Gibt es bei Schweinswalen »Invasionsjahre«? – Strandfunde als Index für Bestandsveränderungen

von Kai Abt

Zusammenfassung
Strandungen von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) an der Nordseeküste von Schleswig-Holstein werden seit Anfang der 1990er Jahre mit konstantem Aufwand registriert. Anhand jährlicher und monatlicher Fundzahlen wurde die Populationsentwicklung dieser schwierig zu erfassenden Tiere untersucht. Die zwischen 62 und 164 schwankenden jährlichen Zahlen sprechen für einen stabilen Bestand im Zeitraum 1991–2004. 1998 und 2004 stiegen die Werte jedoch sprunghaft auf etwa das Doppelte der Vorjahre an. Dabei herrschte jeweils mehrere Monate lang durchgehend ein übernormal hohes Aufkommen, 1998 von April bis August und 2004 von Mai bis Dezember.

Die plausibelste Erklärung dafür wäre eine erhöhte Bestandsdichte aufgrund von Zuwanderung. Externe Informationen stützen diese Annahme. Im Jahr 2004 kam es im Nordosten Schottlands, einem Meeresgebiet mit hoher Schweinswaldichte, zu einem Zusammenbruch der Sandaalbestände (*Ammodytes* spec.), der auch für viele Seevogelarten katastrophale Auswirkungen hatte. Dieser Nahrungsengpass könnte eine Südwärtswanderung von Schweinswalen veranlasst haben. Im Jahr 1998 brachen die schottischen Sandaalbestände ebenfalls ein. Darüber hinaus gab es eine Masseneinwanderung von Wittlingen (*Merlangius merlangus*) in die Deutsche Bucht.
Möglicherweise folgten zuwandernde Wale in diesem Fall unmittelbar den Wittlingen. Derartige massive Einwanderungen von Schweinswalen zur Fortpflanzungszeit würden dem Nordseegebiet vor der Küste von Schleswig-Holstein zumindest vorübergehend eine internationale Bedeutung für die Erhaltung der Art verleihen.

Strandungszahlen eignen sich offenbar sehr gut, um sowohl Trends als auch kurzfristige Veränderungen des Schweinswalbestandes vor der Küste von Schleswig-Holstein zu verfolgen. Der statistische Zufallsfehler der Daten ist wesentlich geringer als bei der Erfassung lebender Tiere durch Transektflüge.

Summary
Strandings of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) on the North Sea coast of Schleswig-Holstein are registered with constant effort since the early 1990s. Yearly and monthly numbers were used to investigate population development in these animals, which tend to be difficult to monitor. Recorded strandings per year varied between 62 and 164, suggesting a stable population in 1991–2004. In 1998 and 2004 however, numbers rose sharply to about twice the level of the preceding years. On a monthly basis, numbers remained consistently higher than normal from April to August in 1998 and from Mai to December in 2004.

The most reasonable explanation for this would be an increased density due to immigration, which idea is supported by circumstatial evidence. In 2004 there was a crash of sandeel (*Ammodytes* spec.) stocks northeast of Scotland, an area with high porpoise density. Catastrophic food conditions hit many seabirds, and may have initiated southward migration of Scottish harbour porpoises. In 1998, sandeel stocks also decreased sharply. Furthermore, a mass occurrence of whiting (*Merlangius merlangus*) was observed in the German Bight.
Invading porpoises may have directly followed their main prey in that year. Such massive invasions of harbour porpoises would at least temporarily pose an international importance for the conservation of the species to the north sea area off the Schleswig-Holstein coast.
Stranding numbers seem to provide a good means to monitor trends as well as shortterm fluctuations in harbour porpoise abundance off the Schleswig-Holstein coast. Random error in the data is substantially lower than in abundance estimates from line transect surveys.

Einleitung
Der Schweinswal oder Kleine Tümmler (*Phocoena phocoena*) ist die einzige in deutschen Gewässern heimische Walart. Er kommt an beiden Küsten Schleswig-Holsteins vor, wobei die Bestandsdichte in der Nordsee erheblich größer ist als in der Ostsee. Ansonsten ist die Art auf dem europäischen Kontinentalschelf weit verbreitet (Schulze 1996). Seit ca. 15 Jahren genießen Schweinswale in Deutschland und auch international starkes Interesse durch Forschung und Öffentlichkeit. Trotzdem ist das Wissen über die Bestandssituation noch unbefriedigend, denn aussagefähige Zählungen sind methodisch schwierig. Ein Grund dafür ist neben der aquatischen Lebensweise die Unauffälligkeit der Schweinswale im Freiland. Am Besten etabliert sind derzeit Linientransektzählungen per Flugzeug, weil allein diese Methode absolute, flächenbezogene Bestandszahlen liefert (Evans & Hammond 2004). Dabei wird aus relativ wenigen Sichtungen entlang von Transekten eine ca. 30–300-fach höhere Bestandszahl für das Gebiet errechnet (Hammond et al.

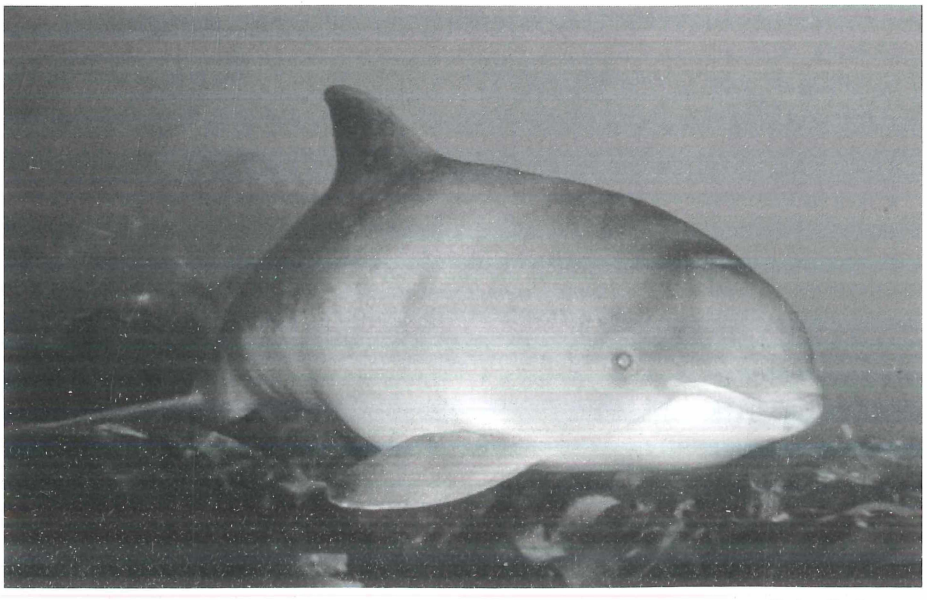

Foto: F. Graner

2002). Allerdings sind diese Ergebnisse mit einem hohen Zufallsfehler behaftet und haben daher nur ein geringes Potential zum Nachweis von Trends.

Eine alternative Methode, die aber nur relative Zahlen (d.h. einen Bestandsindex) liefert, besteht in der Registrierung von Strand(tot)funden. Dabei wird vorausgesetzt, dass

A) die Zahl der Abgänge langfristig etwa proportional zur Bestandsgröße bleibt und
B) ein konstanter Prozentsatz dieser Abgänge auf einer bestimmten Küstenstrecke gefunden wird.

Ein gleichbleibender Aufwand bei der Nachsuche und Meldung war in Schleswig-Holstein allerdings bis mindestens 1988 nicht gegeben (Kremer 1990). Danach wurde im Rahmen von Projekten der Bundesministerien (u.a. Benke et al. 1998) und des Landes Schleswig-Holstein die intensive Erfassung, Bergung und Untersuchung gestrandeter Schweinswale betrieben. Somit kann für die Nordseeküste spätestens ab 1991 von einem konstanten Aufwand ausgegangen werden. Aufwandsentschädigungen für die Finder, in der Hauptsache die vom Land bestellten Seehundjagdführer, sowie regelmäßige Treffen der beteiligten Personen (Jäger, Wissenschaftler, Behördenvertreter, Naturschützer) stellen die Kontinuität der Arbeit sicher.

Vor dem Hintergrund mangelnder Kenntnisse über Bestandsveränderungen sowie der aktuellen Diskussion um die Auswirkungen von Offshore-Windparks auf marine Warmblüter (Exo et al. 2002; Scheidat & Siebert 2003) verdienen die Daten gerade jetzt verstärkte Beachtung. Der vorliegende Artikel analysiert die Fundzahlen im Hinblick auf die Bestandssituation der Schweinswale in der Region und postuliert ein bislang unbekanntes, nicht-saisonales Wanderungsphänomen.

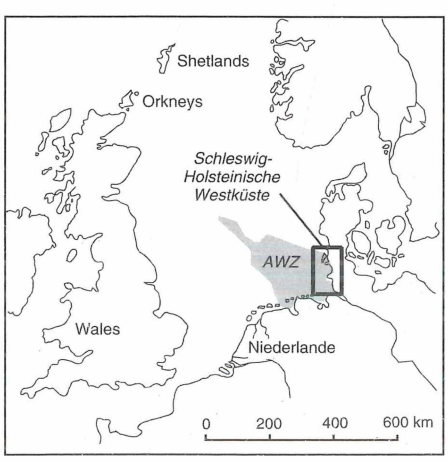

Abb. 1: Nordsee mit Untersuchungsgebiet und schottischen Inseln; AWZ = Ausschließliche Wirtschaftszone

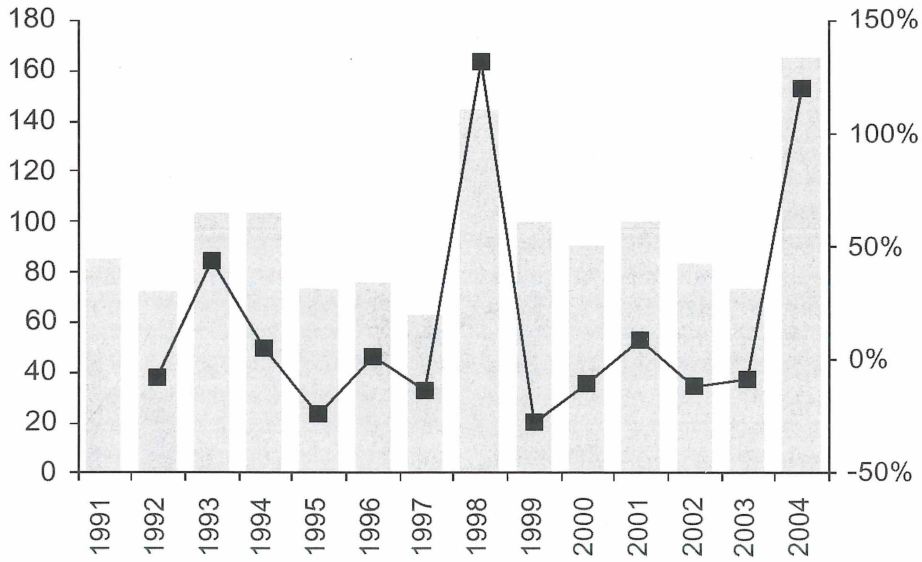

Abb. 2: Jährliche Fundzahlen gestrandeter Schweinswale an der Westküste von Schleswig-Holstein (Säulen, linke y-Achse) und jeweilige Zunahme gegenüber dem Vorjahr in % (Linien, rechte y-Achse); Datenquellen: Forschungs- und Technologiezentrum Westküste und Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer

Ergebnisse

Die Zahl der gemeldeten Strandungen von Schweinswalen an der Westküste von Schleswig-Holstein einschließlich Helgoland schwankte 1991–2004 zwischen 62 und 164 Tieren pro Jahr (Abb. 2). Die Trendanalyse erfolgte per loglinearer Regression, da Tierbestände sich mittelfristig in der Regel exponentiell verändern (Caughley 1977). Der mittlere jährliche Zuwachs beträgt 2,1 % pro Jahr und ist nicht signifikant von Null verschieden (P = 0,26). Die Jahre 1998 und 2004 ragen mit einem Anstieg der Fundzahl um jeweils etwa 130 % gegenüber dem Vorjahr deutlich heraus (Abb. 2), was auf Inkonsistenz mit den übrigen Daten hindeutet (Ausreißerproblem). Bei Ausschluss der beiden Werte ergibt sich ein Zuwachs von 0,1 % pro Jahr, also ziemlich genau Null (P = 0,97). Dieser Unterschied zeigt, dass die leicht positive Tendenz in dem vollen Datensatz allein auf dem Extremwert von 2004 beruht.

Informativer als die rein qualitativen Signifikanztests sind aus dem Standardfehler des Zuwachses errechnete Wahrscheinlichkeiten von positiven und negativen Trends verschiedener Stärke (Tab. 1). Auch hier dürfte der Ausschluss der Ausreißer von 1998 und 2004 korrektere Werte ergeben (Spalte B). Eine Zu- oder Abnahme um mehr als 2 % pro Jahr ist dabei nur mit einer Wahrscheinlichkeit von 10 % oder weniger anzunehmen, was stark auf einen gleichbleibenden Bestand hindeutet. Somit kann man die Fundzahlen verschiedener Jahre auch als Messreplikate auffassen. Der Zufallsfehler dieser Messungen kann in Form des Variationskoeffizienten (CV) bestimmt werden, der die Streuung von Daten prozentual ausdrückt. Der komplette Datensatz weist einen CV von 6 % auf, der um die beiden Ausreißerjahre bereinigte Datensatz kommt auf 4 %. Es handelt sich dabei jeweils um eine Maximalschätzung, da sich nicht nur Messfehler, sondern auch tatsächliche Bestandsänderungen ggf. in den Fundzahlen niederschlagen. Beruhen die erhöhten Strandungszahlen bestimmter Jahre auf kurzfristigen (z.B. Beifang- oder Witterungs-) Ereignissen oder auf einem allgemein erhöhten Aufkommen?

Tab. 1: Wahrscheinlichkeiten von positiven und negativen Trends verschiedener Stärke in den Strandungszahlen, A) für den vollen Datensatz (N = 14) und B) ohne 1998 und 2004 (N = 12)

Trend (% pro Jahr)	Wahrscheinlichkeit (%)	Wahrscheinlichkeit (%)
> +5	8	≪ 1
> +2	52	10
> +1	71	26
> 0	85	51
> 0	15	49
> -1	6	24
> -2	2	8
> -5	≪ 1	≪ 1

Wie Abb. 3 zeigt, waren die monatlichen Fundzahlen im Rekordjahr 2004 von Mai bis Dezember durchgehend überdurchschnittlich hoch. Es handelte sich also um ein dauerhaftes Mehraufkommen, das nicht allein auf kurzfristigen oder zufälligen Ereignissen beruhen kann. (Anm.: Die Wahrscheinlichkeit, dass 8 Monate hintereinander zufällig ein höherer Wert auftritt, liegt unter 0,5 %.) Im Jahr 1998 gab es immerhin 5 Monate lang (April bis August) mehr Strandungen als gewöhnlich (Abb. 3). Allgemein variiert die Häufigkeit der Funde stark mit der Jahreszeit: 86 % der Tiere werden in den Monaten Mai bis September gefunden, 52 % allein in den Spitzenmonaten Juni und Juli (N = 1236). Ungewöhnlich ist das relative Maximum im September 2004.

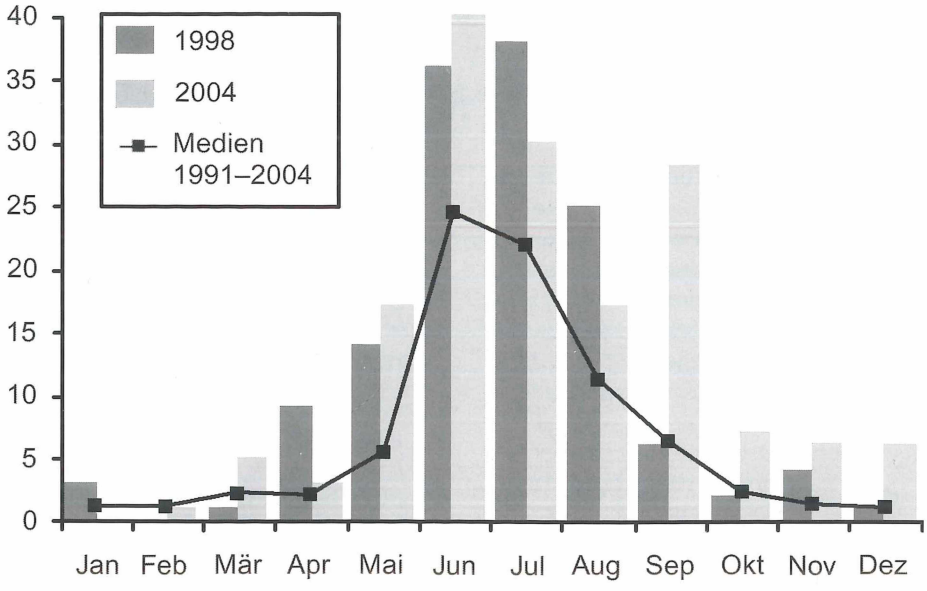

Abb. 3: Monatliche Fundzahlen gestrandeter Schweinswale an der Westküste von Schleswig-Holstein in 1998 und 2004 im Vergleich zu den Erwartungswerten (Mediane für 1991–2004)

Diskussion

Spiegeln Strandungszahlen Bestandsveränderungen von Schweinswalen wieder?

Die Meinungen über die Aussagekraft von Strandungszahlen gehen derzeit noch auseinander. Während einige europäische Fachleute sie generell für untauglich halten (Evans & Hammond 2004, Scheidat 2005), kommen Langzeitstudien zu positiven Ergebnissen. Nach einer auf Hawaii durchgeführten Untersuchung spiegeln Strandfunde sowohl Artenzusammensetzung als auch Bestandsdynamik bei Walen angemessen wieder (Maldini 2005). Im Nordwesten Schottlands erwiesen sich Strandungsdaten im Vergleich zu Lebendsichtungen sogar als besserer Indikator für Veränderungen der Walzönosen (Macleod et al. 2005). Diese Autoren halten die systematische Erfassung von Strandfunden für einen unverzichtbaren Bestandteil von Monitoringprogrammen.

Evans & Hammond (2004) nennen einige Vorbehalte gegenüber Strandungszahlen als Populationsindex für Wale. Zunächst könne nicht unterschieden werden, ob z.B. ein gestiegenes Fundaufkommen auf erhöhter Mortalität oder erhöhter Bestandsdichte beruht. Diese Unsicherheit besteht theoretisch aber allenfalls auf kurze Sicht, denn etwa bei abnehmendem Bestand muss die Zahl der Strandungen mittelfristig sinken, selbst wenn die Mortalitätsrate dauerhaft erhöht bleibt (was bei abnehmendem Bestand häufig der Fall ist). Ebenso muss ein steigender Bestand im Gebiet irgendwann unweigerlich zu höheren Strandungszahlen führen. Kurzzeitig stark erhöhte Sterblichkeit, etwa durch Epidemien oder besondere Fischereiaktivitäten bedingt, müsste dagegen eine Phase niedriger Strandungshäufigkeit nach sich ziehen, da der Bestand ja reduziert wurde. Bei einem epidemischen Massensterben vor der schleswig-holsteinischen Küste dürfte zudem die Ursache mittels Monitoring bald aufgedeckt werden, so dass Fehlinterpretationen kaum zu befürchten sind.
Schwierigkeiten könnten allerdings bei Trendänderungen auftreten, die i.d.R. mit Änderungen der Sterblichkeit verbunden sind. In Übergangsphasen könnte dies zu Fehleinschätzungen führen, z.B. könnte ein einsetzender Abwärtstrend, der mit erhöhter Mortalität einhergeht, wegen zunächst ansteigender Fundzahlen erst mit einigen Jahren Verzögerung erkannt werden. Diese Schwäche relativiert sich jedoch angesichts der großen Datenmengen bzw. Zeiträume, die bei anderen Monitoringmethoden zur Trenderkennung veranschlagt werden müssen (s.u.).

Ein wesentliches Problem bei Strandungszahlen besteht in der Unklarheit über den räumlichen Bezug. Es ist schwer abzuschätzen, welche Population genau durch die Strandfunde »erfasst« wird. Vermutlich nimmt die Wahrscheinlichkeit, dass ein toter Wal strandet, annähernd linear mit seiner Entfernung zur Küste ab, so dass die Funde vor allem küstennahe Vorkommen repräsentieren. Andererseits sind Schweinswale sehr beweglich und wandern zwischen küstennahen und küstenfernen Gebieten (Read 1999, Teilmann et al. 2003). Dieser räumliche Austausch dürfte normalerweise dazu führen, dass die Population großflächig einem einheitlichen Trend folgt. In diesem Fall ist die räumliche Repräsentativität der Strandfunddaten hoch einzuschätzen, d.h. die hier beschriebene Entwicklung könnte durchaus für die gesamte südliche oder östliche Nordsee gelten. Ändert sich dagegen die Verteilung der Tiere nachhaltig, so spiegeln daraus folgende Änderungen in der Strandungshäufigkeit nur interregionale Bestandsverschiebungen wieder. Dies gilt allerdings ebenso für Lebenderfassungen aller Art, auch wenn hier das Untersuchungsgebiet klar definiert ist.

Wie exakt sind Strandungszahlen im Vergleich zu Linientransektzählungen?

Biologische Daten unterliegen generell gewissen Schwankungen. Diese können teils die natürliche Variabilität der interessierenden Größe wiederspiegeln, im vorliegenden Fall also Schwankungen des Schweinswalbestandes selbst, und teils auf anderen (störenden) Faktoren beruhen. Letztere werden hier als statistischer Zufallsfehler bezeichnet. Dieser bestimmt die Aussagekraft der Daten, d.h. die Datenmenge, die erforderlich ist, um einen Trend bestimmter Stärke nachzuweisen.
Bei den Strandungszahlen ist die Hauptursache des Zufallsfehlers wahrscheinlich die hydrografischen Bedingungen (Strömung, Wassertemperatur), die bestimmen, ob ein höherer oder niedrigerer Anteil der verendeten Wale an die Strände gespült wird. Analog wird bei Linientran-

sekterhebungen die Zahl der vom Flugzeug aus gesichteten Wale von diversen Faktoren beeinflusst (u.a. Seegang, Sichttiefe, Sonnenstand, persönliche Qualitäten des Beobachters), die allerdings direkt bei der Berechnung der Bestandsgröße berücksichtigt werden (Hammond et al. 2002). Für jede Bestandszahl kann hier der Zufallsfehler berechnet werden, z.B. in Form des universell vergleichbaren CV. Für Bestandszahlen aus der Nordsee geben Evans & Hammond (2004) einen CV von 14 % an. Ähnliche Werte nennen Reijnders et al. (2005) für die Erhebungen in der deutschen AWZ (Ausschließliche Wirtschaftszone) von 2002/2003. Dem stehen maximal 6 % für die Strandungszahlen (voller Datensatz) gegenüber.
Die zum Nachweis eines bestimmten Trends erforderliche Datenmenge verhält sich proportional zum Quadrat des CV. Folglich würden rund 5mal so viele Transektzählungen wie Strandungszahlen benötigt. Allerdings umfasst der CV bei den Strandungszahlen neben der reinen Zufallsstreuung höchstwahrscheinlich auch reale, kurzfristige Bestandsveränderungen, was bei den Transekterhebungen nicht der Fall ist. Mindestens bei den Spitzenwerten von 1998 und 2004 (Abb. 2) gibt es starke Hinweise auf Zuwanderung (s.u.). Weiterhin gehen die Fundzahlen jeweils in den letzten 5 Jahren vor einem Peak etwas zurück, was auf zyklische Bewegungen hindeuten könnte.
Es bleibt abzuwarten, ob dieses Muster sich in Zukunft bestätigt. Schätzt man den reinen Zufallsfehler der Strandungszahlen zunächst auf maximal 4 %, so würde dies einer 12fach höheren Genauigkeit im Vergleich zu Transektzählungen entsprechen. Schließlich findet die Erfassung der Strandungen jährlich statt, Transektzählungen dagegen voraussichtlich nicht. Damit sind Trends anhand von Strandungszahlen offenbar um ein Vielfaches schneller erkennbar. Zum Nachweis kurzfristiger Bestandsschwankungen sind Transektzählungen statistisch zu ungenau, wie folgendes Beispiel zeigt:
Aufgrund von Erhebungen 2002 und 2003 wurde die Zahl der Schweinswale in der AWZ auf 36.672 geschätzt, mit einem 95 % -Vertrauensbereich von 16.154–83.247 (Reijnders et al. 2005). Fiele die nächste Zählung um den Faktor zwei niedriger (Halbierung) oder höher (Verdopplung) aus, so würde der Wert immer noch innerhalb des o.g. Vertrauensbereiches liegen, d.h. der Unterschied wäre statistisch nicht signifikant. Somit wäre eine reale Bestandsveränderung dieser Größenordnung nicht nachzuweisen.

Wohin entwickelt sich die Schweinswalpopulation?

Die Strandungszahlen der vergangenen 14 Jahre deuten auf keine gerichtete Veränderung der Schweinswalpopulation vor der schleswig-holsteinischen Nordseeküste hin. Vielmehr liegt, im Gegenteil, sogar mit hoher Wahrscheinlichkeit ein stabiler Bestand vor, wenngleich mit teilweise erheblichen kurzfristigen Schwankungen. Aus benachbarten Gebieten existieren einige Datensätze, die sich zum Vergleich anbieten. Bei Horns Reef (DK) auf der Höhe von Esbjerg wurden seit November 1987 wiederholt bootgestütze Schweinswalzählungen durchgeführt. Die vorliegenden Ergebnisse sind zwar nicht standardisiert und entsprechend variabel, aber wegen der langen Zeitreihe trotzdem von Interesse.
Ein Trend ist ebenfalls nicht zu erkennen (Reijnders et al. 2005). Im Gegensatz dazu nahmen Schweinswalsichtungen und -strandungen an der niederländischen Südwestküste in den letzten 2–3 Jahrzehnten stark zu (Camphuysen 2004). Dies wird allerdings nicht auf lokale Vermehrung, sondern auf zunehmende saisonale Einwanderung zurückgeführt. Während Schweinswale in den deutschen Nordseegebieten im Sommer am häufigsten sind (Abb. 3; Hasselmeier et al. 2004), treten sie im Südwesten, am Rand des Verbreitungsgebietes der Population, hauptsächlich im Winter auf (Reijnders et al. 2005). Entlang der britischen Nordseeküste, speziell in Schottland, wo die Bestandsdichte am höchsten ist (Hughes 1998), blieben die Zahlen gestrandeter Schweinswale in jüngerer Zeit (1993–2003) ebenfalls stabil (Sabin et al. 2004). Insofern ist für die Nordsee momentan eine gleichbleibende Population wohl am wahrscheinlichsten.

Schwierig einzuschätzen ist die Situation in Südwestengland und Wales (Ärmelkanal, Keltische See). In diesem Gebiet sind die gemeldeten, vor allem winterlichen Strandungen von Schweinswalen, die zu einer anderen Population gehören (Hughes 1998), im Zeitraum 1993–2003 um ein Mehrfaches gestiegen (Sabin et al. 2004). Eine Populationsvermehrung in diesem Umfang ist aus biologischen Gründen ausgeschlossen. Sabin et al. (2004) nehmen als Ursache eine steigende Mortalität durch Beifang in der Stellnetz- und Kutterfischerei an. Ob dies uneingeschränkt zutrifft oder, wie in den Niederlanden, eher mit zunehmender winterlicher Einwanderung aus anderen Gebieten zusammenhängt, scheint aber nicht sicher zu sein.

Im übrigen sind die Strandungszahlen im Südwesten Großbritanniens wesentlich höher als in Schottland, obwohl um Schottland herum weit mehr Schweinswale leben als im Süden (Hughes 1998). Dadurch wird ein weiteres Problem bei der Interpretation von Strandungszahlen offenbar: Wahrscheinlich hängt die Zahl der Funde stark mit der Besiedlungsdichte und der Küstenstruktur zusammen, so dass Zahlen aus verschiedenen Gebieten nicht vergleichbar sind.

Hinweise auf Schweinswal-'Invasionen'

Die Häufigkeit von Schweinswalstrandungen an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste lag 2004 vom Monat Mai an kontinuierlich über den Erwartungswerten. Daraus wird zunächst geschlossen, dass tatsächlich etwa doppelt so viele tote Wale vorhanden waren wie in den Jahren davor, desgleichen in 1998, als immerhin 5 Monate hintereinander erhöhte Fundzahlen auftraten.
Um diese Zunahme zu erklären, muss zunächst die Möglichkeit in Betracht gezogen werden, dass aufgrund besonderer hydrografischer Bedingungen ein Teil der Tiere jeweils aus entfernteren Gebieten angetrieben wurde. Auf diese Weise landeten z.B. während des Seehundsterbens 1988 unverhältnismäßig viele Robbenkadaver in Schleswig-Holstein (Heidemann & Schwarz 1990). Allerdings halten solche Bedingungen, namentlich starke Westwinde, nicht über Monate an. Stammten die Abgänge also sämtlich aus der lokalen Population?
Gründe für eine besonders hohe Sterblichkeit, z.B. eine Seuche oder eine erhöhte Beifangrate, wurden weder 1998 noch 2004 bekannt. Zudem hätte eine hohe Sterblichkeit in 1998 für die folgenden Jahre unterdurchschnittliche Zahlen erwarten lassen. Dies war jedoch nicht der Fall. Stattdessen gab es jeweils in den 3–5 Jahren vor 1998 und 2004 einen gewissen Rückgang (Abb. 2). Dieses Muster spricht am ehesten für Bestandsschwankungen aufgrund von Zu- und Abwanderung.

Externe Informationen stützen diese Hypothese. Im Nordosten Schottlands, einem Gebiet mit hoher Schweinswaldichte, herrschte 2004 eine katastrophale Nahrungssituation für Seevögel und Wale (Brown 2004, Anonymus 2005). Die Ursache war ein dramatischer Rückgang der Sandaalbestände (*Ammodytes* spec.), vermutlich als Folge zu hoher Wassertemperaturen. In bedeutenden Kolonien der Eissturmvögel (*Fulmarus glacialis*), Drei-

zehenmöwen (*Rissa tridactyla*), Trottellummen (*Uria aalge*) und Küstenseeschwalben (*Sterna paradisaea*) war der Bruterfolg gleich Null. Auch für die Schweinwale der Region bilden Sandaale die Hauptnahrung (SANTOS et al. 2004).

Im Gegensatz zu den Seevögeln sind die Wale zur Fortpflanzung aber nicht ortsgebunden, sondern können zum Kalben und zur Aufzucht in günstigere Gebiete ausweichen. Tatsächlich wurden 2004 auf Schiffsexkursionen im Nordosten Schottlands ungewöhnlich wenige Wale beobachtet (ANONYMUS 2005, CAMPHUYSEN, pers. Mitt.). Der Nachweis einer verringerten Dichte speziell von Schweinswalen liegt aus den oben genannten Gründen leider nicht vor. Dennoch ist ein kausaler Zusammenhang zwischen den hohen Strandungszahlen in Schleswig-Holstein und dem Zusammenbruch der Sandaalbestände in Schottland mehr als wahrscheinlich.

Eine ähnliche Situation bestand 1998. Die britischen FISHERIES RESEARCH SERVICES (2003) stellten in Schottland eine starke Abnahme der Sandaalbestände gegenüber dem Vorjahr fest, die ebenfalls einen Nahrungsengpass für Prädatoren verursachte. Davon betroffen waren neben Seevögeln und Meeressäugern vor allem gadoide Fische, namentlich Schellfisch (*Melanogrammus aeglefinus*) und Wittling (*Merlangius merlangus*). Interessanterweise gab es 1998 in der Deutschen Bucht ein Massenauftreten des Wittlings (R. VORBERG, pers. Mitt.), der die zweitwichtigste Beuteart schottischer Schweinswale darstellt (SANTOS et al. 2004). Sowohl Wittlinge als auch Wale könnten im Frühjahr 1998 aufgrund von Nahrungsmangel nach Süden ausgewichen sein. Plausibel wäre weiterhin eine Südwärtswanderung der Schweinswale im unmittelbaren Gefolge der (nunmehr) als Hauptbeute dienenden Wittlinge.

Beziehungen zwischen Wanderungen und Beutevorkommen sind bei Schweinswalen bereits bekannt. In der äußeren Bay of Fundy in Ostkanada z.B. hängt die Zahl der im Sommer einwandernden Wale mit der Größe der Heringsbestände zusammen (TRIPPEL et al. 1999). Die rund 600–800 km Entfernung von Schottland bis in die Deutsche Bucht (Abb. 1) können die Tiere leicht in wenigen Wochen bewältigen (vgl. READ & WESTGATE 1997). Das fortgesetzte Monitoring der Strandungen von Schweinswalen in Schleswig-Holstein wird sicherlich Gelegenheit geben, zeitliche Muster und Ursachen von Invasionen näher zu untersuchen. Eventuell kann mittels Isotopenanalyse sogar der direkte Nachweis für die Herkunft von Tieren aus einem Ursprungsgebiet geführt werden (C. MACLEOD, pers. Mitt.).

Schlussfolgerungen

Strandfundzahlen von Schweinswalen an der Nordseeküste von Schleswig-Holstein deuten auf einen stabilen Bestand in den letzten 14 Jahren hin. Neben langfristigen Entwicklungen spiegeln sich in den Daten auch kurzfristige, durch Zu- und Abwanderung bedingte Schwankungen wieder. Außergewöhnlich hohe Jahresaufkommen korrelieren mit Änderungen im Auftreten der Hauptbeutearten innerhalb der Nordsee. Anhand der monatlichen Fundzahlen lässt sich sogar die Dauer von ‚Invasionen' verfolgen. In puncto statistische Genauigkeit schneiden Strandungsdaten besser ab als Linientransektzählungen. Bei konstant gehaltenem Aufwand stellt die Erfassung der Strandungen eine effektive Monitoringmethode für Schweinswale dar.

Limitierungen bestehen in Bezug auf überregionale Bestandskontrollen, da Funddaten aus verschiedenen Regionen nicht direkt vergleichbar sind. Solche Zahlen dürfen daher nicht addiert werden, um daraus einen Trend für die Gesamtpopulation zu errechnen. Hierzu müsste man erst eine Gewichtung entsprechend der Größe der lokalen Bestände vornehmen. Zudem können vor allem in Rand- und Wintergebieten der Schweinswalverbreitung nicht-repräsentative Trends auftreten, wie im Südwesten der Niederlande und im südlichen Großbritannien. Am aussagefähigsten sind wahrscheinlich Daten aus Gebieten mit relativ hoher Bestandsdichte und sommerlichem Häufigkeitsmaximum.

Strandungszahlen zeigen nur relative Veränderungen der Population an. Im Verbund mit absoluten Schätzungen aus Linientransektzählungen ergeben sich jedoch wichtige Rückschlüsse auf die Bestandsdichte der Schweinswale in bestimmten Jahren. Offenbar kann die Dichte vor der Nordseeküste von Schleswig-Holstein in ‚Invasionsjahren' auf etwa das doppelte derjenigen Werte ansteigen, die in jüngeren Erhebungen ermittelt wurden (ca. 37.000 Tiere in der AWZ in 2002/2003). Schutzkonzepte für das fragliche Meeresgebiet sollten also berücksichtigen, dass hier neben der regulären Population zeitweise auch beträchtliche Zahlen von Schweinswalen aus der nördlichen Nordsee ein Refugium finden können. Deren Einwanderung gerade zur Zeit der Fortpflanzung dürfte dem Gebiet zumindest zeitweise eine internationale Bedeutung für die Erhaltung der Art verleihen.

Danksagungen

Die Erfassung der Schweinswalstrandungen wurde finanziert durch Projekte des damaligen Ministeriums für Umwelt, Natur und Landwirtschaft (MNUL) des Landes Schleswig-Holstein, des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU-FE10805017/11) und des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF03F0139A). Den Hauptteil der Daten stellte das Forschungs- und Technologiezentrum Westküste in Büsum zur Verfügung. Die hier vorgestellten Analysen wurden teilweise im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer vorgenommen.

Literatur

ANONYMUS (2005): Seabirds in the North Sea: victims of climate change? http://www.birdlife.org/news/features/2005/01/north_sea_seabirds.html

BENKE, H., U. SIEBERT, R. LICK, B. BANDOMIR & R. WEISS (1998): The current status of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in German waters. Archive of Fisheries and Marine Research 46(2): 97–123.

BROWN, P. (2004): Britain´s seabird colonies face disaster – Decline of food stocks blamed for catastrophic breeding season. The Guardian, December 21, 2004.

CAMPHUYSEN, C.J. (2004): The return of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Dutch coastal waters. Lutra 47(1): 135–144.

CAUGHLEY, G. (1977): Analysis of Vertebrate Populations. John Wiley & Sons, Sydney.

EVANS, P.G.H. & P.S. HAMMOND (2004): Monitoring cetaceans in European waters. Mammal Review 34(1–2): 131–156.

EXO, K.-M., O. HÜPPOP & S. GARTHE (2002): Offshore-Windenergieanlagen und Vogelschutz Seevögel 23(4): 83–95.

FISHERIES RESEARCH SERVICES (2003): Sandeels in the North Sea. http://www.marlab.ac.uk/FRS.Web/Delivery/Information_resources/information_resources_view_document.aspx?resourceId=41&documentId=1082

HAMMOND, P.S., P. BERGGREN, H. BENKE, D.L. BORCHERS, A. COLLET, M.P. HEIDE-JØRGENSEN, S. HEIMLICH-BORAN, 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, 361–376.

HASSELMEIER, I., K.F. ABT, D. ADELUNG & U. SIEBERT (2004): Stranding patterns of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the German North and Baltic Seas: when does the birth period occur? Journal of Cetacean Research and Management 6(3): 259–263.

HEIDEMANN, G. & J. SCHWARZ (1990): Das Seehundsterben im schleswig-holsteinischen Wattenmeer 1988/89. In: J.L. LOZÁN, W. LENZ, E. RACHOR, B. WATERMANN & H.v. WESTERNHAGEN: Warnsignale aus der Nordsee. Parey, Berlin & Hamburg. S. 325–330.

HUGHES, K. (1998): The Status of the Harbour Porpoise (*Phocoena phocoena*) in UK waters. Masters Thesis, University of Greenwich, London.

MACLEOD, C.D., S.M. BANNON, G.J. PIERCE, C. SCHWEDER, J.A. LEARMONTH, J.S. HERMAN & R.J. REID (2005): Climate change and the cetacean community of north-west Scotland. Biological Conservation 124(4): 477–483.

MALDINI, D. (2005): Odontocete Stranding Patterns in the Main Hawaiian Islands 1937–2002: How Do They Compare with Live Animal Surveys? Pacific Science 59(1): 55–67.

KREMER, H. (1990): Zur Situation der Wale in der Nordsee – unter besonderer Berücksichtigung des Schweinswales (*Phocoena phocoena* L.). In: J.L. LOZÁN, W. LENZ, E. RACHOR, B. WATERMANN & H.v. WESTERNHAGEN: Warnsignale aus der Nordsee. Parey, Berlin & Hamburg. S. 330–342.

READ, A.J. (1999): Harbour porpoise – *Phocoena phocoena* (Linnaeus, 1758). In: S.H. RIDGWAY & S.R. HARRISON: Handbook of Marine Mammals Vol. 6: The second book of dolphins and porpoises. S. 323–356.

READ, A.J. & A.J. WESTGATE (1997): Monitoring the movements of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) with satellite telemetry. Marine Biology 130(2): 315–322.

REIJNDERS, P.J.H, B. REINEKING, K.F. ABT, S.M.J.M. BRASSEUR, K. CAMPHUYSEN, M. SCHEIDAT, U. SIEBERT, M. STEDE, J. TOUGAARD & S. TOUGAARD (2005): Marine Mammals. In: K. ESSINK, C. DETTMANN, H. FARKE, K. LAURSEN, G. LÜERSSEN, H. MARENCIC, & W. WIERSINGA (Hrsg.): Wadden Sea Quality Status Report 2004. Wadden Sea Ecosystem No. 19. Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. S. 129–142.

SABIN, R.C., P.D.J. CHIMONIDES, C.J.H. SPURRIER, P.D. JEPSON, R. DEAVILLE, R.J. REID, I.A.P. PATTERSON, R. PENROSE & R. LAW (2004): Trends in cetacean strandings around the UK coastline and cetacean and marine turtle post-mortem investigations for the year 2003 (contract CRO 238). Consultancy Report. Client: Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). Report No. ECM 516F/04.

SANTOS, M.B., G.J. PIERCE, J.A. LEARMONTH, R.J. REID, H.M. ROSS, I.A.P. PATTERSON, D.G. REID & D. BEARE (2004): Variability in the diet of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in Scottish waters 1992–2003. Marine Mammal Science 20(1): 1–27.

SCHEIDAT, M. (2005): How to monitor harbour porpoise abundance and distribution – experiences from the German North Sea. 11. Scientific Wadden Sea Symposium Esbjerg 4–8 April 2005.

SCHEIDAT, M. & U. SIEBERT (2003): Aktueller Wissensstand zur Bewertung von anthropogenen Einflüssen auf Schweinswale in der deutschen Nordsee. Seevögel 24(3): 50–60.

SCHULZE, G. (1996): Die Schweinswale. Neue Brehm-Bücherei Bd. 583. Westarp Wissenschaften, Magdeburg. Spektrum Akademischer Verlag: Heidelberg, 191 S.

TEILMANN, J., R. DIETZ, F. LARSEN, G. DESPORTES & B. GEERTSEN (2003): Seasonal migrations and population structure of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Sea and inner Danish waters based on satellite telemetry. 17th Conference of the European Cetacean Society , Las Palmas de Gran Canaria , Spain, 9–13 March 2003.

TRIPPEL, E.A., M.B. STRONG, J.M. TERHUNE & J.D. CONWAY (1999): Mitigation of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) by-catch in the gillnet fishery in the lower Bay of Fundy. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 56: 113–123.

Anschrift des Verfassers:
DR. KAI ABT
Wildlife Consulting
Samwerstr. 32
24118 Kiel
K.F.Abt@web.de

CMS- die Konvention zum Schutz wandernder Tiere:

Von Walen und Problemen mit Menschen

Nicht nur der Walfang gefährdet die Wale, sondern auch unbeabsichtigt macht der Mensch den gefährdeten Meeressäugetieren das Überleben schwer. So wird die Klimaveränderung in der südlichen Hemisphäre eine Nahrungsverknappung zur Folge haben, weil der Krill, die wichtigste Nahrung in antarktischen Gewässern stark zurückgehen wird. Die etwa daumengroßen Garnelen, »das Brot der Antarktis«, sind für ihre Entwicklung von großen Eisflächen abhängig. Jedes Jahr sterben etwa 300.000 Wale im »Beifang«, in nicht für sie aufgestellten Fischernetzen. Viel zu viele Wale kommen um, weil sie von Schiffen angefahren und oft getötet werden. Durch menschliche Aktivitäten sind die marinen Lebensräume für die sensiblen Ohren der Meeressäugetiere schier unerträglich bis manchmal auch tödlich. Weiterhin nehmen Umweltverschmutzung und Überfischung der Nahrungsressourcen dramatisch zu.

Um solchen, mittlerweile überlebensbedrohlichen Problemen gegenzusteuern, haben die 93 CMS-Mitgliedsländer auf ihrer 8. Vertragsstaatenkonferenz in Nairobi vom 20.–25. November 2005 eine Resolution verabschiedet. Sie war von Deutschland mit Unterstützung der GSM erarbeitet und eingebracht worden.

Petra Deimer

Aus unseren Schutzgebieten

Erstes Kegelrobben-Jungtier auf Helgoland

Am 26. November 2005 wurde auf der Helgoländer Düne die erste Kegelrobbe der Saison 2005/2006 geboren. Für die Betreuung und Bewachung der Jungtiere werden im Dezember 05 und im Januar 06 jeweils drei Mitarbeiter des Verein Jordsand vor Ort sein. Es gilt insbesondere die Besucher zu informieren, sie an die Tiere heranzuführen ohne zu stören und so für ein einzigartiges Naturerlebnis zu sorgen.

Uwe Schneider

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: 2005

Band/Volume: 26_4_2005

Autor(en)/Author(s): Abt Kai F.

Artikel/Article: Gibt es bei Schweinswalen »Invasionsjahre«? - Strandfunde als Index für Bestandsveränderungen 14-19