Bessere Überlebenschancen für junge Seehunde*

Von Thomas Borchardt

Einleitung

Ein Blick auf die Anzahl der vor der schleswig-holsteinischen Westküste gezählten Seehunde zeigt, daß sich bis Mitte der 70er Jahre der Bestand auf einem konstant niedrigen Niveau von 1600 ± 200 Tiere bewegte. Seit 1978 stieg der schleswig-holsteinische Bestand stark an (Abb. 1) mit Zuwachsraten zwischen meist 7–24%, von 1990 bis 1993 im Schnitt mit 17% (VOGEL 1994). Für langlebige K-Strategen, die ihren Gesamtbestand über die Geburten- bzw. Aufzuchtrate regeln, ist dies ein sehr hoher Wert. Die bei K-Strategen zu erwartende, mit hohem Populationswachstum einhergehende Abnahme der Reproduktionsrate läßt sich anhand der Daten deutlich aufzeigen (Abb. 2). Sie lag in den 70er Jahren bei 25% und bewegt sich derzeit knapp unter 20%.

Bei abnehmender Reproduktionsrate kann sich eine Subpopulation nur verstärkt vermehren, wenn gleichzeitig deutlich weniger Tiere abwandern oder die Mortalitätsrate sinkt.

Über Zu- und Abwanderung von Seehunden nach oder aus Schleswig-Holstein ist wenig bekannt. In den 60er und 70er Jahren ging man davon aus, daß niedersächsische und niederländische Bestände durch Abwanderung aus Schleswig-Holstein gestützt wurden, da die Reproduktionsrate der schleswig-holsteinischen Tiere weitaus am höchsten lag. In den vergangenen Jahren haben die niedersächsischen und niederländischen Bestände im Vergleich zu den schleswig-holsteinischen jedoch aufgeholt. Die Ursachen sind noch unklar. Daß in den letzten Jahren weniger Tiere aus Schleswig-Holstein abwanderten als früher, ist daher unwahrscheinlich.

Beim Vergleich der Bestandsentwicklungen in Niedersachsen, Dänemark und Schleswig-Holstein fällt auf, daß starker Zuwachs in einem Gebiet nicht mit Stagnation oder Abnahme in Nachbargebieten einhergeht und umgekehrt. So nahm von 1981 nach 1982 der niedersächsische Bestand ab, aber in Schleswig-Holstein gab es keine entsprechende Zunahme. Als von 1980 nach 1981 und von 1985 nach 1986 die schleswig-holsteinischen Bestandszahlen sanken, war in den Nachbarländern kein außergewöhnlicher Zuwachs zu verzeichnen. Die auffällige Zunahme von 1984 nach 1985 in Schleswig-Holstein resultierte nicht in einer Stagnation in Niedersachsen oder Dänemark. Nur von 1993 nach 1994 kann auf

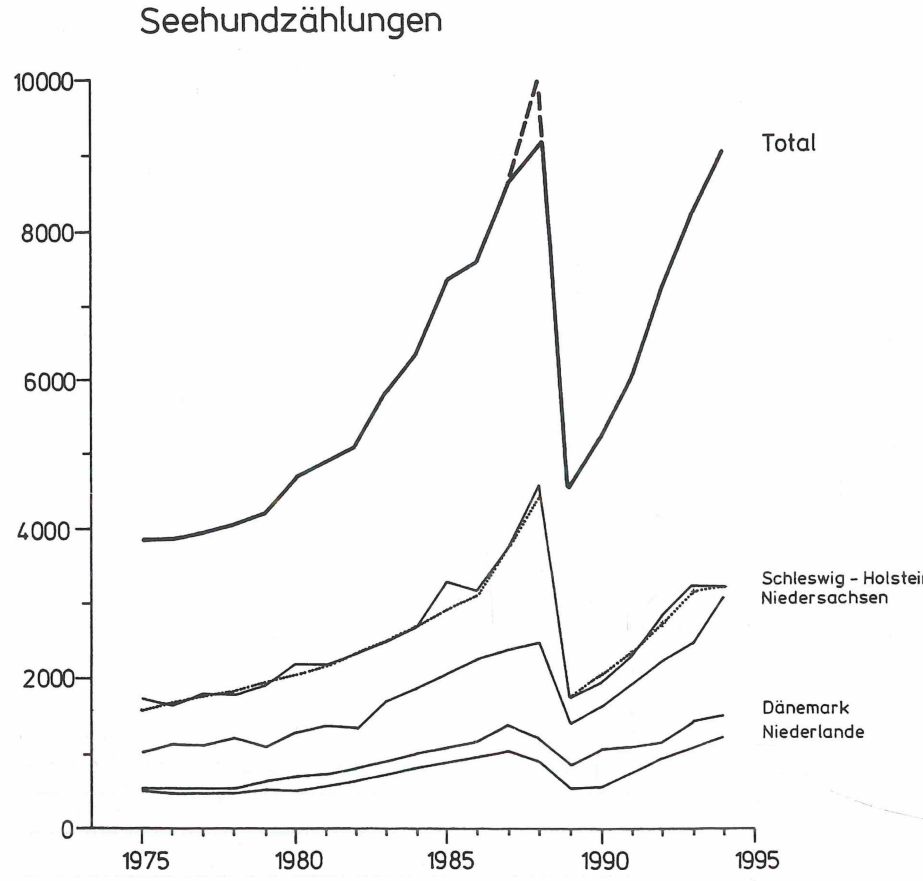

Abb. 1: Ergebnisse der Seehundzählungen der Wattenmeeranrainer. Die gestrichelte Linie zeigt die geschätzte Zahl erfaßbarer Tiere im Jahr des Seehundsterbens. Die gepunktete Linie gibt die Ergebnisse der mathematischen Simulation für zählbare Seehunde im schleswig-holsteinischen Wattenmeer wider.

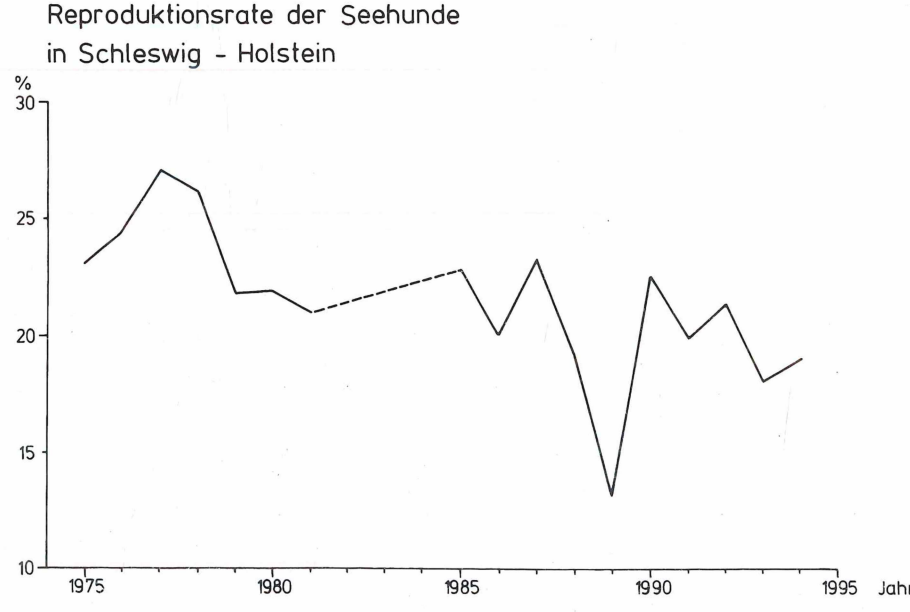

Abb. 2: Reproduktionsrate der Seehunde des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres bezogen auf die Anzahl der gesichteten Tiere.

* Die Arbeiten werden vom Umweltbundesamt im Rahmen des Umweltforschungsplans des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Vorhaben 10802085/01) und durch das Land Schleswig-Holstein gefördert (Veröffentlichungs-Nr. 187 der Ökosystemforschung Wattenmeer).

eine Netto-Abwanderung von Schleswig-Holstein nach Niedersachsen geschlossen werden (siehe Ergebnisse).

Daß die erfaßten Bestandsschwankungen in benachbarten Wattenmeerteilgebieten meist nicht negativ miteinander korreliert sind, wirft die Frage nach der Repräsentanz der Zählungen auf (siehe Diskussion).

Da die Reproduktionsrate stetig abnimmt und die Abwanderung gering ist und vermutlich eher zunimmt, scheint eine reduzierte Mortalitätsrate verantwortlich für den kräftigen Bestandsanstieg in Schleswig-Holstein zu sein. Sie liegt für adulte K-Strategen im allgemeinen recht niedrig, während sie für die Jungtiere stark schwanken kann. Die kurzfristigen Schwankungen hängen von den jährlich wechselnden Umweltbedingungen ab, der langfristige Trend paßt sich jedoch der Bestandsentwicklung an. DRESCHER (1979) errechnete aufgrund seiner Beobachtungen Mitte der 70er Jahre eine Mortalität im ersten Lebensjahr von > 60%. Dieser Wert wird bis heute mangels neuerer Untersuchungen verwendet (HEIDEMANN 1992).

Eine Analyse des vorhandenen Datenmaterials zeigt hingegen, daß die Mortalitätsraten im ersten Lebensjahr gegenwärtig sehr viel niedriger liegen müssen. Zwei Überlegungen machen dies deutlich:

1. Zwischen 1990 und 1994 wurden jährlich ca. 450 – 640 Jungtiere gezählt. Stürben davon 60%, wären ca. 270 – 380 tote Jungtiere zu erwarten gewesen. Die Summe von registrierten toten Jung- und Alttieren lagen jedoch nur zwischen 66 bis 115 Tieren (Tab. 1). Angesichts der vorherrschenden Westwinde und der seit dem Seehundsterben guten Strandüberwachung ist es unwahrscheinlich, daß ca. 3/4 der Tiere nicht registriert worden sein sollen. In diesem Zusammenhang ist außerdem daran zu erinnern, daß beim Seehundsterben 1988 in Schleswig-Holstein sogar mehr tote als vormals lebende Seehunde gezählt worden waren (!), weil der Zählbestand naturgemäß niedriger als der tatsächliche Bestand liegt und an den hiesigen Küsten auch niedersächsische und einige niederländische Tiere angetrieben werden. Da sich an diesen Verhältnissen nichts geändert hat, wären bei einer 60%igen Jungtiersterblichkeit wesentlich mehr als die tatsächlich gemachten Totfunde zu erwarten gewesen.
2. Läßt man mögliche Zu- oder Abwanderungen von Seehunden unberücksichtigt, dann ist der Gesamtbestand (Adulte plus Jungtiere) des Vorjahres abzüglich der bis zum aktuellen Jahr verstorbenen Tiere der diesjährige adulte Bestand. Vergleicht man den Vorjahres-Gesamtbestand mit dem aktuellen adulten Bestand, ergeben sich in den Jahren 1990 bis 1993 nur Abgänge zwischen 65 bis 220 Tieren (Tab. 1). Dies ist wesentlich weniger als die errechneten 312 – 436 Tiere, die bei einer Jungtiersterblichkeit von 60% und einer angenommenen Sterblichkeit der Adulten von 3% in der Bilanz hätten erwartet werden müssen. Außerdem folgt daraus, daß es mit Ausnahme von 1994 kaum Netto-Abwanderungen gegeben hat. Die höheren Nettoabgänge 1994 beruhen offenbar auf einer Abwanderung nach Niedersachsen (siehe Ergebnisse).

Aus 1. und 2. wird deutlich, daß die Sterblichkeit von Jungtieren im ersten Lebensjahr weit niedriger als 60% liegen muß. Mit Hilfe eines mathematischen Modells wurde versucht, Aufschluß über die aktuellen Mortalitätsraten zu erhalten.

Methode

Um die Hypothese zu überprüfen, die Mortalitätsrate der Jungtiere sei deutlich gesunken, wurde ein mathematisches Modell der Bestandsentwicklung konstruiert. Das Modell bedient sich der vorliegenden jährlichen Daten der Seehund-Zählflüge, bei denen Jungtiere von Adulten (= ein- und mehrjährige) unterschieden werden. Es geht davon aus, daß alle Jungtiere während der Zählflüge bei Niedrigwasser auf den Sandbänken erfaßt werden, sich aber ein Teil der Adulten im Wasser befindet und dadurch der Zählung entgeht. Verwendet werden die Ergebnisse der jeweiligen Maximalzählung.

Das Modell benutzt folgende Parameter:

ZT : gezählte Tiere gesamt
JT : gezählte Jungtiere
GSB : errechneter Gesamtbestand
GSB_{pr} : prognostizierter Gesamtbestand
JT_{pr} : prognostizierte Jungtiere
UW : Anteil im oder unter Wasser befindlicher adulter Tiere in Bezug auf die gesichteten
JST : Jungtiersterblichkeit
AST : Adulte Sterblichkeit
WA : Anteil zu-/abwandernder Tiere
WM : Verhältnis Weibchen/Männchen
RW : Anteil reproduzierender Weibchen

Das Modell ist im Grundsatz einfach aufgebaut:

$$GSB_{pr} = RestB + JT_{pr}$$

RestB = übriggebliebener Gesamtbestand vor der Setzzeit des Folgejahres
= GSB – Sterblichkeit – Abwanderung

GSB = (ZT – JT) x (1+UW) + JT
Sterblichkeit = JT x JST + (GSB – JT) x AST
Abwanderung = GSB x WA
JT_{pr} = Restweibchen x RW
Restweibchen = RestB x WM

Das Modell vergleicht ZT und JT des Ausgangsjahres mit den prognostizierten Werten des Zieljahres. Dabei wird vom prognostizierten Gesamtbestand wieder auf den Anteil der vom Flugzeug aus zählbaren Tiere rückgerechnet. Bei der Simulation werden in Durchläufen von Jahr zu Jahr die sechs Parameter UW, WA, JST, AST, WM und RW solange optimiert, bis die Differenzen von $JT_{pr} - JT_{Zieljahr}$ und der durch Zählungen erfaßbare Anteil von $GSB_{pr} - GSB_{Zieljahr}$ eine gewünschte Marge unterschreiten. Aufgrund der Ergebnisse der ethologischen Untersuchungen zum Robbensterben (BOHLKEN 1994) wird dabei WM > 1 gehalten. Liefert das Modell mehrere mögliche Varianten, wird ein Chi^2-Test durchgeführt, um erwartete mit den beobachteten Häufigkeiten zu vergleichen und die Variante mit den minimalsten Abweichungen zu finden.

Ergebnisse

Die von DRESCHER (1979) in den 70er Jahren beobachtete hohe Jungtiersterblichkeit von ca. 60% (Tab. 2) wird vom Modell bestätigt.

Läßt man das beschriebene Modell für die ersten 80er Jahre (1979–1986) laufen, ergeben sich zutreffende Prognosen bei einer Jungtiersterblichkeit von ca. 50%. Diese sinkt in den letzten Jahren vorm Seehundsterben (1986–1988) auf 35% ab. Für die ersten 90er Jahre (1989–1993) liegt die errechnete theoretische Jungtiersterblichkeit bei 25%. Dies ist ein Wert, der sich den ca. 20% annähert, die von ungestörten kanadischen Robbenbeständen berichtet werden (aus: HEIDEMANN 1992).

Das Jahr 1994 wurde bei der Modellberechnung mit abweichendem Abwanderungskoeffizienten berücksichtigt, da der 1994 gezählte Bestand unter dem Vorjahresniveau lag, obwohl Reproduktionsrate und Totfundrate die übliche Größenordnung hatten. Wahrscheinlich ist daher für 1994 eine starke Abwanderungsbewegung nach Niedersachsen, denn auch in Dänemark gab es

Tab. 1: Gegenüberstellung theoretisch gestorbener Seehunde (Jungtier- bzw. Adultensterblichkeit von 60% bzw. 3%) mit den errechneten Nettoabgängen und den tatsächlichen Totfunden.

Schleswig-Holstein Jahr	Theoretisch Gestorb. Seeh. bei JST = 0,60 und AST = 0,03	errechnete Nettoabgänge $ZT-JT-ZT_{Vorjahr}$	tatsächliche Totfunde
1990	312	220	66
1991	331	120	104
1992	435	65	80
1993	436	168	90
1994	451	639	115

nur eine geringe Zunahme von 5%, während in Niedersachsen ein außergewöhnlicher Zuwachs von 25% registriert wurde.

Dem Modell zufolge (Tab. 2) beträgt in Schleswig-Holstein die adulte Sterblichkeit für die 70er Jahre (1974–1979) 5%, danach 3–4%. Die stetige Netto-Zu- oder -Abwanderung ist vernachlässigbar gering (+/– 1%) mit Ausnahme einer leichten Zuwanderung in den beiden Jahren vor dem Seehundsterben und einer stärkeren Abwanderung 1994. Unter oder im Wasser halten sich dem Modell zufolge im Sommer während der Niedrigwasserzählungen nur 3–5% der gezählten adulten Tiere auf. Das Verhältnis von Weibchen zu Männchen liegt bei 1,02–1,08. Der Anteil reproduzierender Weibchen beträgt in den 70er Jahren 55%, Anfang der 80er Jahre noch ca. 49% und sank Ende der 80er bzw. Anfang der 90er Jahre auf ca. 45% ab.

Diskussion

Auch wenn die Modellergebnisse mit einer nicht zu unterschätzenden Unsicherheit behaftet sind, weil die Seehundzählungen hohe Zufallsanteile enthalten, ergibt sich bei der Jungtier-Mortalitätsrate eine klar abnehmende Tendenz. Die offensichtliche Reduzierung der Jungtiersterblichkeit von den beobachteten >60% in den 70er, <50% in den 80er und < 30% anfangs der 90er Jahre ist erklärlich. 1974 wurde in Schleswig-Holstein die Jagd auf Seehunde eingestellt. Damit einhergehend sank die Störungsempfindlichkeit der Tiere, denn zu früheren Jagdzeiten waren die Fluchtdistanzen während der Jagdsaison (ca. 1000 m) wesentlich größer als zur Schonzeit (ca. 100 m, Wipper 1974). Mit der Gründung des Nationalparkes Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer wurden 1985 Schutzzonen eingerichtet, die speziell Mutterbänke berücksichtigten. Dies trug zu einer weiteren Abnahme der Störungen in der sensibelsten Jahreszyklusphase bei. Sekundär hat die aufgezeigte Streßreduzierung weitere positive Effekte bewirkt wie z.B. die zu beobachtende Abnahme der Parasitierung. Gleichzeitig fanden Seehunde eine eutrophierungsbedingte, günstige Ernährungssituation vor. Die Belastung mit PCBs, die nachweislich Seehunde schädigen können, hat abgenommen. Die Jungtiere finden daher heutzutage wesentlich bessere Aufwuchsbedingungen vor als noch vor 20 Jahren.

Trotz der guten Übereinstimmung zwischen realen Zählungen und prognostizierten Modellergebnissen bleiben dennoch große Unsicherheiten. Ein Hinweis auf Unstimmigkeiten ergibt sich aus der Tatsache, daß beim Seehundsterben 1988 ca. 8500 tote Seehunde an der Wattenmeerküste angeschwemmt worden waren. Der gezählte Bestand betrug ca. 9250. Da zum Zeitpunkt der Maximalzählung schon viele Tiere an der Seehundstaupe gestorben waren, läßt sich unter Extrapolation der Kurve der bei Luftzählungen erfaßten Tiere abschätzen, daß ohne Seuche gut 10000 Tiere hätten gezählt werden können. Im Nachfolgejahr wurden ca. 3890 adulte Tiere erfaßt. Demzufolge waren 1988 etwas mehr als 60% der Tiere verendet. Wendet man diesen Prozentsatz auf die 8500 angeschwemmten Tiere an, ergibt sich eine Gesamtpopulation von ca. 14200 Tieren, d.h. die Zählungen würden den Bestand nur zu ca. 70% erfassen. Nimmt man an, daß nur jeder zweite Seehund an den Strand gespült und dort gefunden würde, hätte es 17000 tote Seehunde gegeben und dementsprechend ca. 28000 lebende. Die Zählungen würden dann nur knapp ein Drittel des tatsächlichen Bestandes widerspiegeln.

Wenn die These zuträfe, daß große Teile der Population durch die Zählungen nicht erfaßt werden, müßte entweder die Jungtiersterblichkeit noch wesentlich niedriger als bisher vermutet liegen oder die Reproduktionsrate müßte in der Vergangenheit unterschätzt worden sein. Um dies zu verdeutlichen, werden nachfolgend drei Szenarien gegenübergestellt.

Szenario 1: Alle Tiere werden durch Flugzählungen erfaßt.

Von 1990 bis 1994 lag die Reproduktionsrate im gesamten Wattenmeer durchschnittlich sehr nahe um 20% (bezogen auf das laufende Jahr und die gesichteten Tiere), der Populationszuwachs bei 15,2% (bezogen auf das Vorjahr, siehe Tab. 3) bzw. 12,9% (bezogen auf das laufende Jahr). Die Differenz zwischen Reproduktion (20,3%) und Zuwachs (12,9%) beträgt also ca. 35%. Die Mortalität der Jungtiere muß demnach unterhalb dieses Prozentsatzes liegen, da er die Summe aus Jungtier- und adulter Sterblichkeit darstellt. Szenario 1 ist insgesamt in sich schlüssig und ähnelt den Verhältnissen in der Tab. 2. Es kann jedoch nicht die hohe Zahl der während der Seehundseuche angeschwemmten Tiere erklären, die einen beträchtlichen, nicht durch Zählungen erfaßten Anteil an Seehunden voraussetzen.

Szenario 2: Der Gesamtbestand wird um 30% unterschätzt.

Bezogen auf die gezählten Tiere wäre das ein Fehlbetrag von ca. 43%. Die Reproduktionsrate erniedrigte sich dann durch den Bezug auf eine größere Gesamtpopulation auf 14,1% und läge somit fast gleichauf mit dem auf das gleiche Jahr bezogenen Populationszuwachs von 12,9%. Diese Variante führt sich selbst ad absurdum, da es dann kaum noch Mortalität gäbe. Eine entsprechende mathematische Simulation ergibt eine Reproduktionsrate von 14,5%, einen auf das gleiche Jahr bezogenen Populationszuwachs von 13,6%, eine Jungtiersterblichkeit von 2,3% und eine Sterblichkeit der adulten Tiere von 0,8% ohne Zu- oder Abwanderung. Diese simulierten Mortalitätsraten liegen unrealistisch niedrig und werden schon allein durch die Totfundzahlen widerlegt. Erklärlich wäre das Phänomen unter der Annahme, daß die im Wattenmeer gesichteten Seehunde nur der reproduzierende Teil einer größeren Gesamtpopulation wären. Der nicht reproduzierende Populationsanteil müßte dann draußen in der Nordsee leben und in seiner Größe relativ unabhängig von der Zahl der Wattenmeerseehunde sein. Die Zählflüge würden in diesem Fall kaum Rückschlüsse auf die Gesamtpopulation erlauben. Für diese Denkmöglichkeit zur Erklärung von Szenario 2 gibt es allerdings keine empirische Untermauerung.

Szenario 3: Der Anteil der Jungtiere wird um 30% unterschätzt.

Daß die bisher veröffentlichten Jungtierzahlen unterschätzt sind, ist naheliegend. Die den Ergebnissen zugrunde lie-

Tab. 2: Ergebnisse einer mathematischen Simulation bei minimaler Abweichung zwischen prognostizierten und tatsächlich gezählten Seehunden.

Schleswig-Holstein	1974–79	79–86	86–88	89–93	93–94
Jungtiersterblichk. (%)	60	51	35	25	25
Adulte Sterblichk. (%)	5	4	3	3	3
Zu-/Abwanderung (%)	–1	–1	4	1	–13
Anteil unter Wasser (%)	3	2	3	5	5
Weibch./Männchen	1,02	1,04	1,08	1,04	1,04
Anteil reprod. Weib. (%)	55	49	46	45	45

Tab. 3: Vergleich zwischen Reproduktionsrate und Populationszuwachs.

Gesamtes Wattenmeer	1990	1991	1992	1993	1994	Ø
Reproduktionsrate (%)	20,8	20,9	20,5	18,9	19,2	20,3
Populationszuwachs (%)	15,1	16,1	19,1	14,2	11,3	15,2
Populationszuwachs (% bzg. auf laufendes Jahr)	12,4	14,5	16,0	11,5	10,2	12,9

gende Maximalzählung erfolgt meist Ende Juli oder Anfang August. Da die Setzzeit Anfang Juni beginnt, sind viele Jungtiere bis zur Maximalzählung in den schwierigen ersten Wochen nach der Geburt schon weggestorben, während andere dann schon bis zu zwei Monate alt und vom Flugzeug aus unter Umständen nicht mehr als Jungtiere zu erkennen sind. Bei einer 30%igen Unterschätzung hätte es ca. 43% mehr als die gezählten Jungtiere gegeben. Die Reproduktionsrate läge dann bei 29%. Beim gegenwärtigen Niveau des Populationswachstums würde Szenario 3 eine außerordentliche Mortalität erfordern, die aber aufgrund der Überlegungen zu Tab. 1 nicht gegeben ist.

Als schlüssige Synthese aus den widersprüchlichen Szenarien bietet sich an, eine prozentuale Gesamtbestandsunterschätzung in Höhe der Unterschätzung der Jungtierzahlen anzunehmen. Alle relativen Verhältnisse blieben dann gleich. Dies träfe auch auf die Reproduktionsrate und die Populationswachstumsrate zu. Bei Beibehaltung der plausiblen Zahlen aus Szenario 1 und Tab. 2 (natürlich mit Ausnahme des »Anteils im Wasser befindlicher Seehunde«) kann so erklärt werden, wieso beim Seehundsterben wesentlich mehr tote Tiere, als nach den Zählergebnissen hätten erwartet werden können, angeschwemmt wurden. Ein wesentlich größerer Seehundbestand als der vom Flugzeug aus gezählte kann sich logischerweise nur rekrutieren, wenn auch die Jungtierzahlen entsprechend höher liegen. In welcher Höhe der Gesamtbestand und die Jungtierzahlen unterschätzt werden, kann jedoch aus dem vorliegenden Zahlenmaterial nicht abgeleitet werden. Hier klafft offensichtlich eine große Wissenslücke, die durch weitere Forschungen wie z.B. telemetrische Untersuchungen geschlossen werden sollte.

Unabhängig von den obigen Überlegungen ist auch in Zukunft mit einem weiteren Ansteigen der Seehundbestände, nicht aber mit einer Überpopulation zu rechnen. Durch die aktuell abnehmende Reproduktionsrate wird der weitere Anstieg verlangsamt werden. Zu einem späteren Zeitpunkt wird durch ein weiteres Hinausschieben der Geschlechtsreife, durch noch geringere Geburtshäufigkeiten, durch innerartliche Freßkonkurrenz und möglicherweise durch eine Zunahme diverser Krankheiten das Populationswachstum zum Stillstand kommen.

Gegenwärtig gibt es für das Erreichen einer Kapazitätsgrenze keinerlei Anzeichen. Die Reproduktionsrate liegt noch immer auf einem hohen Niveau, und die körperliche Kondition der Tiere, gemessen als Verhältnis von Speckdicke zu Körperlänge, ist ausgezeichnet. Bei der gegenwärtigen Größe der Seehund-Wattenmeerpopulation von gezählten 9096 Tieren ist mit einem baldigen Abflachen der Wachstumskurve auch gar nicht zu rechnen, denn um die Jahrhundertwende gab es nach Berechnungen von Reijnders (1990) trotz Bejagung und ohne Eutrophierung etwa 37 000 Tiere.

Ob das weitere Anwachsen der Seehundpopulation durch einen erneuten Ausbruch der Seehundstaupe (PDV) gebremst werden wird, ist unter Experten noch strittig. Nach bisherigen Erkenntnissen können sich Morbilliviren, zu denen der PDV-Virus gehört, nur in Populationen von mehr als 100 000 Tieren dauerhaft halten und somit zu einer ständigen Basisimmunität beitragen. Die Wattenmeerpopulation der Seehunde mit ihren <10 000 Tieren würde daher mit der Zeit wieder immunologisch naiv werden und für einen neuen Seuchenzug empfänglich sein (Harder & Liess 1994). Niederländischen Untersuchungen zufolge wird der PDV-Virus jedoch möglicherweise auch längere Zeit von infizierten, aber gesund erscheinenden Tieren ausgeschieden. Dann wäre auch bei der jetzigen Populationsgröße nur mit einem sporadischen Aufflackern der Krankheit bei Jungtieren zu rechnen (Visser et al. 1993).

Zusammenfassung

Eine Analyse der schleswig-holsteinischen Seehundzahlen zeigt, daß im Vergleich zu den 70er und 80er Jahren die Mortalitätsrate der Jungtiere deutlich von einstmals über 60% auf unter 30% abgenommen hat. Widersprüchlichkeiten im Zahlenmaterial werden unter der Annahme erklärt, daß Jungtierzahlen und die Größe der Wattenmeerpopulation bisher unterschätzt wurden.

Summary

An analysis of the Schleswig-Holstein seal numbers shows that in comparison to the seventies and eighties mortality of the pubs has decreased from more than 60% to less than 30%. Inconsistencies of the data material are explained by the assumption that pub numbers and population size of the Wadden Sea seal population were underestimated in the past.

Literatur

Bohlken, H. (Hrsg.) (1994): Zoologische und ethologische Untersuchungen zum Robbensterben. – Universität Kiel, Abschlußbericht BMU FE-Vorhaben-Nr. 10805017/06, 23 pp.

Drescher, H. E. (1979): Biologie, Ökologie und Schutz der Seehunde im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. – Meldorf, Beitr. Wildbiol. 1, 73 pp.

Harder, T. C., & B. Liess (1994): Besteht die Gefahr eines neuen Robbensterbens im Wattenmeer? – Eine Übersicht nach fünf Jahren virologischen und serologischen Monitorings. – Seevögel 15/2: (24)–(26)

Heidemann, G. (1992): Das große Sterben. – Fauna 2: 12–14

Reijnders, P. J. H. (1990): Retrospective Population analyses and related future management perspectives for the harbour seal *Phoca vitulina* in the Wadden Sea. – Proceedings of the 7th International Wadden Sea Symposium, Ameland 1990, Neth.Inst.Sea Research, Publ. Ser. 20: 193–197

Visser, I. K. G., E. J. Vedder, H. W. Vos, M. W. G. VanDeBildt & A.D.M.E. Osterhaus: Continued presence of phocine distemper in the Dutch Wadden Sea. – Vet.Rec. 143: 43–44

Vogel, S. (Hrsg.) (1994): Robben im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. – Universität Kiel, Thematischer Bericht, 108 pp.

Wipper, E. (1974): Die ökologischen und pathologischen Probleme beim europäischen Seehund (*Phoca vitulina* Linné 1758) an der niedersächsischen Nordseeküste. – Doktorarbeit, Universität München, 211 pp.

Anschrift des Verfassers:
Landesamt für den Nationalpark
Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
Schloßgarten 1
25832 Tönning

Buchbesprechung

Kirschbaum, Ulrich, und Volkmar Wirth (1995).

Flechten erkennen Luftgüte bestimmen

128 Seiten, 73 Farbfotos, Zeichnungen u. Tabellen, ISBN 3-8001-3477-2, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. Preis: DM 19,80.

Flechten, eine Symbiose aus einem Pilz und mindestens einer Alge, reagieren auf Luftverschmutzungen. Neben der technischen Luftanalyse werden diese Organismen, schon seit dem vorigen Jahrhundert, als Bioindikatoren eingesetzt, und sie zeigen deutliche und eindeutige Veränderungen ihrer Lebensfunktionen schon bei Belastungen, die deutlich unterhalb der Immissionsgrenzwerte liegen, die ja überwiegend auf den Gesundheitsschutz des Menschen ausgelegt sind.

Da ein geeigneter Bestimmungsschlüssel bisher fehlte, war ein sicheres Ansprechen der wichtigsten baumbewohnenden Flechten ohne Spezialliteratur nicht möglich. Erst im Rahmen einer landesweiten Flechtenkartierung der Hessischen Landesanstalt für Umwelt wurde dieser überfällige Bestimmungsschlüssel erstellt und in Form dieses Buches zugänglich gemacht.

Das Buch führt zunächst in die Biologie der Flechten ein und vermittelt dann einen Überblick über die Methodik der Flechtenkartierung auf der Grundlage einer neuerarbeiteten, standardisierten VDI-Richtlinie »Flechtenkartierung zur Ermittlung des Luftgütewertes«. Alle zur Bioindikation ausgewählten 60 mitteleuropäischen Flechtenarten sind farbig abgebildet und mit den charakterischen Merkmalen und ökologischen Ansprüchen beschrieben. Dieses handliche und auch preiswerte Buch ist ein notwendiger Feldführer. Eike Hartwig

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: 1995

Band/Volume: 16_2_1995

Autor(en)/Author(s): Borchardt Thomas

Artikel/Article: Bessere Überlebenschancen für junge Seehunde 46-49