. Diese Parameter könnten zukünftige Modelle verbessern, um genauer die Überlebensfähigkeit der einzelnen Populationen und den Erfolg von Schutzmaßnahmen abzuschätzen. Im Rahmen von mehreren aktuell laufenden Forschungsprojekten kam es zu neuen Ergebnissen über die Verteilungen und Dichte von Schweinswalen in der Deutschen Bucht. Diese reichen jedoch noch nicht zur Bewertung von zukünftigen anthropogenen Eingriffen aus. Es fehlen hierfür noch langfristige Daten, um die natürlichen Schwankungen innerhalb von Populationen beurteilen zu können.

Bei dem Bau von Windenergieanlagen im Offshore-Bereich wird angestrebt, festzustellen, ab wann ein solcher Eingriff erheblich für die Schweinswale ist (sog. Erheblichkeitsschwelle). In dem Zusammenhang der Beifangproblematik wurde eine solche Definition für Schweinswale bereits von ASCOBANS (2000) und der IWC (2000) gegeben. Demnach darf die gesamte anthropogene Mortalität von Schweinswalen nicht über 1% bzw. 1.7% der Population liegen. Für die zentrale und südliche Nordsee ist diese Schwelle bereits deutlich überschritten. Ob der Bau und Betrieb einer Windenergieanlage für sich alleine ebenfalls eine erhebliche Auswirkung auf eine Schweinswalpopulation hat, hängt davon ab, ob sich der Bau in Hinblick auf Habitatverlust, Fortpflanzung oder Sterblichkeit auf die Population auswirkt. Dies kann momentan schwer beurteilt werden, da Daten über die langfristige Verteilung von Schweinswalen in der Umgebung der Anlagen fehlen. Zeigt sich in der Zukunft, dass der Bau und Betrieb der WEAs zu Habitatverlust führt, dann wirkt dies direkt und erheblich auf die Population, insbesondere in Schweinswalkonzentrationsgebieten, wie z.B. westlich von Amrum und Sylt. Sollte es zu keinerlei negativen Einflüssen kommen, d.h. die bebauten Gebiete werden von den Tieren weiterhin genutzt, wird die Population trotzdem abnehmen, da jährlich 4,3% des Bestandes als Beifang in der Fischerei sterben. Zusammenfassend lässt sich also sagen, dass jeder weitere Eingriff, der zu einer Erhöhung der Sterblichkeit, Herabsetzung der Fortpflanzung oder zu einem Habitatverlust führt, die negative Populationsentwicklung beschleunigt und langfristig zum Aussterben der Schweinswale in deutschen Gewässern führen wird.

6. Danksagung

Wir bedanken uns für die hilfreichen Kommentare zum Manuskript von Volker Dierschke, Barbara Franck, Stefan Garthe,

Anita Gilles, Stefan Ludwig und Stefanie Werner. Dieser Artikel entstand u.a. im Rahmen von Arbeiten für die Projekte MINOS (Bundesumweltministerium und Nationalparkamt Schleswig-Holstein) und EMSON (Bundesamt für Naturschutz).

Anschrift der Verfasser

Meike Scheidat und Ursula Siebert
Forschungs- und
Technologiezentrum Westküste
Hafentörn
25761 Büsum
scheidat@ftz-west.uni-kiel.de

Literatur:

- AGUILAR N., M. CARRILLO, I. DELGADO, F. DÍAZ & A. BRITO, 2000: Fast ferries impact on cetacean in Canary islands: collisions and displacement. Proceedings of the 14th annual conference of the European Cetacean Society, Cork, Ireland 2–5 April 2000: 164.
- ANDERSEN, S. H., 1984: Bycatches of the harbour porpoise (*Phocaena phocaena*) in Danish fisheries (1980–1981) and evidence for overexploitation. Report of the International Whaling Commission 34: 745–749.
- ASCOBANS, 2000: Resolution 3. Incidental takes of small cetaceans. 3rd Meeting of Parties, Bristol, July 2000.
- BRODIE, D.A. & H.M. HANSON, 1960: A study of the factors involved in the production of gastric ulcers by the restraint technique. *Gastroenterology* 38: 353–360.
- BAIN, D.E., 2002: A model linking energetic effects of whale watching to Killer Whale (*Orcinus orca*) population dynamics. A Report Sponsored by the Orca Relief Citizens Alliance January, 2002.
- BARLOW, J. & D. HANAN. 1995: An assessment of the status of harbor porpoise in central California. Rept. Int. Whal., Special Issue 16: 123–140.
- BARLOW, J., S.L. SWARTZ, T.C. EAGLE & P.R. WADE, 1995: U.S. Marine Mammal Stock Assessments: Guidelines for Preparation, Background, and a Summary of the 1995 Assessments NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-95-6. September 1995.
- BARLOW, J. & G.A. CAMERON, 2003: Field experiments show that acoustic pingers reduce marine mammal bycatch in the California drift gillnet fishery. *Mar. Mam. Sci.* 19(2): 265–283.
- BELAND, F., BROWMAN, H.I., RODRIGUEZ, C.A., & ST. PIERRE, J.F. 1999: Effect of solar ultraviolet radiation (280–400 nm) on the eggs and larvae of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56(6): 1058–1067
- BENKE, H., U. SIEBERT, R. LICK, B. BANDOMIR & R. WEISS, 1998: The current status of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in German waters. *Archive of Fishery and Marine Research* 46(2), 97–123.
- BERGGREN P., P.R. WADE, J. CARLSTROEM, A.J. READ, 2002: Potential limits to anthropogenic mortality for harbour porpoises in the Baltic region. *Biol. Conserv.* 103: 313–322.
- BERGMAN, M.J.N. & HUP, M., 1992: Direct effects of beam trawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 49, 5–11.
- COHN, L.A., 1991: The influence of corticosteroids on host defence mechanisms. *Journal of Veterinary Internal Medicine* 5: 95–104.
- COX, T.M., A.J. READ, A. SOLOW & N. TREGENZA. 2001: Will harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) habituate to pingers? *J. Cetacean Res. Manage.* 3(1): 81–86.
- D'AGROSA, C.D., LENNERT-CODY, C.E. & VIDAL, O. 2000: Vaquita bycatch in Mexico's artisanal gillnet fisheries: Driving a small population to extinction. *Conservation Biology* 14: 1110–1119.
- DALEN, J. & KNUTSON, G.M. 1986: Scaring effects in fish and harmful effects on eggs, larvae and fry by offshore seismic explorations. In *Progress in Underwater Acoustics* (ed. H.M. Merklinger), pp. 93–102. London: Plenum Press. 835 pp.
- ENGAS, A., S. LOKKEBORG, E. ONA & A.V. SOLDAL, 1993: Effects of seismic shooting on catch and catch availability of cod and haddock. *Fiskenog Havet* 9: 117.
- EVANS, P.G.H., 1980: Cetaceans in British waters. *Mammal Review*, 10: 1–52.
- GORDON, J.C.D., D. GILLESPIE, J. POTTER, A. FRANTZIS, M. SIMMONDS, & R. SWIFT, 1998: The Effects of Seismic Surveys on Marine Mammals, Seismic and Marine Mammal Workshop, 23–25 June 1998, London.
- HAMMOND P.S., H. BENKE, P. BERGGREN, D.L. BORCHERS, S.T. BUCKLAND, A. COLLET, M.-P. HEIDE-JØRGENSEN, S. HEIMLICH-BORAN, A.R. HIBY, M.F. LEOPOLD & N. ØIEN, 1995: Distribution and abundance of the harbour porpoise and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. Final Report to the EU, Life 92-2/UK/027.
- HAMMOND, P.S., P. BERGGREN, H. BENKE, D.L. BORCHERS, A. COLLET, M.-P. HEIDE-JØRGENSEN, S. HEIMLICH, A.R. HIBY, M.F. LEOPOLD & N. ØIEN, 2002: Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology* 39(2): 361–376.
- HOHN, A.A. & J.R. BROWNELL, 1990: Harbour porpoise in Central Californian waters: life history and incidental catches Paper SC/42/SM47 submitted to the Scientific Committee of the International Whaling Commission.
- HUGGENBERGER, S., H. BENKE & C.C. KINZE, 2002: Geographical variation in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) skulls: support for a separate non-migratory population in the baltic proper. *Ophelia* 56 (1): 1–12.
- ICES (INTERNATIONAL COUNCIL FOR THE EXPLORATION OF THE SEAS), 2003. Report of the Working Group on Marine Mammal Population Dynamics and Habitats. March 2003, Hel, Polen.
- IWC (INTERNATIONAL WHALING COMMISSION), 2000. Resolution No. 3 Incidental take of small cetaceans. 3rd Session of the Meeting of Parties, Bristol, United Kingdom, 26–28 July 2000
- JEPSON, P.D., P.M. BENNETT, P.M., C.R. ALLCHIN, R.J. LAW, T. KUIKEN, J.R. BAKER, E. ROGAN & J.K. KIRKWOOD, 1999: Investigating potential associations between chronic exposure to polychlorinated biphenyls and infectious disease mortality in harbour porpoises from England and Wales, *Sci.Total Environ.*, 243–244: 339–348.
- KASCHNER, K. 2001: Harbour porpoises in the North Sea and Baltic – bycatch and current status. Report for the Umweltstiftung WWF Deutschland. 82 pp.

- KASTELEIN, R., N.M. SCHOONEMAN, W.W.L. AU, W.C. VERBOOM & N. VAUGHAN. 1997. The ability of a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) to discriminate between objects buried in sand. In: The biology of the harbour porpoise. A.J. Read, P.R. Wiepkema & P.E. Nachtigall (eds.). De Spil Publishers, The Netherlands. Pp. 329–342.
- KETTEN, D.R., 1995: Estimates of blast injury and acoustic trauma zones for marine mammals from underwater explosions. In: Sensory system of Aquatic Mammals (ed. R. A. Kastelein, J. A. Thomas and P. E. Nachtigall), pp. 391–406. Woerden, The Netherlands: De Spil Publishers.
- KOUWENBERG, J.H.M., H.I. BROWMAN, J.J. CULLEN, R.F. DAVIS, J.F. ST. PIERRE & J.A. RUNGE, 1999: Biological weighting of ultraviolet (280–400 nm) induced mortality in marine zooplankton and fish. I. Atlantic cod (*Gadus morhua*) eggs. Marine Biology 134(2): 269–284.
- KRAUS, S.D., A.J. READ, A. SOLOW, K. BALDWIN, T. SPRADLIN, E. ANDERSON, & J. WILLIAMSON, 1997: Acoustic alarms reduce porpoise mortality. Nature (388): 525.
- LARSEN, F., 2000: On the potential effects of widespread use of pingers in the North Sea. Paper SC/52/SM28 presented to the IWC Scientific Committee Meeting, Grenada, May 1999: 12p.
- LOCKYER, C., 1995: Investigation of aspects of the life history of the harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in British waters. In Special Issue, 16: Biology of phocoenids, A. Bjørge & G. P. Donovan (eds). Cambridge: International Whaling Commission, 189–197.
- MACGARVIN, M. & M.P. SIMMONDS, 1996: Whales and Climate Change. In: Simmonds, M.P. and Hutchinson, J. D. (Eds). The Conservation of Whales and Dolphins: Science and Practice. John Wiley and Sons, New York.
- MALME, C., P. MILLES, C. CLARK., P. TYAK. & J. BIRD, 1983: Investigations of the potential effects of underwater noise from petroleum activities on migrating gray whale behaviour, 1983, US Minerals Management Services, Anchorage.
- MCCAULEY, R., 1994: The Environmental implications of offshore oil and gas development in Australia – seismic surveys, Swan J, Neff J & Young P (eds), Environmental implications of offshore oil and gas development in Australia: The findings of an independent scientific review, 1994, Australian Petroleum Exploration Association, Sydney.
- MCGOWAN, B. & D. REISS, 1995: Maternal aggressive contact vocalizations in captive bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*): Wide-band, low-frequency signals during mother-infant interactions. Zoo Biology 14, 293–309.
- MOBERG, G.P., 1985: Influence of stress on reproduction: a measure of well-being. In Animal Stress (ed. G.P. Moberg), pp 245–268. American Physiological Society, Bethesda.
- MORTON, A.B., & H.K. SYMONDS, 2002. Displacement of *Orcinus orca* (L.) by high amplitude sound in British Columbia, Canada.—ICES Journal of Marine Science, 59: 71–80.
- MUKHAMETOV, L.M., 1994: Sleep in marine mammals, in: Borbély, A. A., Valatx, J. L. (Hrsg.), Sleep Mechanisms, Experimental Brain Research Supplement Vol. 8, Springer Verlag, Heidelberg 1984, S. 227–238.
- NORTHRIDGE, S.P. & P.S. HAMMOND, 1999: Estimation of porpoise mortality in UK gill and tangle net fisheries in the North Sea and west of Scotland. Paper SC/51/SM42 submitted to International Whaling Commission Scientific Committee.
- NEWMAN, S.J., S. NICOL, D. RITZ & H. MARCHANT, 1999: Susceptibility of Antarctic krill (*Euphausia superba* Dana) to ultraviolet radiation. Polar Biology 22(1): 50–55, 1999.
- OLESIUK L., M. NICHOL, P. J. SNOWDEN & J.K.B. FORD, 1995: Effects of sounds generated by an acoustic deterrent device on the abundance and distribution of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Retreat Passage, British Columbia. Report, Department of Fisheries and Oceans, Nanaimo, BC. 47p.
- OSPAR CONVENTION, 1992. Convention for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic. Downloadable at www.ospar.org.
- RADCLIFFE, H.L., H. LUGINBUHL, W.R. SCHNARR & K. CHACKO, 1969: Coronary arteriosclerosis in swine: evidence of a relation in behaviour. Journal of Comparative Physiological Psychology 68: 385–398.
- READ, A.J., 2000: Potential mitigation measures for reducing the by-catches of small cetaceans in ASCOBANS waters. Report to ASCOBANS, December 2000. Duke University, North Carolina. 34 pp. + appendices.
- REIJNDERS, P.J.H., 1986: Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. Nature 324: 456–57.
- REIJNDERS, P.J.H., A. AGUILAR & G.P. DONOVAN. (eds.), 1999: Chemical pollutants and cetaceans. J. Cetacean Res. Manage., Spec. Iss. 1. International Whaling Commission, Cambridge, U.K.
- REISS, D., 1984: Observations on the development of echolocation in young bottlenose dolphins. In Animal Sonar, (eds. P. Nachtigall and P. Moore), pp. 121–127. New York: Plenum Press.
- RICHARDSON W., B. WURSIG & C.J.R. GREENE, 1990: Reactions of Bowhead Whales, *Balaena mysticetus*, to Drilling and Dredging Noise in the Canadian Beauford Sea, Marine Environment Res, #29.
- RICHARDSON W., C. GREEN, C. MALME, D. THOMPSON, S. MOORE & B. WURSIG, 1991: Effects of Noise on Marine Mammals, MMS Study, LGL Ecological Research Associates Inc.
- ROSEL, P., 1997: A review and assessment of the status of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic. Molecular genetics of marine mammals. A. E. Dizon S.J. Chivers and W.F. Perrin, eds. Society of Mammology. pages 209–226
- ROSS, P.S., H. VAN LOVEREN, R.L. DE SWART, H.H. TIMMERMAN, A. BROUWER., A.D.M.E. OSTERHAUS & J.G. VOS, 1996: Impaired immune function in seals and laboratory rats exposed to dioxin-like compounds from Baltic herring. Human and Experimental Toxicology 15, 941.
- ROSS, P.S., G.M. ELLIS, M.G. IKONOMOU, L.G. BARRETT-LENNARD & R.F. ADDISON, 2000: High PCB concentrations in free-ranging Pacific killer whales, *Orcinus*

- orca: effects of age, sex and dietary preference. *Mar. Pollut. Bull.* 40: 504–515.
- SCHEIDAT, M., U. SIEBERT & K.-H. KOCK, 2003: Summer distribution of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the German North and Baltic Sea Working paper presented at the 2003 ASCOBANS meeting. 14pages.
- SEYLE, H., 1973: The evolution of the stress concept. *American Scientist* 61: 692–699.
- SIEBERT, U., C. JOIRIS, L. HOLSBECK, H. BENKE, K. FAILING, K. FRESE & E. PETZINGER, 1999: Potential relation between mercury concentrations and necropsy findings in cetaceans from German waters of the North and Baltic Seas. *Mar. Pollut. Bull.* 38: 285–29.
- SIEBERT, U., A. VOSSEN, W. BAUMGÄRTNER, G. MÜLLER, A. BEINEKE, M. MACLACHLAN, R. BRUHN & K. THRON, 2002: Untersuchungen zu Auswirkungen von Umweltchemikalien auf das Endokriniem und Immunsystem von Schweinswalen aus der deutschen Nord- und Ostsee. Forschungsbericht 299 65 221/01 für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Pp.308.
- SIMMONDS, M., S. DOLMAN & L. WEILGART, 2003: Oceans of Noise - A Whale and Dolphin Conservation Society (WDCS) Science Report. Pp. 164.
- SKALSKI, J.R., PEARSON, W.H. & MALME, C.I., 1992: Effects of sounds from a geophysical survey device on catch-per-unit effort in a hook-and-line-fishery for rockfish (*Sebastes* spp.). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 49: 1357-1365.
- SMALL, R.J. AND DEMASTER, D.P., 1995: Survival of five species of captive marine mammals. *Marine Mammal Science* 11: 209-226.
- SMITH, J.A. & K.M. BOYD, K.M., 1991: Lives in the Balance: The Ethics of Using Animals in Biomedical Research. Oxford University Press, Oxford.
- ST. AUBIN, D.J. & J.R. GERACI, 1988: Capture and handling stress suppresses circulating levels of thyroxine and triiodothyronine in beluga whales (*Delphinapterus leucas*). *Physiological Zoology* 61: 170–175.
- TEILMANN, J., 2000: The behaviour and sensory abilities of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in relation to bycatch in gillnet fishery. Ph.D. thesis at the University of Southern Denmark, Odense University.
- TIEDEMANN, R., & K. BOYSEN, 2000: Genetische Untersuchungen zur Populationsstruktur des Schweinswals (*Phocoena phocoena*) in der Ostsee und daran grenzenden Gewässern. Institut für Haus-tierkunde, Christian-Albrechts-Universität Kiel, Abschlussbericht zum Forschungsprojekt Z 1.2. 686 11-2/99 zur Vorlage beim Bundesamt für Naturschutz, 17 pages.
- TIEDEMANN, R., J. HARDER, C. GMEINER & E. HAASE, 1996: »Mitochondrial DNA sequence patterns of harbour porpoises from the North and Baltic Seas.« *Zeitschrift für Säugetierkunde* 61: 104–111.
- THOMSON, C.A. & J.R. GERACI, 1986: Cortisol, aldosterone, and leucocytes in the stress response of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1010–1016.
- TODD, S., P. STEVICK, J. LIEN, F. MARQUES & D. KETTEN, 1996: Behavioural effects of exposure to underwater explosions in humpback whales (*Megaptera novaengliae*), *Canadian Journal of Zoology* 74: 1661–1672
- TOLLEY, K.A., P.E. ROSEL, M. WALTON, A. BJØRGE & N. ØIEN, 1999: »Genetic population structure of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Sea and Norwegian waters.« *Journal of Cetacean Research and Management* 1(3): 265–274.
- TOLLEY K.A., VIKINGSSON G. & P.E. ROSEL, 2001: Mitochondrial DNA sequence variation and phylogeographic patterns in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the North Atlantic. *Conservation Genetics* 2, 349–361.
- TOUGAARD, J., J. CARSTENSEN, O.D. HENRIKSEN, H. SKOV & J. TEILMANN, 2003: Short-term effects of the construction of wind turbines on harbour porpoises at Horns Reef. Technical report to TechWise A/S.HME/362-02662, Hedeselskabet, Roskilde.
- VINTHER, M., 1999: Bycatches of harbour porpoises (*Phocoena phocoena* L.) in Danish set-net fisheries. *Journal of Cetacean Research and Management* 1(2): 123–135.
- VINTHER, M. & LARSEN, F. 2002. Updated estimates of harbour porpoise by-catch in the Danish bottom set gillnet fishery. Paper SC/54/SM31 presented to the IWC Scientific Committee Meeting, May 2002, (unpublished) 10pp.
- WALTON, M. J. 1997. Population structure of harbour porpoises *Phocaena phocaena* in the seas around the UK and adjacent waters. *Proceedings of the Royal Society of London B*264: 89–94.
- WANGBERG, S.A., K. GARDE., K. GUSTAVSON & J.S. SELMER, 1999: Effects of UVB radiation on marine phytoplankton communities. *Journal of Plankton Research* 21(1): 147–166.
- WARING, G.T., J.M. QUINTAL & STEVE L. SWARTZ (eds.), 2000: NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-162 - U.S. Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments.
- WELCH, B.L. & A.S. WELCH (eds.), 1970: *Physiological Effects of Noise*. New York: Plenum Press, New York.
- WOODLEY, T.H. & A.J. READ, 1991: Potential rates of increase of a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population subjected to incidental mortality in commercial fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 48: 2429–2435.
- WÜNSCHMANN A., U. SIEBERT, K. FRESE, R. WEISS, C. LOCKYER, M.P. HEIDE-JØRGENSEN, G. MÜLLER & W. BAUMGÄRTNER, 2001: Evidence of infectious diseases in Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) hunted in the waters of Gryeeland and by-caught in the German North Sea and Baltic Sea. *The Veterinary record* 148: 715–720.
- WADE, P., 1998: Population viability analysis of the Gulf of Maine/Bay of Fundy harbour porpoise. Report to US National Marine Fisheries Service, Office of Protected Resources, 12 pp.
- WADE, P.R. & R.P. ANGLISS, 1997: Guidelines for Assessing Marine Mammal Stocks: Report of the GAMMS Workshop April 3-5, 1996, Seattle, Washington. U. S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-12. 93 pp.

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: 2003

Band/Volume: [24_2003](#)

Autor(en)/Author(s): Scheidat Meike, Siebert Ursula

Artikel/Article: [Aktueller Wissensstand zur Bewertung von anthropogenen Einflüssen auf Schweinswale in der deutschen Nordsee 50-60](#)