

Abschlussbericht

Final report



Verluste von See- und Wasservögeln durch die Fischerei unter besonderer Berücksichtigung der international bedeutsamen Rast-, Mauser- und Überwinterungsgebiete in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns

*Losses of seabirds and waterfowl by fisheries with special regards to
the international important resting, moulting, and wintering areas in
the coastal waters of Mecklenburg-Western Pomerania*



I.L.N Greifswald
Institut für Landschaftsökologie
und Naturschutz

Dezember 2005



IFAÖ
INSTITUT FÜR ANGEWANDTE
ÖKOLOGIE GmbH

**Verluste von See- und Wasservögeln
durch die Fischerei
unter besonderer Berücksichtigung der
international bedeutsamen Rast-, Mauser- und
Überwinterungsgebiete in den Küstengewässern
Mecklenburg-Vorpommerns**

*Losses of seabirds and waterfowl by fisheries with special regards to the
international important resting, moulting, and wintering areas in the
coastal waters of Mecklenburg-Western Pomerania*

Abschlussbericht

Final report

Dezember 2005

Auftraggeber

Landesamt für Umwelt, Naturschutz
und Geologie Mecklenburg-Vorpommern



PF 13 38
18263 Güstrow
Telefon (+49 / 0) 38 43 - 777 - 0
<http://www.lung.mv-regierung.de>
poststelle@lung.mv-regierung.de

Auftragnehmer

I.L.N. Greifswald
Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz

Am St. Georgsfeld 12
17489 Greifswald
Telefon (+49 / 0) 38 34 - 89 19 - 0
<http://www.iln-greifswald.de>
post@iln-greifswald.de

Projektleitung und Bearbeitung

Dr. Frithjof Erdmann **I.L.N. Greifswald**
Institut für Landschaftsökologie
und Naturschutz



Am St. Georgsfeld 12
17489 Greifswald
Telefon (+49 / 0) 38 34 - 89 19 33
frithjof.erdmann@iln-greifswald.de

Bearbeitung des Kapitels 5

Dr. Jochen Bellebaum **INSTITUT**
Dr. Jan Kube **FÜR ANGEWANDTE ÖKOLOGIE**
Dr. Axel Schulz **FORSCHUNGSGESELLSCHAFT MBH**
NEU BRODERSTORF



Alte Dorfstrasse 11
18184 Neu Broderstorf
Telefon (+49 / 0) 38 204 - 618 20
<http://www.ifaoe.de>
bellebaum@ifaoe.de

Mit Dank an Herrn Bernd Schirmeister, Ahlbeck, für die Überlassung von Daten für diese Studie.

Titelbild: Eisentenpärchen am Greifswalder Bodden, Foto *Markus Lange*

Inhaltsverzeichnis

Content

1	Vorbemerkungen	5
2	Konzept und Durchführung der Studie	8
3	Fischerei und Meeresvögel – die ökologische Sicht (F. Erdmann)	9
3.1	Nutzung überall: unberührte Meere gibt es nicht mehr	9
3.2	Beifang und Discard	10
3.3	Discard und Seevögel	12
3.4	Seevögel und Fischerei	12
4	Vogelverluste durch Fischereigeräte – weltweit und regional (F. Erdmann)	14
4.1	Fischereigeräte und betroffene Vogelarten	14
4.1.1	Langleinenfischerei	14
4.1.2	Wadenfischerei	15
4.1.3	Schleppnetzfischerei	16
4.1.4	Stellnetzfischerei	17
4.1.5	Reusenfischerei	19
4.1.6	Fischfallen verschiedener Art	20
4.2	Umfang der Vogelverluste in Fischereigeräten im Ostseeraum und ökologische Konsequenzen	23
4.2.1	Deutschland	23
4.2.1.1	Mecklenburg-Vorpommern	23
4.2.1.2	Schleswig-Holstein	28
4.2.2	Polen	29
4.2.3	Litauen	34
4.2.4	Lettland	35
4.2.5	Estland	36
4.2.6	Russland	37
4.2.7	Finnland	38
4.2.8	Schweden	40
4.2.9	Dänemark	51
4.2.10	Vergleichsgebiet niederländische Binnenküste	52
4.2.11	Sichtung und Auswertung aktueller Vogelbeifang-Daten aus der Pommerschen Bucht (Schirmeister-Daten)	57
4.2.12	Vogelbeifänge im Ostseeraum – eine Übersicht	70
4.3	Vogelbeifänge im Ostseeraum – Konsequenzen für regionale Vogelpopulationen	76

5	Räumliches und zeitliches Konfliktpotential mit der Küstenfischerei Mecklenburg-Vorpommerns (<i>J. Bellebaum, J. Kube, A. Schulz</i>)	84
5.1	Datengrundlagen	84
5.2	Der Schlüsselfaktor Nahrung	84
5.2.1	Tauchenten als Muschelfresser	85
5.2.2	Tauchenten als Konsumenten von Makrophytensamen, Crustaceen, Insekten, Schnecken und Muscheln	86
5.2.3	Meeresenten als Muschelfresser	86
5.2.4	Fisch fressende See- und Wasservögel	88
5.3	Fischereiliche Nutzung und Zugphänologie der Vögel	91
5.3.1	Jahreszeitliche Verteilung der Fischereiaktivität	91
5.3.2	Jahreszeitliches Auftreten der Zugvögel	97
5.3.3	Jahreszeitliches Konfliktpotential	104
5.4	Fischereiliche Nutzung und räumliche Verteilung von Rastvögeln	104
5.4.1	Äußere Wismarbuch	104
5.4.2	Plantagenetgrund	106
5.4.3	Pommersche Bucht westlich Adlergrund	107
5.4.4	Räumliches Konfliktpotential	108
6	Strategische Ansätze zur Minderung der Vogelverluste durch die Fischerei (<i>F. Erdmann</i>)	109
	Zusammenfassung	113
	Summary	114
	Literaturverzeichnis	115

1 Vorbemerkungen

Preface

Im Jahr 1994 legten Durinck et al. erstmalig eine Übersicht der wichtigsten Überwinterungsgebiete von See- und Wasservögeln für die gesamte Ostsee vor. Zur Identifizierung der Gebiete griffen die Autoren auf vier Untersuchungsmethoden zurück: Zählungen von Land, flächendeckende Zählungen vom Flugzeug sowie Stichproben-Zählungen vom Flugzeug und vom Schiff aus entlang von Transekten. Diese Daten erlaubten erstmalig eine Identifizierung und Abgrenzung der wichtigsten Rast- und Überwinterungsgebiete in der Ostsee sowie eine Quantifizierung der in diesen rastenden Vogelbestände.

Die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns sind in der von Durinck et al. vorgelegten Liste von insgesamt 39 Gebieten gleich mit vier Gebieten vertreten: Die pommersche Boddenlandschaft von der Darß-Zingster Boddenkette bis zum Stettiner Haff (Zalew Szczeciński), einschließlich der rügenschenschen Bodden stehen nach den von den Autoren angewandten Ranking-Kriterien ostseeweit an erster Stelle, gefolgt von der Pommerschen Bucht (mit Anteilen von Territorialgewässern Mecklenburg-Vorpommerns und Polens sowie der deutschen und polnischen AWZ¹). Die Gewässer vor und in der Wismar-Bucht einschließlich des Salzhaffs nehmen den 13., die Seegewässer nördlich des Darß und des Zingst² bis zum Plantagenetgrund den 19. Rang ein.

Diese erste Bewertung von Überwinterungsgebieten wurde in späteren Untersuchungen und Forschungsvorhaben bestätigt (z.B. Forschungsvorhaben MINOS und MINOS+; Befliegungen im Auftrag des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Nehls et al. 1993–2003, Umweltgutachten im Rahmen von Windparkplanungen etc.). Zusätzlich zur Bedeutung der genannten Gewässerbereiche für die Überwinterung von See- und Wasservögeln wurden dabei auch Erkenntnisse über die Zugrast und das Mausergeschehen gewonnen.

Eine Auswertung aller verfügbaren Daten mit dem Ziel der Identifizierung und Abgrenzung der bedeutenden Vogelrast- und Überwinterungsgebiete in den äußeren Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern wurde kürzlich im Auftrag des LUNG M-V vom Institut für Angewandte Ökologie erarbeitet (IfAÖ 2005). Dieses Gutachten bestätigt die Erkenntnisse von Durinck et al. (1994), ergänzt jedoch das Wissen über die Nutzung der Gebiete durch See- und Wasservögel und ermöglicht eine präzisere Abgrenzung. Das Gutachten liefert die fachliche Grundlage für die Identifizierung der „zahlen- und flächenmäßig geeignetsten Gebiete“ für die Erhaltung bestimmter gefährdeter Vogelarten sowie regelmäßig auftretender Zugvogelarten im Sinne von Artikel 4 Abs. 1 der Richtlinie 79/409/EWG (Vogelschutzrichtlinie).

Die Bedeutung der inneren Küstengewässer (Bodden und Haffe) als Rast- und Überwinterungsgebiet war schon lange vor den Untersuchungen von Durinck et al. (1994) bekannt, da für diese langjährige landgestützte Erfassungen der Vogelbestände durch ehrenamtliche Ornithologen vorlagen. Auf dieser Grundlage wurden die Wismar-Bucht, der Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft (mit großen Teilen der Darß-Zingster Boddenkette und den westrügenschenschen Bodden) sowie der Greifswalder Bodden bereits 1992 durch das Land Mecklenburg-Vorpommern als EU-Vogelschutzgebiete gemeldet.

¹ AWZ Ausschließliche Wirtschaftszone = EEZ Exclusive Economical Zone

² Die Gewässerflächen vor der Außenküste des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft eingeschlossen.

In der deutschen AWZ wurden die bedeutenden Vogelrast- und Überwinterungsgebiete durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) identifiziert und im Mai 2004 durch das Bundesumweltministerium (BMU) als Europäische Vogelschutzgebiete an die EU-Kommission gemeldet. In der Ostsee betrifft dies das Gebiet der Pommerschen Bucht. Dieses Gebiet wurde im September 2005 nach nationalem Recht als Naturschutzgebiet ausgewiesen. Es bildet mit den angrenzenden Territorialgewässern von Mecklenburg-Vorpommern eine räumliche und funktionale Einheit.

Die Ausweisung der für den Schutz von gefährdeten und wandernden Vogelarten „zahlen- und flächenmäßig geeignetsten Gebiete“ als EU-Vogelschutzgebiete ist für die Mitgliedstaaten eine Verpflichtung. Die Staaten der EU verfügen nur über einen geringen Ermessensspielraum bei der Festlegung von Kriterien für die Identifizierung dieser Gebiete. Sobald ein Gebiet nach rein fachlichen Kriterien als eines der „geeignetsten“ identifiziert wurde, ist seine Ausweisung als Vogelschutzgebiet jedoch obligatorisch (EuGH, Urteil vom 02.08.1993 – Rs. C-255/90 [Santona] Rz. 26). Die Anwendung anderer als rein naturschutzfachlicher Kriterien (z.B. wirtschaftliche oder soziale Erwägungen) sind nach der Rechtsprechung des EuGH für die Ausweisung von besonderen Schutzgebieten gemäß EU-Vogelschutzrichtlinie nicht zulässig (EuGH, Urteile vom 11.07.1996 – Rs. C-44/95 [Lappel-Bank] Rz. 41 und vom 19.05.1998 – Rs. C-3/96 [Niederlande] Rz. 57).

Nach dem aktuellen Stand wissenschaftlicher Erkenntnisse steht außer Zweifel, dass die identifizierten bzw. bereits gemeldeten Gebiete in den Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern bzw. in der AWZ zu den für den Schutz bedrohter und wandernder Vogelarten „zahlen- und flächenmäßig geeignetsten“ gehören und dementsprechend als besondere Schutzgebiete im Sinne von Artikel 4 Abs. 1 der EU-Vogelschutzrichtlinie auszuweisen sind. Nach der Rechtsprechung des EuGH genügt allerdings nicht die Ausweisung eines Gebietes als Schutzgebiet: Für die Arten, für die ein Gebiet ausgewiesen wurde, ist vielmehr auch ein effektiver Schutz durchzusetzen.

Alle für den Schutz von See- und Wasservögeln bedeutsamen Meeresgebiete unterliegen zugleich vielfältigen wirtschaftlichen und anderen Nutzungen, die mit den Schutzerfordernissen für die Vögel in Konflikt stehen können. Mit der Identifizierung und Ausweisung von Vogelschutzgebieten besteht die Verpflichtung, derartige Konflikte soweit zu reduzieren, dass sie sich nicht erheblich auf die Schutzerfordernisse für die betreffenden Vogelarten auswirken (vgl. die ständige Rechtsprechung des EuGH, z.B. die Urteile vom 25.11.1999 – Rs. C-96/98 [Poitou] Rz. 40, vom 13.06.2002 – Rs. C-117/00 [Owenduff-Nephin Beg Complex] Rz. 26 und insbesondere vom 07.09.2004 – Rs. C-127/02 [Herzmuschelfischerei], Rz. 36 ff., 58 ff.).

Ein besonderes Konfliktpotential besteht dabei u.a. zwischen den Erfordernissen des Vogelschutzes und der Fischerei. Aus verschiedenen Untersuchungen in Mecklenburg-Vorpommern und anderen Seegebieten ist bekannt, dass auch in der Ostsee See- und Wasservögel in teilweise erheblichen Zahlen in Fischereigeräten ertrinken, insbesondere in Stellnetzen. Langfristig ist es nicht hinnehmbar, dass einerseits bestimmte Meeresgebiete für den Erhalt von See- und Wasservögeln als Schutzgebiete ausgewiesen werden, die zu schützenden Vögel in den gleichen Gebieten jedoch zu Tausenden oder sogar Zehntausenden in Fischernetzen verenden. Maßnahmen zur Minimierung des Konfliktes werden zukünftig zwingend erforderlich sein. Dazu ist jedoch zunächst eine genaue Kenntnis der Konfliktsituation erforderlich. Insbesondere sind folgende Fragen zu beantworten:

- Welche Größenordnung erreichen die Verluste von See- und Wasservögeln in Fischereigeräten (lokal, regional, auf dem Zugweg einer Art insgesamt etc.)?
- Gibt es Bestandsgefährdungen von Vogelarten durch die Fischerei (auch im Zusammenwirken mit anderen Faktoren)?

- Welche Fischereiformen sind im Hinblick auf Vogelbeifang besonders konfliktrichtig?
- Welche Möglichkeiten zur Reduzierung der Konflikte gibt es?

Die vorliegende Studie verfolgt das Ziel, erste Grundlagen zur Beschreibung und Bewertung des Konfliktfeldes „Seevögel und Fischerei“ vorzulegen sowie Lösungsansätze aufzuzeigen. Dabei werden die vorhandenen Erkenntnisse in Form einer Literaturstudie zusammengestellt und ausgewertet. Weiterhin werden vorhandene Daten in Hinblick auf die dargestellte Zielstellung neu ausgewertet. Und nicht zuletzt sollen auch Kenntnislücken beschrieben und Vorschläge für weitere Untersuchungen unterbreitet werden.

2 Konzept und Durchführung der Studie

The concept of solution and the design of the study

Literaturrecherche. Mit einer Literaturrecherche wurde ein Überblick zum Stand der Forschung zum Thema erarbeitet. Dabei wird die Such- und Arbeitsintensität abgestuft:

Für den Überblick ist die Internet-Suche weltweit in den wichtigsten Quellen am besten geeignet; bei erfolgversprechenden Spuren wurde vertieft nachgesucht. Eine intensivere Suche erfolgte zum Ostsee-, weniger umfassend auch zum Nordsee-Raum, wodurch neben der Darstellung der Beziehung Fischerei-Seevögel ein knapper Überblick zum Beifang-Problem generell zusammengestellt werden konnte. Dabei wurden benachbarte Felder gestreift (bes. Meeressäuger). Auch Möglichkeiten zum Aufsuchen „grauer“ Literatur wurden eingesetzt.

Obwohl sehr viel Material gefunden wurde, ist der Anteil wissenschaftlicher Originalarbeiten mit guter Aussagekraft relativ gering. Im Internet und in einer Reihe von Zeitschriften dominieren zumeist politische Statements und Initiativen sowie Appelle von Umweltorganisationen. Bei gezielter Suche fand sich jedoch eine ganze Reihe von verwertbaren Arbeiten, auch aus dem Nord-Ostsee-Raum. Allerdings überwiegen auch in der Fachliteratur Reviews und Zitate von immer den gleichen Untersuchungen. Zahlreiche von ihnen, vor allem aus dem europäischen Raum, wurden gesammelt, jedoch bei weitem nicht alle in dieser Studie verwendet. Somit diente das meiste vorgefundene Material lediglich als Informationshintergrund bzw. wurde nach Sichtung wieder abgelegt.

Bei der Recherche wurde speziell gesucht nach:

- (1) den qualitativen (betroffene Arten, Fischereiformen einschl. Netzarten und Maschenweiten)
- (2) den quantitativen (Umfang der Verluste)
- (3) den räumlich-zeitlichen (räumliche und zeitliche Konzentration von Verlusten sowie Koinzidenzen mit erfassbaren biologischen Abläufen und Habitateigenschaften) Zusammenhängen zwischen Fischerei und Vogelverlusten.

Zu einem gewissen Schwerpunkt wurde der **Überblick zu den Zusammenhängen zwischen fischereilicher Nutzung und Vogelverlusten im Ostseeraum**. Er setzt sich aus mehreren Komponenten zusammen:

- Darstellung und Auswertung der Literaturinformation aus verschiedenen Gebieten der Ostsee und eines Vergleichsgebietes in den Niederlanden (Abschnitte 4.2.1 bis 4.2.10)
- Sichtung und Auswertung aktueller Daten zu Vogelbeifängen aus der Pommerschen Bucht vor Usedom (Datensammlung B. Schirmeister; Abschnitt 4.2.11)
- Übersicht zu Vogelbeifängen im Ostseeraum (Abschnitt 4.2.12) und Betrachtung zur Bedeutung dieser Beifänge für die Vogelpopulationen (Abschnitt 4.3)
- Betrachtungen zum räumlichen und zeitlichen Konfliktpotential zwischen den Funktionen von Meeresgebieten für rastende und überwinterte Vögel und der Küstenfischerei in Mecklenburg-Vorpommern.

Im Text verwendete englische Begriffe (gelegentlich auch skandinavische) sollen dem Leser vor allem als Stichwort-Hilfe bei der eigenen Suche in Literaturverzeichnissen und im Internet dienen.

3 Fischerei und Meeresvögel – die ökologische Sicht

Fisheries and seabirds – the ecological view

3.1 Nutzung überall: unberührte Meere gibt es nicht mehr

Exploitation everywhere: there are no more untouched seas

Die wirtschaftliche Nutzung der Meere hat vielfältige und tiefgreifende Auswirkungen auf diese gemeinhin als „Wildnis“ angesehenen Gebiete. Die Nutzungen umfassen stoffliche Einträge, vor allem von Nährstoffen und Schadstoffen, wie bei der Nutzung zur Entsorgung von Abfällen und Abwässern, die Gewinnung von Bodenschätzen, die Schifffahrt sowie Fischerei und Aquakultur. Nährstoffeinträge können die Produktivität und den Stoffhaushalt von Rand- und Binnenmeeren erheblich beeinflussen, wie das bei der Ostsee seit Jahrzehnten nicht zu übersehen ist. Häufige Algenblüten sind eine besonders auffällige Folge, aber nur „die Spitze des Eisbergs“. Auch die Spur von Schadstoffen zieht sich durch alle Glieder der marinen Nahrungsketten (z.B. Wania et al. 2001), oft mit erheblichen Anreicherungen bei den Sekundärkonsumenten, also auch bei Fischen, die dem Menschen als Nahrung dienen. Schwermetalle und eine Anzahl chlorierter Phenolderivate sind die bekanntesten Beispiele. Die Auswirkungen von Mineralöleinträgen durch die Erdölgewinnung und durch die Schifffahrt sind mit jährlich einigen Hunderttausend verölten Meeresvögeln nur unvollständig beschrieben. Insbesondere bei der Gewinnung von Bodenschätzen (Erkundung, Baggerung, Bohrung) und bei militärischen Nutzungen (Schießbetrieb, Sonar) ist die akustische Beeinträchtigung des Meeres bedeutsam, zumal etliche Meerestiere (Fische, marine Säugetiere) über hochempfindliche Sinnesorgane für Druck und Schall verfügen.

Auswirkungen unterschiedlicher Art miteinander zu vergleichen, ist nicht unproblematisch. Doch es ist wohl anzunehmen, dass sich keine Nutzungsart so vielfältig, intensiv und zugleich großflächig auswirkt wie die Fischerei.

Die Entnahme einer erheblichen Biomasse durch den Fang ist dabei nur einer der Auslöser im hoch komplexen Geflecht von Effekten. Doch die Biomasseentnahme allein ist i.d.R. nicht das Problem, es ist deren Selektivität durch die Entnahme der für die Vermarktung interessanten Arten (z.B. Christensen et al. 2003). Sie führt – vor allem bei sehr starker Entnahme – nicht nur zur Reduzierung der wirtschaftlichen Grundlagen der Fischerei, sondern hat auch weitreichende Konsequenzen für die Selbstregulation von Populationen und Ökosystemen (z.B. Pauly et al. 1998; Tasker et al. 2000; Zeller et al. 2001; Johnson 2002; Robinson & Frid 2003; s. auch Kenchington 2002).

Der zweite Auslöser sind die Beifänge wirtschaftlich nicht verwertbarer Arten (z.B. Lewison et al. 2004). Sie können je nach Art und Gebiet der Fischerei aus den unterschiedlichsten Tieren des Meeresbodens, aus untermäßig oder nicht vermarktbar Fischen, aus Schildkröten, Vögeln und Säugetieren bestehen. Der größte Teil des Beifangs geht als Rückwurf (Discard) wieder von Bord. Größere Fischereifahrzeuge mit Einrichtungen zum Verarbeiten des Fangs geben häufig außerdem Fischabfälle außenbords. Auf diesen Teil fischereilicher Nebenwirkungen wird im Punkt 3.2 näher eingegangen.

Ein dritter Komplex von Auswirkungen der Fischerei sind die unmittelbaren Wirkungen von Fischereigeräten auf die Meeresumwelt. Hier sind an erster Stelle Grundschleppnetze einschließlich der Baumkurren und Dredgen zu nennen, die durch Überrollen, Schleppen, Schürfen und Durchsieben das Benthos nachhaltig schädigen (z.B. Jennings & Kaiser 1998; DeAlteris et al. 1999; Dayton et al. 2002; Ojaveer 2002; Thrush & Dayton 2002; SRU 2004: 48, 90 f.; ICES 2005; Sewell & Hiscock 2005). Auf diese Weise werden größere Teile der Nord-

see jährlich mehrfach „durchgearbeitet“ (z.B. RCEP 2004; s.a. Jennings & Kaiser 1998; Valdemarsen 1998; Bergman & van Santbrink 2000), gleiches trifft auch für Bereiche der westlichen Ostsee zu (Krost et al. 1990; Andersson & Jonsson 2003; Hopkins 2003).

Allgemeine Information zu den Verhältnissen im südwestlichen Ostseeraum findet sich bei Niedermeyer et al. (1987), Rutschke (1993), Durinck et al. (1994), Duphorn et al. (1995) und Rheinheimer (1996), zur Fischerei insbesondere bei Rechlin (1996), Schnack (1996a, 1996b), Thiele (1996), MacKenzie et al. (2002, 2004) und Danielsson et al. (2004).

3.2 Beifang und Discard

Bycatch and discard

Einen Teil des Beifangs können die Fischer vermarkten, weil es zwar nicht die Zielarten des Fangs, aber doch marktgängige Arten und Größen sind. Dieser Teil wird gewöhnlich an Bord behalten und angelandet. Zumindest in der EU, aber auch in etlichen weiteren Ländern, gibt es Regelungen, wie groß der Anteil solcherart Beifangs sein darf, ggf. ob und wie er auf Fischereiquoten anzurechnen ist.

Für untermaßige Fische besteht generell ein Anlandungs- und Vermarktungsverbot. Ziel ist, den Fang untermaßiger (also zu junger) Fische dadurch unattraktiv zu machen und die Fischer zu veranlassen, größere Maschenweiten bzw. selektivere Fangmethoden anzuwenden. Diese Fische werden deshalb zu Discard, gehen also wie die übrigen unerwünschten Fänge über Bord. Allerdings sind die Überlebenschancen des Discards überwiegend gering³. Fische in Grundschleppnetzen haben i.d.R. versandete Kiemen oder sind durch den Druck beim stundenlangen Schleppen oder beim Hol geschädigt oder bereits verendet. Haie und Rochen sind oft erstickt, da die Fesselung im Netz oder der Druck im Schleppnetz keine effiziente Atmung ermöglicht. Luft atmende Tiere sind gewöhnlich ertrunken.

Der Anteil des Beifangs bzw. Discards am Gesamtfang ist sehr unterschiedlich, abhängig von der Methode der Fischerei, Maschenweiten und anderen Faktoren (z.B. Kelleher 2004). Sehr hoch ist er gewöhnlich beim Fang von Garnelen („Krabben“) oder Plattfischen mit Grundschleppnetzen bzw. deren spezifischen Modifikationen (50–96 %), wie er beispielsweise in der Nordsee üblich ist. Auch bei der Schleppnetzfisherei auf Aal in der Ostsee können 4–5 % Fanganteil der Zielart bereits als relativ günstig gelten (s. Gabriel & Thiele 1997, Gabriel et al. 1998). Bei anderen Formen der Fischerei fallen Beifang und Discard geringer aus (s. z.B. Panten et al. 2003).

Über den weltweit über alle Fischereien entstehenden Anteil des Discards gibt es unterschiedliche Meinungen. Beispielsweise wird von der kleinen Küstenfisherei in vielen Ländern fast der gesamte Beifang genutzt, so dass oft nicht klar ist, ob die Bezeichnung Beifang überhaupt zutrifft. Der Discard liegt dann, vor allem in asiatischen Ländern, in der Nähe von 1 %, oft noch darunter (FAO 2004). Die bisher am meisten akzeptierten Schätzungen taxieren den mittleren Discard nach anfänglichen Überschätzungen (Alverson et al. 1994; FAO 1996 a) für die 1980er und frühen 1990er Jahre auf etwa ein Fünftel der angelandeten Fangmengen (Alverson 1998; FAO 1998). Neuere Schätzungen nehmen geringere Mengen an (8 %: Kelleher 2004; 7 %: FAO 2004), wobei teilweise andere Methoden und Einteilungen, aber auch neuere Daten zugrunde liegen, die sowohl Bemühungen um einen höheren Ausnutzungsgrad der Fänge als auch um Reduzierung des Beifangs widerspiegeln. Das Problem muss jedoch für diese Studie nicht näher beleuchtet werden.

³ Da als Discard verendeter untermaßiger Fisch dem Bestand ohnehin verloren ist, gibt es Bestrebungen, die Anlandung untermaßiger Fische zumindest bei quotierten Arten zuzulassen und dabei auf die Quote anzurechnen. Anreize zur Vermeidung untermaßiger Fänge könnten dabei allein durch Marktmechanismen entstehen.

Garthe et al. (1996) schätzten, dass der Discard der Nordsee-Fischerei Mitte der 1990er Jahre annähernd 5,9 Mill. Seevögel ernährte. Der jährliche Discard umfasste ca. 4 % der marinen Biomasse bzw. 22 % der Masse der angelandeten Fänge. Eine Reihe von Seevogelarten hat sich auf diese Art des Nahrungserwerbs eingestellt (Abfallverwerter, scavenger seabirds). Zu ihnen gehören in Nordwesteuropa Eissturmvogel (*Fulmarus glacialis*), Basstölpel (*Sula bassana*), Skua (Große Raubmöwe, *Stercorarius skua*), Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*) und die großen Möwenarten, teilweise auch Lummen und Alken (Furness et al. 1988, 1992; Garthe et al. 1996; s. auch Skov & Durinck 2001). Im Ostseeraum mit den weniger extremen Wind- und Seegangsverhältnissen und den relativ geringen Entfernungen zur den Küsten, aber auch weniger großen Discardmengen, fehlen einige dieser Vögel, weil sie offenbar der Konkurrenz von Arten nicht gewachsen sind, deren Flugleistungsvermögen etwas geringer ist, die dafür aber als Generalisten alternative Nahrungsquellen nutzen können, sowohl entlang der Küste als auch an Land. Hier dominieren die größeren Möwenarten, insbesondere Silbermöwe (*Larus argentatus*) und Mantelmöwe (*Larus marinus*), doch auch die Zwergmöwe (*Larus minutus*) gehört zu dieser Gruppe, in Küstennähe außerdem die Sturmmöwe (*Larus canus*), mehr in den inneren Seegewässern kommt die Lachmöwe (*Larus ridibundus*) hinzu.

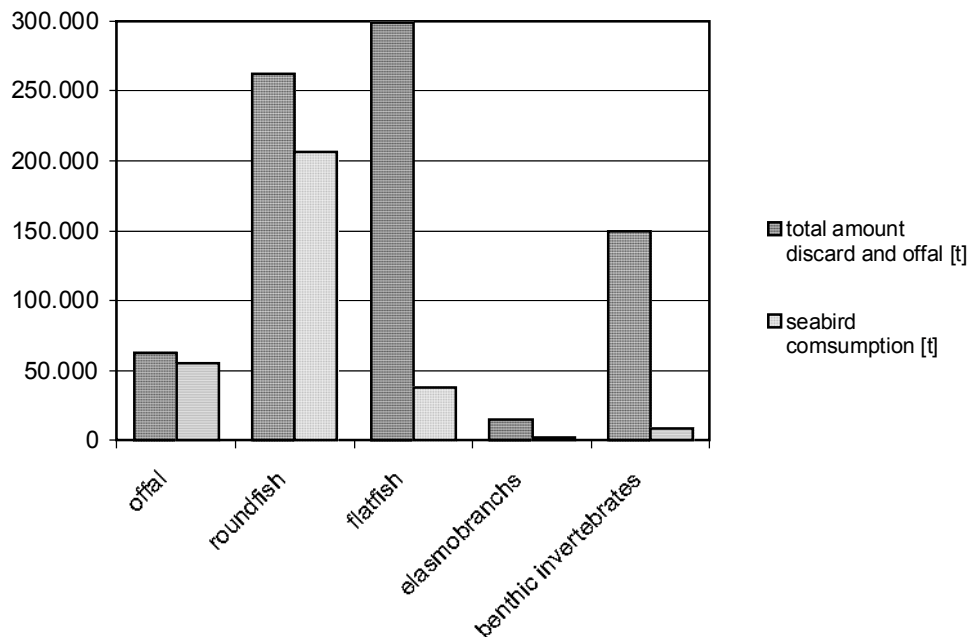


Abb. 3.2.1. Schätzung der Discard-Beträge in der Nordsee-Fischerei und der von Seevögeln konsumierten Anteile, Daten nach Garthe et al. (1996) *Estimation of discards in North Sea fisheries and the parts consumed by seabirds*

An weltweiten Maßstäben gemessen, scheint Discard in der Ostsee kein ernsthaftes Problem zu sein (FAO 1996 b) – zumindest aus fischereilicher Sicht. Das mag insofern richtig sein, als die hier fangenden Flotten sich angesichts schwindender Ressourcen bereits früher auf eine Reduzierung des Beifangs eingestellt hatten. Hinsichtlich der Beifänge von Vögeln und Säugetieren ergibt sich allerdings ein anderes Bild (s.u. Kap. 4.2).

3.3 Discard und Seevögel

Discard and seabirds

Die Verfügbarkeit einer größeren Nahrungsmenge wirkt sich in jedem Fall auf die Größe und Zusammensetzung von Seevogelgemeinschaften aus (z.B. Furness et al. 1988; Camphuysen & Garthe 2000; Arcos 2001; Votier et al. 2004 c). Die Wirkung erfolgt direkt und positiv über den Bruterfolg und die verminderte Mortalität bei räuberischen (z.B. Raubmöwen) und Abfall sammelnden Arten (z.B. Sturmvögel, Möwen), aber auch indirekt, denn der Prädationsdruck von Discard gestützter Möwen- und Raubmöwenpopulationen auf andere an das Meer gebundene Arten ist erheblich. Da die Möglichkeiten, dem Prädationsdruck auszuweichen bzw. Verluste zu kompensieren, nach Arten und Umweltbedingungen unterschiedlich sind, führt das nicht zwangsläufig zum drastischen Rückgang der betroffenen Arten, zumal auch diese bis zu einem gewissen Grad vom Discard profitieren.

Für die Ostsee schätzten Garthe & Scherp (2003) auf der Grundlage eigener Versuche zur Aufnahme von Discard und Abfällen auf See und offizieller Discard-Statistiken, dass jährlich ca. 6 500 t rückgeworfener Fische und 16 000 t Abfall (darunter z.B. mit Grundschleppnetzen gefangene Miesmuscheln) von Seevögeln gefressen werden.

Erfolgte mit steigender Fischereintensität und zunehmendem Discard eine Zunahme bestimmter Arten und der Druck auf andere, so können sich die Verhältnisse bei Abnahme des Discards (höhere Selektivität des Fangs, höherer Verwertungsgrad des Beifangs) umkehren oder zumindest stark ändern (z.B. Camphuysen & Garthe 2000).

3.4 Seevögel und Fischerei

Seabirds and fisheries

Seevögel und Fischer können Konkurrenten sein, wenn sie der gleichen Beute nachstellen. Das kann z.B. der spannenlange Jungdorsch sein, der, von einem Vogel gefressen, nicht mehr zu einem Fangobjekt der Fischerei heranwachsen kann, aber auch indirekt der Sprotte (*Sprattus sprattus*), der dem Dorsch (*Gadus morhua*) als Nahrung entzogen wird. Ebenso führt die i.d.R. starke Befischung und vor allem deren Selektivität zu erheblichen Einflüssen auf die Größe und Zusammensetzung der Seevogelgemeinschaften (Furness et al. 1988; Camphuysen & Garthe 2000; Lewison et al. 2004; Votier et al. 2004 c).

Die Vielzahl derartiger Beziehungen und ihre Wechselwirkungen untereinander führen in der Natur zu kaum überschaubaren, hochkomplexen Beziehungsgeflechten (z.B. Gislason 1994; Walter et al. 1994; Bearhop et al. 2001; Votier et al. 2004 a, 2004 b). Deshalb ist es in den meisten Fällen unmöglich, klare Ursachen für bestimmte Entwicklungen zu identifizieren. Meist kann nur festgestellt werden, ob bestimmte Erscheinungen eine Entwicklung positiv oder negativ, stark oder schwach beeinflussen. Besonders weit reichende Effekte treten bei der selektiven Entnahme von Arten auf, denen am Ende von Nahrungsketten eine hohe Regulationsfunktion zukommt (z.B. Lewison et al. 2004).

Beispielsweise können die Arten im Ökosystem unterschiedliche Rollen spielen. So treten Dorsch und Sprotte in der Ostsee als Opponenten auf: Sprotten sind eine wichtige Nahrung für Dorsche, aber Sprotten fressen auch Eier und Larven von Dorschen. Die Balance wird zugleich erheblich durch die Befischung der beiden Arten beeinflusst.

In stark befischten Gebieten kann die Wirkung der Fischerei auf die Fischbestände – und damit weiter auf die Seevögel – stärker als alle natürlichen Faktoren sein. Es überrascht nicht, dass auch das am Beispiel des Dorsches nachgewiesen wurde (z.B. Svedäng et al. 2002).

Seevogelarten, deren Fitness durch die regelmäßige Nutzung von Discard erhöht wird, sind generell keine Spezialisten. Sind keine Nahrung „abwerfenden“ Fahrzeuge in ihrem Sammel- bzw. Jagdgebiet, nutzen sie die natürlicherweise zugänglichen Nahrungsquellen (Skov et al. 2000; Skov & Durinck 2001). In der Ostsee sind das vor allem die in großen Schwärmen auftretenden kleinen Fischarten (z.B. Sprotte *Sprattus sprattus* und Sandaal *Ammodytes tobianus*) bzw. Jungfischschwärme (z.B. Hering *Clupea harengus*). Das bedeutet auch, dass eine Bestandsgefährdung dieser Arten durch Wegfall positiver anthropogener Effekte (z.B. durch Rückgang des Discards), trotz zeitweilig drastischer Entwicklungen (z.B. Camphuysen & Garthe 2000; Votier et al. 2004a, 2004c) i.d.R. nicht zu befürchten sein sollte.

Die Bestände Fisch fressender Vogelarten werden nicht nur durch Art und Menge des Discards beeinflusst. Ein Beispiel für eine andere Ursache-Wirkungs-Kette gibt der Kormoran (*Phalacrocorax carbo*). Sein Bestandsanstieg ist nicht zufällig eng mit der starken selektiven Befischung von Raubfischarten verbunden. Das dadurch gestörte Gleichgewicht zwischen Räubern und Beute führt in Verbindung mit der Gewässer-Eutrophierung zu starken Weißfischbeständen, durch die der wachsende Kormoranbestand maßgeblich gestützt wird (z.B. van Rijn & van Eerden 2002).

Für einige Vogelarten können Verluste durch die Fischerei ein erheblicher, zumindest in bestimmten Gebieten auch ein entscheidender Mortalitätsfaktor sein (z.B. Trottellumme (*Uria aalge*): Olsson et al. 2002, Wohl et al. 1998, Chardine 1998; Tordalk (*Alca torda*), vielleicht auch Gryllteiste (*Cepphus grylle*): Hario 1998; Kormoran, Krähenscharbe (*Phalacrocorax aristotelis*), Eiderente (*Somateria mollissima*); Trottellumme und Gryllteiste: Follestad & Runde 1995).

Die Attraktion der Nahrungsquelle Discard für Seevögel führt selbstverständlich auch direkt beim Fischfang zu Konflikten mit der Fischerei, insbesondere wenn Seevögel beim Holen auf Teile des Fangs zugreifen (Erbeuten oder Beschädigen) und wenn Fischereigerät durch Vögel blockiert oder beschädigt wird. Neben Schäden an Fang und Gerät sind in vielen Fällen damit auch Störungen im Betriebsablauf verbunden, insbesondere durch das Lösen der Vögel aus Netzen oder vom Haken (bes. beim Holen von Stellnetzen und Langleinen) und durch den zur Vermeidung solcher Beifänge vorgenommenen Wechsel von Fangplätzen oder -methoden.

4 Vogelverluste durch Fischereigeräte – weltweit und regional

Bird losses in fishing gear – worldwide and in the Baltic sea region

4.1 Fischereigeräte⁴ und betroffene Vogelarten

Fishing gear and affected bird species

4.1.1 Langleinenfischerei

Longline fisheries

Fangprinzip. Langleinen (long lines, långrev) fangen durch beköderte Haken. Entlang einer im Gewässer durch Schwimmer in der Zieltiefe schwebenden oder am Gewässergrund ausgelegten Leine von oft mehreren Kilometern Länge (Hauptschnur, ground line) sind kurze Leinenstücke (Mundschnüre, snoods, short lines) mit beköderten Haken (baited hooks) befestigt.

Anwendung. Die Langleinenfischerei ist weltweit sehr verbreitet, sowohl in der Küsten- als auch in der Hochseefischerei. Sie gilt als eine gute Methode zum Fang von Qualitätsfisch. Mit Langleinen können zahlreiche m. o. w. räuberisch lebende Fischarten gefangen werden, die entweder im Pelagial (Hochsee-Langleinenfischerei, z.B. mehrere Thunarten, auch Kabeljau u.a.) oder am Gewässergrund bzw. im grundnahen Pelagial leben (Küstenfischerei, z.B. Dorsch/Kabeljau, Aal, Zander).

Gefährdung von Vögeln. Die Gefährdung von Vögeln kann auf zweierlei Art erfolgen: Vogelarten, die an der Meeresoberfläche jagen bzw. sammeln, können vor allem beim Ausbringen der Langleinen nach den Ködern schnappen, werden gehakt und ertrinken an der ablaufenden Leine. Die Köder der ausgelegten Langleinen können u.U. Benthos fressenden Arten zum Verhängnis werden, wenn die Gewässer sehr flach sind, oder sie bleiben tauchenden bzw. sammelnden Arten zugänglich, wenn sie an der Oberfläche ausgelegt wurden. In der Literatur finden sich zahlreiche Hinweise zur ersten Unglücksform, vor allem wohl, weil oft Hochseerarten mit niedriger Reproduktionsrate (z.B. Albatrosse) beteiligt sind und weil sie sich direkt vom Fischereifahrzeug aus beobachten lässt.

Beifang von Vögeln und Vermeidungsmöglichkeiten. Der Beifang von Vögeln durch die Langleinenfischerei ist sehr groß und weltweit offenbar am stärksten in der Diskussion. Da es an vergleichenden Untersuchungen fehlt, kann nach den vorliegenden Studien, die sich immer mit bestimmten Vogelgruppen oder Fangmethoden beschäftigen, nicht gesagt werden, ob es die große Anzahl der Vögel oder die besondere Dramatik der Verluste ist, durch die die Diskussion mehr angeregt wird. Dramatisch sind die Verluste in zweierlei Hinsicht: (1) Im Unterschied zu anderen Vogelverlusten kann man hier zusehen, wie der Vogel anfliegt, zuschnappt und Sekunden später am Haken in die Tiefe gerissen wird. (2) Wohl viel dramatischer ist aber, dass es häufig Albatrosse sind, die auf diese Weise ums Leben kommen, Arten ohne natürliche Feinde und mit sehr geringer Reproduktion, für die solche Art von Verlusten zu schweren Beeinträchtigungen der Populationsentwicklung und ggf. zur Bestandsgefährdung führen kann. Eine umfangreiche aktuelle Untersuchung zu den Umständen und zur Grö-

⁴ Hier werden nur weltweit häufig genutzte Formen des kommerziellen Seefischfangs behandelt, vor allem, wenn sie auch vor den deutschen Küsten von wirtschaftlicher Bedeutung sind. Sowohl für die Einteilung des Fanggeräts als auch für dessen Benennung gibt es verschiedene Möglichkeiten bzw. Varianten. Deshalb werden ggf. mehrere Begriffe und auch englische Bezeichnungen genannt, was z.B. bei der Suche nach weiterer Information im Internet oder in Bibliothekskatalogen vorteilhaft sein kann.

Benennung des Vogel-Beifangs an Langleinen stellten Artyukhin et al. (2004) vor. Auch aus dem Europäischen Nordmeer und dem Mittelmeer sind Probleme mit der Langleinenfischerei bekannt (z.B. Dunn & Steel 2001; Belda & Sánchez 2001; Cooper et al. 2003).

Es gibt inzwischen verschiedene Techniken zur Minderung dieser Verluste (Løkkeborg 1998, 2003; Melvin et al. 1999; Melvin 2000; Melvin & Parrish 2001; Løkkeborg & Robertson 2002; Anonymus 2004a; Artyukhin et al. 2004), insbesondere zur Abschirmung der von den Fahrzeugen ablaufenden Leinen⁵, ebenso Untersuchungen zur Effizienz der verschiedenen Methoden. Da das Haken von Seevögeln an ablaufenden Langleinen in unserem Gebiet keine größere Bedeutung hat, wurden diese nicht näher analysiert.

4.1.2 Wadenfischerei

Seining

Fangprinzip. Waden (auch „Ringwaden“, purse seines, snörpvad) sind schwimmende, einige Dutzend Meter (Hochseefischerei auch ca. 200 m) in die Tiefe reichende Netzwände, die mit Hilfe eines oder mehrerer Beiboote um geortete Fischschwärme gelegt werden. Dann wird zunächst durch Ziehen der Bodenleine (Grundleine, Schnürleine, wire rope, bottom rope) zum beutelartigen Verschließen des Netzes nach unten und schließlich durch Holen des Netzes der Raum für den Fang eingeengt und dieser dann an Bord genommen.

Eine modifizierte Form ist die Snurrewade (Danish seine, snurrevad; ähnlich: Scotch seine). Sie sinkt durch größere Gewichte an der Grundleine und dient dem Fang von Grundfischen, die durch vor dem Netz über den Grund gezogenes Tauwerk (Scheuchleinen, herd ropes) aufgescheucht und ins Netz getrieben werden.

Die Selektivität der Wadenfischerei wird zwar auch durch Maschenweiten, aber mehr noch durch den Einsatz bestimmt. Bei der Anwendung in der Seefischerei ist die Selektivität relativ hoch, weil geortete Schwärme gezielt aufgesucht werden können. War man dabei früher auf visuelle Merkmale (Wasseroberfläche, Seevögel) angewiesen, kann heute mit technischen Mitteln Art und Größe des Schwarms recht gut bestimmt werden.

Anwendung. Die Ringwadenfischerei (purse seining, vadfiske) dient vorwiegend dem Fang von oberflächennah ziehenden Schwarmfischen (z.B. Heringsartige, Makrelen, Thun). Mit Snurrewaden (Danish seining, Scotch seining) können vor allem Grundfische bzw. Arten des grundnahen Pelagials (z.B. Kabeljau, Plattfische) gefangen werden.

Gefährdung von Vögeln. Wenn Fischschwärme in den oberen Gewässerbereichen ziehen, werden Seevögel angelockt. Es wird jedoch angenommen, dass durch die mit dem Einkreisen des Schwarms und dem Holen des Fangs verbundenen Aktivitäten tauchende Seevögel im Bereich der Netzwände eher zurückhaltend sind. Die Netze sind außerdem relativ grob und überwiegend gut sichtbar. Für nahe der Wasseroberfläche jagende Vogelarten bestehen ebenfalls keine größeren Gefahren. Es ist deshalb nicht überraschend, dass sich zum Beifang von Vögeln keine Angaben finden. Der Fang von Kleinwalen kommt nicht selten vor, da sie, wie auch größere räuberische Fischarten, den Schwärmen folgen. So können auch verschiedene Haiarten betroffen sein, in wärmeren Gewässern ebenso Meeresschildkröten.

Beifang von Vögeln und Vermeidungsmöglichkeiten. Der Beifang von Vögeln in Waden ist offenbar ziemlich selten, Untersuchungen dazu liegen nicht vor.

⁵ Beispielsweise sog. „streamer lines“ (offenbar aus verschiedenen Gründen am erfolgreichsten; s. z.B. <http://www.fakr.noaa.gov/protectedresources/seabirds.html>), Leinen- oder Köderabschussvorrichtungen, Langleinenrohre, auf dem Haken tiefgefrorene Köder und, zumindest bei Langleinen für den Gewässergrund anwendbar, Leinengewichte.

4.1.3 Schleppnetzfisherei

Trawl fisheries

Fangprinzip. Ein sackförmiges, i.d.R. großes Netz wird von einem Fischereifahrzeug geschleppt, wobei die Fangöffnung durch statisch⁶ und dynamisch⁷ wirkende Vorrichtungen offen gehalten wird. Die Fische fangen sich im hinteren Teil des Netzes (Steert, cod end). Schleppnetze werden häufig als Grundsleppnetz⁸ (bottom trawl, bottentrål) genutzt, wobei die Gewichte meist als Rollen ausgelegt sind, die durch Schall- bzw. Druckwellenerzeugung zugleich einen Aufscheucheffekt auf bodenlebende Arten ausüben. Spezielle Formen von Grundsleppnetzen (z.B. Baumkurren, beam trawls, bomtrål) können so ausgelegt sein, dass sie die oberen Zentimeter (manchmal auch Dezimeter) des Gewässergrundes mit Ketten (tickler chains) durchkämmen⁹. Als eine spezifische Form der Schleppnetzfisherei kann die Dredge angesehen werden, die vor allem für den Fang von Muscheln und teilweise auch von Krebstieren genutzt wird. Ihre Wirkung auf den Gewässerboden ähnelt der der Baumkurre, ist aber gewöhnlich noch intensiver, da sie die obere Sedimentschicht aufnimmt und durchsiebt. Vor Mecklenburg-Vorpommern ist das kommerzielle Dredgen nicht üblich.

Außer zum Fang von Meerestieren am Grund können Schleppnetze auch im freien Wasser (pelagisch) eingesetzt werden (pelagic trawl, mid-water trawl, flytrål). Größere Fahrzeuge können dabei auf hoher See riesige Konstruktionen ziehen. Ziel dieser Fischerei können alle pelagischen Hochseearten sein.

Beifang ist bei der Schleppnetzfisherei ein großes Problem (z.B. Tschernij & Suuronen 2002; Huse et al. 2002, dazu auch Dammert 2002; Hopkins 2003; SRU 2004). Kleinen bzw. untermaßigen Fischen soll durch größere Maschenweiten im vorderen (weiten) Teil des Netzes eine Chance zum Entkommen gegeben werden. Das genügt gewöhnlich nicht. Bei Grundsleppnetzen und Baumkurren gibt es auch immer häufiger starre Selektiergitter vor dem Steert, mit denen sich der erhebliche Beifang von Bodentieren besser reduzieren lässt (s. z.B. Institut für Ostseefischerei Rostock [IOR]¹⁰). Beim Fang von Bodentieren, z.B. Garnelen oder Aal, und anderer Anordnung des Gitters können damit auch (größere) Fische nach oben aus dem Netz geführt werden (z.B. Madsen & Hansen 2001; Danielsson et al. 2004). Zur Schonung untermaßiger Fische werden zunehmend Netzfelder aus größeren, quadratisch offenen Maschen (sog. BACOMA-Fenster) im vorderen Dach des Steerts verwendet (Tschernij & Suuronen 2002; EU-Kommission 2005), alternativ Steerte aus „90°-gedrehtem Netztuch“ (Sea Fisheries Institute Gdynia & Institute for Fishery Technology and Fishery Economy Hamburg). Trotz aller dieser Vorrichtungen ist die Selektivität des Fanges ziemlich gering. Grundsleppnetze sammeln nicht nur sehr viel Beifang, es kommt auch zu zahlreichen Verletzungen und Tötungen von Bodentieren sowie zu strukturellen Störungen des Benthals (Jennings & Kaiser 1998; Krost et al. 1990; Bergman & van Santbrink 1994; Huse et al 2002; Lundälv & Jonsson 2000; Andersson & Jonsson 2003; Danielsson et al. 2004).

⁶ Vertikale Öffnung durch Schwimmer und Gewichte.

⁷ Horizontale Öffnung insbesond. bei Zug mit 1 Fahrzeug (single trawl) durch Scheerbretter (otter boards, doors), bei relativ großen Netzen auch durch 2 Fahrzeuge (pair trawl).

⁸ In stärker mit Grundsleppnetzen befischten Seegebieten wurden wiederholt erhebliche Schädigungen der Lebewelt des Benthals festgestellt (z.B. Lindeboom & de Groot 1998; Watling & Norse 1998; DeAlteris et al. 1999; Kaiser & de Groot 1999; Thrush & Dayton 2002; ICES 2005).

⁹ Baumkurren haben keine Scheerbretter, sie sind auch viel kleiner als gewöhnliche Hochsee-Sleppnetze und werden von einer Querstange, dem Kurrbaum, offen gehalten.

¹⁰ URL: http://www.bfa-fish.de/ior/ior-d/arb_ber/selektiv.html#

URL: <http://www.bfa-fish.de/news/news-d/aktuell/BACOMA/bacoma.html>

URL: http://www.bfa-fish.de/ior/ior-d/arb_ber/selektiv/selekt_verhalten.html

Anwendung. Schleppnetze werden einerseits für den Fang von Grundfischen (z.B. Dorschartige, Plattfische) und Krebstieren (z.B. Garnelen), andererseits für Schwarmfische im Pelagial (z.B. Heringsartige, Makrelen, Thun, Seehecht) eingesetzt – letzteres natürlich auch in Wassertiefen, die der Wadenfischerei nicht mehr zugänglich sind.

Gefährdung von Vögeln. Fahrende Schiffe werden insbesondere von tauchenden Seevögeln gemieden, was bei deren Zählung vom Schiff aus einige Schwierigkeiten verursacht. Außerdem liegen die mit Schleppnetzen befischten Gründe häufig tiefer als die von Vögeln genutzten. Es kann deshalb angenommen werden, dass die unmittelbare Gefährdung solcher Vögel durch Schleppnetze gering ist. Berichte mit gegenteiligen Aussagen konnten nicht gefunden werden. Der Beifang an Kleinwalen, Robben und Schildkröten kann allerdings erheblich sein.

Eine indirekte Gefährdung von Seevögeln kann allerdings durch starke Befischung der Küstenabschnitte bzw. der Umgebung von Inseln entstehen, an deren Ufern Seevögel brüten. Durch die sehr effektive Fischerei kann die Nahrungsdichte reduziert werden und Teile des Meeres können durch Störung unattraktiv werden, sofern die Vögel Fischereifahrzeuge meiden. In beiden Fällen steigt der Aufwand für die Elternvögel bei der Aufzucht, wodurch der Bruterfolg abnehmen kann – Auswirkungen auf die Populationsentwicklung sind möglich.

Beifang von Vögeln und Vermeidungsmöglichkeiten. Der Beifang von Vögeln in Schleppnetzen ist offenbar ziemlich selten, Untersuchungen dazu liegen nicht vor.

4.1.4 Stellnetzfisherei

Set net and driftnet fishing (gillnet, trammelnet)

Fangprinzip. Stellnetze (set nets, fixed nets, stågam) werden den Fischen „in den Weg gestellt“, das kann je nach Zielart an der Gewässeroberfläche, am Grund oder in der Wassersäule dazwischen sein. Die Netze werden, zumindest in küstennahen Gewässern, i.d.R. verankert, pelagische Netze werden zum Teil auch am Boot befestigt. In freien Gewässern treiben pelagische Netze auch häufiger frei im Meer (Treibnetze)¹¹, während sich die Fischer mit dem Setzen oder Holen anderer Netze beschäftigen. Allen Stellnetzen ist gemeinsam, dass sie aus dünneren Garnen bestehen und deshalb von Fischen und anderen Meerestieren schwer wahrzunehmen sind. Da die Netze erst nach Stunden oder Tagen geholt werden, muss der Fang im Netz festgehalten werden, dabei sind 2 Prinzipien weit verbreitet: Kiemennetze und Trammelnetze (Potter & Pawson 1991).

Kiemennetze (gillnets, snärjnät) weisen eine auf die Zielarten und -größen eingestellte Maschenweite aus dünneren Garnen auf und sind für den anschwimmenden Fisch kaum sichtbar. Die Fische der Zielgröße kommen mit dem Kopf durch die Maschen, nicht aber mit ihrem Leib. Bei dem Versuch, zunächst vorwärts schwimmend, dann in verschiedene Richtungen zu entkommen, verhaken sie sich mit den Kiemendeckeln¹² und haben nur geringe Chancen, sich zu befreien. Sogenannte *entangling nets* sind eine besonders locker gestellte Form feiner Kiemennetze, die auf Fischarten und Krebse eingesetzt werden, die sich schwerer verfangen.

Trammelnetze (Spiegelnetze, Ledderingnetze, trammelnets, grimgam), bestehend aus 2 weitmaschigen Netzen, zwischen denen locker ein feinmaschiges hängt, werden vor allem bei Zielfischarten, bei denen das Kiemerverhaken weniger gut funktioniert (z.B. Plattfische), eingesetzt.

¹¹ In zahlreichen Publikationen werden auch alle anderen pelagischen, also nicht unmittelbar am Gewässergrund befestigten Stellnetze als Treibnetze (driftnets) bezeichnet.

¹² Deshalb ist die englische Bezeichnung Gillnet (Kiemennetz, im Deutschen aber weniger gebräuchlich) für Stellnetze (set-nets, im Englischen weniger häufig gebraucht, gelegentlich fixed nets) sehr verbreitet. Tatsächlich sind die meisten Stellnetze solche Kiemennetze, es gibt jedoch auch andere Stellnetzformen.

Auch besser sichtbare Garne (stärkeres oder älteres, algenbewachsenes Material) fangen noch, vermutlich nicht nur nachts, weil die Fische natürlicherweise nicht auf das Meiden solcher „Maschenhindernisse“ eingestellt sind; auch dichtere Wasserpflanzenbestände können ja ohne größere Probleme passiert werden.

Anwendung. Stellnetze können sowohl pelagisch als auch auf Grundfisch eingesetzt werden. Pelagische Stellnetze (driftnets, Treibnetze, drivgarn) haben stärkere Schwimmer, die sie an der Oberfläche oder etwas tiefer in der Schwebe halten und nur geringe oder gar keine Gewichte an der Grundleine. Nur ein Teil der pelagischen Netze sind wirklich treibende Netze, in flacheren Gewässern sind sie gewöhnlich verankert. In der Ostsee werden sie zum Fang von heringsartigen Fischen (Hering, Sprott) und zum Fang von Lachsartigen (Lachs, Meerforelle, Maräne, Stint) eingesetzt, außerdem kann Zander gut gefangen werden.

Am Grund gesetzte Stellnetze (bottom-set gillnets, Bodennetze, bottengarn) werden vor allem für den Fang von Dorsch bzw. Kabeljau genutzt, aber auch für weitere Arten, u.a. Steinbutt, Scholle, Seeszunge, Seehecht, Köhler (sog. Seelachs), Wittling und Dornhai, in Laichgebieten auch Hering, im Brackwasser außerdem Barsch, Zander, Maräne, Stint und andere. Die Gewichte an der Grundleine sind größer als der Auftrieb der Schwimmer.

Neben den verschiedenen Stellarten und Maschenweiten gibt es noch spezielle Netzformen (z.B. entangling nets), etwa für den Fang von Plattfischen und Krebstieren.

In der Fischerei gelten Stellnetze als besonders selektiv fangend und daher als relativ umweltfreundlich. Diese Beurteilung ist einseitig und trifft vor allem auf den Anteil des Beifangs an untermäßigten Fischen und solchen mit von den Zielarten abweichender Körperform zu. Diese machen ansonsten den wirtschaftlich bedeutendsten Anteil des Beifangs aus. Andererseits ist der Beifang von lungenatmenden Arten (vor allem Kleinwalen, Robben, Seevögeln, Schildkröten) und Haien¹³ relativ hoch, da die Netze schwer wahrnehmbar sind.

Gefährdung von Vögeln. Fisch fressende Vögel (Seetaucher, Lappentaucher, Säger, Kormorane) können bei der Jagd nach pelagischen Fischen in Treibnetze, bei der Jagd nach am Boden oder grundnah lebenden Fischen vor allem in Grundstellnetze geraten. Auf diese Weise ist auch die große Gruppe von Benthosorganismen fressenden Arten (vor allem Enten) gefährdet. Diese können allerdings beim Tauchen und Auftauchen auch in Treibnetze geraten. Neben den in der Ostsee durchgeführten Studien (s. Kap. 4.2) sind umfangreiche quantitative Untersuchungen, wie die von Artyukhin et al. (1999, 2000, 2001), bemerkenswert. Bei den meisten Arbeiten zu dieser Form der Fischerei steht allerdings der Beifang von Kleinwalen in den Stellnetzen im Mittelpunkt.

Sonderfall: Gefährdung durch Geisternetze. Anders als bei den meisten anderen Fanggeräten fischen Stellnetze auch weiter, wenn sie verloren gegangen sind (ghost fishing, spökfiske), sowohl die ursprünglichen Zielfischarten als auch Beifang. Wirklich losgerissene Treibnetze sind dabei noch die weniger gefährlichen, denn in engen Gewässern wie der Ostsee können sie immerhin spätestens nach Wochen oder Monaten an den Strand geworfen werden. Bleiben sie aber verankert, also Grundstellnetze oder pelagische Stellnetze mit verlorenen Bojen, fischen sie weiter¹⁴ bis das Material irgendwann verrottet (Potter & Pawson 1991; Kaiser et al. 1996; Chuenpagdee et al. 2003; Larsson et al. 2003; Morgan & Chuenpagdee 2003; Tschernij & Larsson 2003). Das kann bei den heute üblichen synthetischen Garnen Jahre, unter Umständen Jahrzehnte dauern.

¹³ Haie und Rochen müssen in Stellnetzen oft ersticken – zumal bei Kraft fordernden Befreiungsversuchen, weil etliche Arten den beim Schwimmen erzeugten Wasserstrom zum Atmen benötigen.

¹⁴ Die „Fangeffizienz“ solcher Geisternetze verändert sich jedoch i.d.R. mit der Zeit (z.B. durch Bewuchs oder Herabsinken durch verhakte Fangreste).

Beifang von Vögeln und Vermeidungsmöglichkeiten. Mit dem Kopf voran in Stellnetze geratene Vögel versuchen vermutlich, wie auch Fische, zunächst vorwärts zu entkommen. Aber selbst bei anderen Ausweichmanövern haben sie nur geringe Chancen, da sie sich mit den bekrallten Ruderfüßen in den sehr locker hängenden Garnen verhaken (Robins 1991). Wenn sie, entweder sofort oder nach kurzem Kampf, den Versuch machen aufzutauchen, sind sie endgültig gefangen, da nunmehr ein Befreiungsmanöver in zwei Raumrichtungen erforderlich wäre. Ein Überleben von Vögeln ist in diesen Fällen nur bei Fängen in lockeren oberflächennahen Netzen möglich (s.u.).

Insbesondere größere Vögel (z.B. Eiderenten) können sich bei Befreiungsversuchen an den dünnen schneidenden Garnen außerdem erheblich verletzen (z.B. charakteristische Hautrisse im Hals-Brust-Bereich). Dadurch können gelegentlich auch an den Strand geworfene Vögel als Stellnetzopfer erkannt werden.

Die wichtigsten Ansätze zur Vermeidung von Seevogel-Beifang bestehen im Meiden der stärker von Vögeln genutzten Orte (Wassertiefe, Grundbeschaffenheit, Dichte von Nahrungsorganismen) und Zeiten (Jahreszeit, Tageszeit).

Bisher gibt es wenige technische Möglichkeiten zur Minderung der Mortalität lungenatmender Tiere, nämlich (1) so genannte Pinger, akustische Warngeräte, und (2) schallreflektierende Stellnetze, die allerdings beide nur gegenüber Kleinwalen hinreichend wirksam sind, sowie (3) das lockere Verlegen von oberflächennahen Stellnetzen ohne Gewichte (Fang größerer Salmoniden), unter denen die Tiere auftauchen und atmen können, bis sie evtl. unverletzt befreit werden können (s. Fiskeriverket 2003: 4, 13; vgl. auch Olsson et al. 2000: 26; Österblom et al. 2002: 13 f.); weitere Information s. Abschnitte 4.2.8, 4.2.9 und Kap. 6.

4.1.5 Reusenfischerei

Fyke net fishing

Fangprinzip. Die Fische werden über Netzwände (weir¹⁵), die den Tieren den Weg verlegen, in die eigentliche Reuse (fyke net, ryssja) geleitet, eine Netzkammer, deren Wände so gestellt sind, dass der Fisch leicht hinein, aber nur schwer wieder heraus findet. Durch Vorkammern gelangen die Fische schließlich in den Steert, den Reusensack (Bügelreusen¹⁶) bzw. in die Kumm (Kummreusen¹⁷). Die Fische schwimmen, solange der Platz ausreicht, an den Netzwänden entlang, meist kreisförmig. Der Sack wird an Bord genommen¹⁸ und geleert, die Kumm herkömmlicher Art kann mit einem Kescher geleert werden.

Anwendung. Aufgrund ihrer Konstruktion werden Reusen ausschließlich in sehr flachen Gewässern eingesetzt, also in Bodden und Haffs, in Flussmündungen und im Watt.

Gefährdung von Vögeln. Vögel, vor allem Kormorane, aber auch Otter und andere Fisch fressenden Tiere können durch die Konzentration von potentieller Beute im Sack bzw. in der Kumm angelockt werden und dabei auch (auf dem Weg der Fische) in die Reuse geraten. Während sie aus gewöhnlichen Kummreusen ohne Probleme nach oben entweichen können, müssen sie in Bügelreusen ertrinken, zumindest wenn der Steert vollständig untergetaucht ist.

¹⁵ Der Begriff „weir“ wird auch für Netzwände ohne spezielle Fangvorrichtung verwendet, z.B. für den Fischfang unter Ausnutzung des Tidenhubs oder um Fische zu einer Aufstieghilfe zu leiten.

¹⁶ Die fangenden Teile der Bügelreusen, insbesondere der Steert, befinden sich unter Wasser; die Öffnungen werden durch „Bügel“ gespreizt. Der im Englischen auch verwendete Begriff „trap nets“ trifft wohl auf Bügelreusen zu.

¹⁷ Die Kummreuse ist die älteste Reusenform. Sie ist generell oben offen, doch kann ein Netz zum Schutz gegen Vögel (Reiher, Kormoran) über der Kumm gespannt sein. Der englische Begriff „pound nets“ trifft offenbar mehr auf Kummreusen als auf Bügelreusen zu.

¹⁸ Auch Kummreusen sind heute oft mit einer sackartigen Vorrichtung zum Holen des Fangs ausgestattet.

Beifang von Vögeln und Vermeidungsmöglichkeiten. Insbesondere Kormorane werden häufiger in Bügelreusen gefangen. Sie ertrinken, sofern die Reusen nicht mit einem sog. Otterausstieg versehen sind. Der Ausstieg, ebenfalls durch einen Bügel offengehalten, liegt komplett über der Wasseroberfläche, Fische müssen also in der Reuse bleiben. Reusen für Aale oder andere Arten mit kleinerem Körperquerschnitt können auch am Eingang mit einem Schutzgitter versehen werden (z.B. Teubner et al. 1998), das die Zielarten ohne erhebliche Fangeinbußen passieren lässt, Ottern und i.d.R. auch Kormoranen aber den Zugang verwehrt.

4.1.6 Fischfallen verschiedener Art

Special fish trapping

Fangprinzip. In den meisten Fällen ist das Fangprinzip von Fischfallen dem von Reusen ähnlich, leichtes Hinein- und schweres Herausfinden, manchmal gibt es sogar Leitwände. Gemeinsam ist den Fallen, dass sie beködert sind und dass sie gewöhnlich am Gewässergrund liegen bzw. verankert sind. Die unterschiedlichen Formen und Größen, z.B. große Netzkäfige (pots, fälla) für Kabeljau und kleine röhrenförmige für Aal oder Krebse, müssen hier nicht im Einzelnen behandelt werden.

Anwendung. Die Fischfallen werden sowohl in Küstengewässern als auch in Zuflüssen auf Grundfische und Krebstiere eingesetzt. Eine dieser speziellen Formen sind Aalkörbe, wie sie in vielen Gebieten rings um die Ostsee, so auch in Mecklenburg-Vorpommern gebräuchlich sind.

Gefährdung von Vögeln. Die Gefährdung von Vögeln muss überwiegend als gering angesehen werden.

Beifang von Vögeln und Vermeidungsmöglichkeiten. Information über nennenswerten Beifang von Vögeln liegt nicht vor, er geschieht offenbar selten. Beifang von Kleinwalen, Robben und Ottern, angelockt durch den in seiner Bewegungsfreiheit eingeschränkten Fang, kommt bei größeren Fallentypen vor.

Gehen bestimmte Formen von Fischfallen verloren, kann es wie bei verlorenen Stellnetzen zum „ghostfishing“ kommen (s. Bullimore et al. 2001).

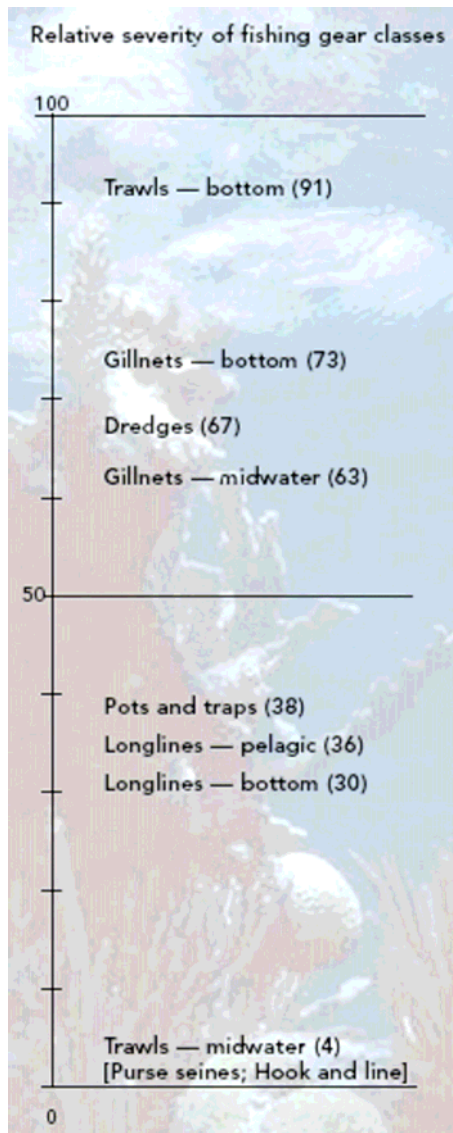


Abbildung 4.1.1. Relative Stärke aller schädlichen Einflüsse* der Klassen von Fischereigeräten auf marine Ökosysteme aufgrund einer Expertenbefragung, Morgan & Chuenpagdee (2003)

Relative severity of fishing gear classes according to an expert's impact rating*

0 geringste Schädigung und 100 stärkste Schädigung. Zahlen in Klammern zeigen den Einflussgrad, aggregiert über alle Auswirkungen. Einflüsse von Waden bzw. Haken und Leine entsprechen denen pelagischer Schleppnetze.

0 least severe and 100 most severe. Numbers in parentheses are impact scores, aggregated across all respondents. Impact score for midwater trawls also represents that for purse seines and hook and line.

* Aggregation der Faktoren physikalische und biologische Auswirkungen sowie Beifang der Tiergruppen Muscheln, Krebstiere, Knochenfische, Knorpelfische, marine Säugetiere, Schildkröten und Seevögel.

* Aggregation across physical and biological habitat impacts and Bycatch of shellfish, crabs, finfish, sharks, marine mammals, turtles, and seabirds.

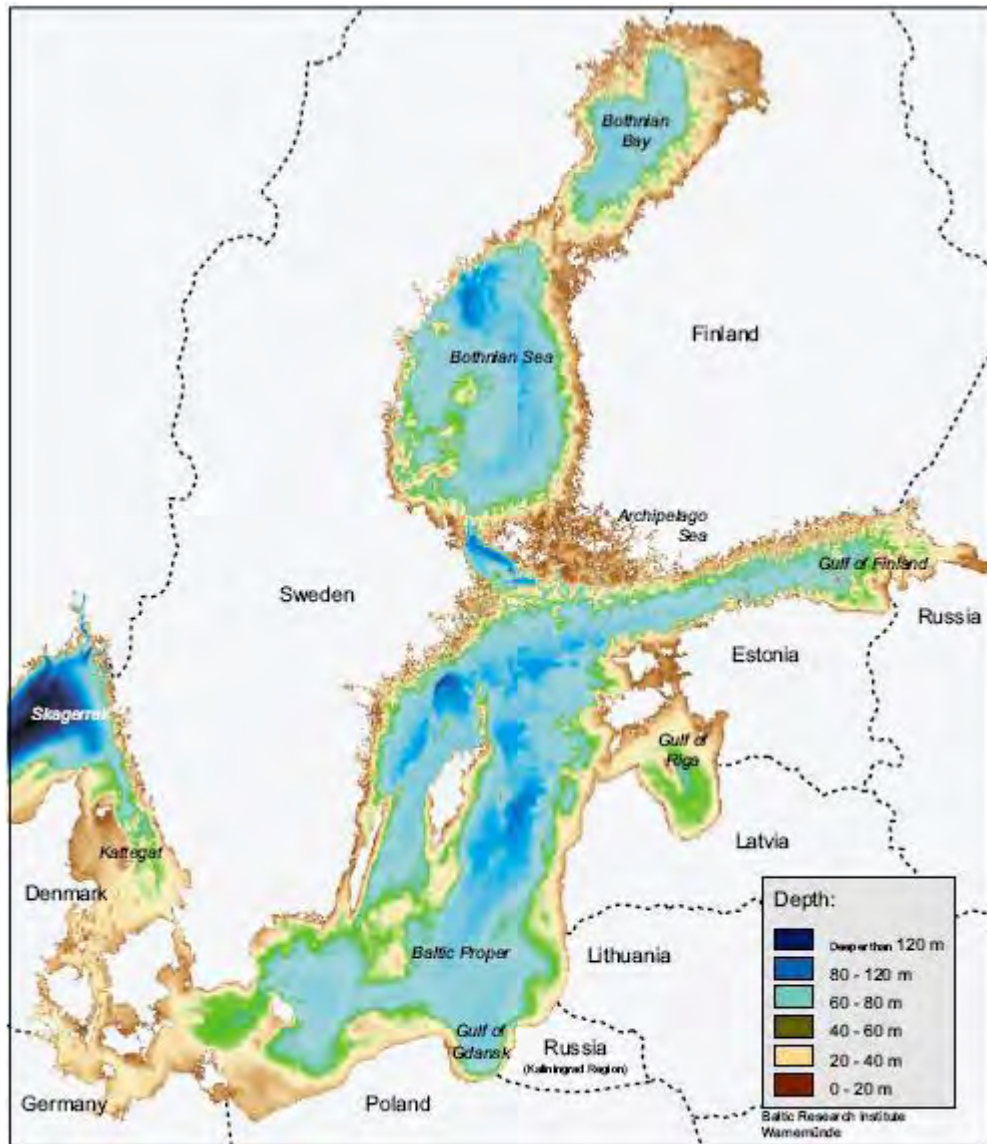


Abbildung 4.2.1. Übersicht zur Bathymetrie der Ostsee; Tauber in Seifert & Kayser (1995)
Bathymetric view of the Baltic Sea

4.2 Umfang der Vogelverluste in Fischereigeräten im Ostseeraum und ökologische Konsequenzen

Extent of bird losses in fishing gear and ecological consequences

4.2.1. Deutschland

Germany

4.2.1.1 Mecklenburg-Vorpommern

German state of Mecklenburg-Western Pomerania

Die Küste des Landes Mecklenburg-Vorpommern lässt sich generell in 2 Abschnitte teilen, die auch an verschiedene Teile der Ostsee grenzen: im Westen der Übergang von der Fördenküste über Buchten und Bodden- bzw. Haffküste¹⁹ mit Nord- bis Nordwest-Exposition, im Osten die Boddenküste mit Nordost-Exposition. Die Grenze zwischen beiden Typen verläuft insofern nicht einheitlich, als die pommersche Boddenküste an der Mündung der Recknitz beginnt und annähernd östlich von 12°20'E liegt, der für die Außenküste bedeutsamste Qualitätssprung sich dagegen östlich der Darßer Schwelle, vor der Insel Hiddensee nordwestwärts findet, also bei 12°50'E bis 13°10'E.

Die aus den unterschiedlichen Küstenformen, Expositionen und dem auf kürzere Distanz ziemlich starken Salinitätsgradienten entstehende Vielfalt von Nahrungsgebieten bzw. –angeboten, auch das Angebot an nahen Ruheplätzen für verschiedene Ansprüche, schafft Überwinterungsmöglichkeiten für eine Reihe von Arten. Es muss deshalb nicht überraschen, dass insbesondere die pommersche Boddenküste und die vorgelagerten Seegebiete der pommerschen Bucht als sehr bedeutsame Überwinterungsgebiete für hohe Individuenzahlen mehrerer Arten identifiziert wurden (Durinck et al. 1994; Garthe & Sonntag 2004; Garthe et al. 2004; IfAÖ 2005). In den Boddengewässern sind das vor allem Tauchenten²⁰ und Säger, in der Pommerschen Bucht einschl. der Oderbank See- und Lappentaucher, die sog. Meeresenten²¹ sowie Lummen²². Das Artenspektrum der Pommerschen Bucht findet sich auch in den Seegebieten zwischen Bornholm und Rügen (Adlergrund, Rønne-Bank) sowie nördlich des Darß (Plantagenetgrund, Darßer Schwelle). Gründe dafür sind sowohl ähnliche Bedingungen (Nahrung, Wassertiefen) als auch der für mehrere Arten nachgewiesene Austausch zwischen den benachbarten Gebieten²³. Das Artenspektrum der Wismarbucht und angrenzender Küstenstreifen ähnelt dagegen mehr dem der Kieler Bucht (s. Kapitel 4.2.1.2 Schleswig-Holstein; zur Wismarbucht vgl. Böhme 1993).

¹⁹ Die Abgrenzung der Förden ist morphogenetisch noch ziemlich einfach, zwischen Buchten, Bodden und Haffen gibt es allerdings fließende Übergänge, da nicht nur die pleistozäne Herkunft, sondern zunehmend holozäne küstengestaltende Prozesse für die Einteilung bedeutsam sind. Für die ökologischen Funktionen ist dagegen kaum die Genese bedeutsam, viel bedeutender sind die (aktuellen) hydrologischen Verhältnisse. Landschaftsbezeichnungen mit den Begriffen Bucht bzw. Wiek, Bodden und Haff stimmen in einigen Fällen mit den entsprechenden geographischen Definitionen nicht überein.

²⁰ Als *Tauchenten* werden jene Arten bezeichnet, die ihre Nahrung (überwiegend Mollusken und Krebstiere, auch Ringelwürmer und Laich) durch Tauchen erbeuten, dabei jedoch nicht wie die Meeresenten exklusiv an Meere bzw. Küsten gebunden sind (hier vor allem Tafel-, Reiher-, Berg- und Schellente).

²¹ Unter *Meeresenten* werden jene Entenarten zusammengefasst, die außerhalb der Brutzeit exklusiv an das Meer gebunden sind bzw. nur selten auf Binnengewässern vorkommen. Sie verbringen somit den größten Teil ihres Lebens auf dem Meer. Sie brüten aber oft im Binnenland (Eisente, Trauerente), andere jedoch überwiegend (Samtente) oder ausschließlich (Eiderente) an der Küste. Ein ähnliches Verhalten findet sich bei den sog. See- tauchern, ebenfalls recht deutlich ausgeprägt bei den meisten Lappentaucherarten.

²² Vor Mecklenburg-Vorpommern vor allem Trottelumme und Gryllteiste.

²³ Beispielsweise können Meeresenten von der Pommerschen Bucht zur Darßer Schwelle wechseln, wenn bei starken Ostwinden der Seegang in der Pommerschen Bucht zu viel Energieeinsatz erfordert oder wenn Treibeis die attraktiven Nahrungsgründe blockiert. Bei Änderung der Situation ziehen die Tiere dann oft wieder zurück.

Tabelle 4.2.1.1.1. Herausragende Überwinterungsgebiete für See- und Wasservogel vor Mecklenburg-Vorpommern; nur Bestände mit mindestens 1 % Anteil an der europäischen Winterpopulation berücksichtigt (Kriterium für international bedeutsamen Bestand), nach Durinck et al. (1994) *Numbers of seabirds and waterfowl at 2 high important resting sites in the coastal region of Mecklenburg-Western Pomerania (listed only birds with numbers above the one percent level of European winter population at one or each site)*

Art	① Pommersche Boddenlandschaft*		② Pommersche Bucht*	
	Mittlerer Bestand 1988–1993	Anteil an der europäischen Winterpopulation	Mittlerer Bestand 1988–1993	Anteil an der europäischen Winterpopulation
Seetaucher <i>Gavia spec.</i>	**(< 1.100)	< 1 %	4.080	3,3 %
Haubentaucher <i>P. cristatus</i>	1.415	1,4 %	4.530	4,5 %
Rothalstaucher <i>P. grisegena</i>	(< 150)	< 1 %	1.250	8,3 %
Ohrentaucher <i>P. auritus</i>	70	1,4 %	1.700	34,0 %
Höckerschwan <i>C. olor</i>	18.565	10,3 %	(< 1.800)	< 1 %
Tafelente <i>A. ferina</i>	23.655	6,8 %	(< 3.500)	< 1 %
Reiherente <i>A. fuligula</i>	114.100	15,2 %	(< 7.500)	< 1 %
Bergente <i>A. marila</i>	71.175	23,0 %	(< 3.100)	< 1 %
Eisente <i>C. hyemalis</i>	***(< 47.000)	< 1 %	803.000	17,1 %
Trauerente <i>M. nigra</i>	23.700	2,4 %	91.470	9,2 %
Samtente <i>M. fusca</i>	41.300	4,4 %	357.210	38,4 %
Schellente <i>B. clangula</i>	21.960	7,3 %	(< 3.000)	< 1 %
Zwergsäger <i>M. albellus</i>	13.953	55,7 %	(< 250)	< 1 %
Mittelsäger <i>M. serrator</i>	7.310	7,3 %	4.530	4,5 %
Gänsesäger <i>M. merganser</i>	30.305	20,2 %	(< 1.500)	< 1 %
Blessralle <i>F. atra</i>	43.920	2,9 %	(< 15.000)	< 1 %
Trottellumme <i>U. aalge</i>	(< 500)	< 1 %	6.000	****12,0 %

* Die Daten sind Summen aus den Anteilen auf dem deutschen und dem polnischen Staatsgebiet sowie in deren Ausschließlichen Wirtschaftszonen (AWZ, EEZ) der Ostsee.

** Die Zahlen in Klammern geben die von Durinck et al. (1994) verwendeten 1-%-Schwellenwerte wieder. Diese stimmen allerdings in einigen Fällen nicht mit denen von Rose & Scott (1994) überein.

*** Der Mittwinterbestand der Eisenten ist in den Boddengewässern viel geringer als der Bestand im Frühjahr, wenn Eisenten vor allem im Greifswalder Bodden Heringslaich nutzen (Leipe & Sellin 1983; Leipe 1985).

**** Der Anteil am relativ abgeschlossenen Ostseebestand von *Uria aalge* beträgt 40–50 %.

Die Untersuchung der nahrungsökologischen Funktion dieser Meeresgebiete für Seevögel erfolgte bereits Ende der 1970er Jahre mittels Vögeln, die in Fischernetzen ertrunken waren. Leipe (1982, 1985) benutzte für die Aufklärung nahrungsökologischer Fragen bei der Eisente im Greifswalder Bodden Fangmaterial der Fischer, Grimm (1985) und Schirmeister (1993) konnten anhand der Beifänge für die Wismarbucht bzw. die Pommersche Bucht nachweisen, dass das Spektrum der so auf See gesammelten Arten doch erheblich von dem abweichen kann, was man bis dahin nur von Land aus beobachten konnte. Erstmals in der Naturschutzliteratur erwähnt wurden Wasservogelbeifänge aus Mecklenburg-Vorpommern allerdings nach Beobachtungen im Binnenland: im Rederangsee nahe Müritzhof bei Waren wurden 1959 zufällig mehrere Fänge von Höckerschwänen, Haubentauchern und Blessrallen in Reusen festgestellt – insgesamt 36 Opfer und einige lebend freigekommene Tiere (Kretschmann 1960).

In den 1980er Jahren gab es zahlreiche Fortschritte bei Erkenntnissen zum Zugrast- und Überwinterungsgeschehen in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns²⁴. Aus dieser

²⁴ In den 1970er bis in die 1980er Jahre gab es im Nordosten Bemühungen, durch planmäßige Bestandserfassungen die Bedeutung großflächiger Offenland-Lebensräume und Gewässer für die Rast und die Überwinterung von Zugvögeln zu bestimmen und einen Überblick über deren Dynamik zu gewinnen, z.B. Schwimmenten und Limikolen am Greifswalder Bodden (U. Conrad, R. Holz, D. Sellin, A. Teichmann), ebendort Tauchenten und Meerestenten (T. Leipe, D. Sellin), Grünland und andere Agrarflächen (F. Erdmann), innere Küsten- sowie Binnengewässer (R. Holz, P. Wernicke u.a.). Den zuvor dürftigen Kenntnisstand zeigen z.B. Angaben bei Bauer & Glutz von Blotzheim (1992), zu denen die Information der Regionalliteratur offenbar noch nicht gelangt war.

Zeit stammen noch heute verwendbare Kenntnisse zu den Bestandsgrößen von See- und Wasservögeln, zu den Ursachen für bestimmte Verhaltensabläufe sowie zur Nutzung bestimmter Habitate (z.B. Leipe 1982, 1985, 1986, 1989 a, 1989 b; Leipe & Sellin 1982; Leipe & Scabell 1990). Diese wurden in den 1990er Jahren durch die nunmehr möglichen großräumigen Erfassungen (einschl. Nutzung von Wasser- und Luftfahrzeugen) und durch Untersuchungen zu den Nahrungsgrundlagen bzw. zur Nahrungsökologie ergänzt (Nehls et al. 1992, 1993, 1997, 1999, 2001, 2003; Nehls & Zöllick 1994, 1995, 1996; Böhme 1993; Kube 1996), s. dazu Kapitel 6.

Mit den von Durinck et al. (1994) zusammengestellten Daten aus Mittwinter-Erfassungen von See- und Wasservögeln der gesamten Ostsee zwischen 1988 und 1993 lag erstmals ein Überblick zu den regionalen Funktionen der einzelnen Meeresgebiete im Überwinterungsgeschehen etlicher nordwesteuropäischer Arten vor. Das Werk entstand, unter Nutzung von Daten, die überwiegend von Schiffen und Flugzeugen aus erfasst wurden, in dieser Form erstmalig als Ergebnis einer internationalen Zusammenarbeit von Ornithologen aus allen Anliegerstaaten der Ostsee. Obwohl dieses Werk zahlreicher Beobachter und Autoren noch manche Unvollkommenheit aufwies und nach nunmehr 15 Jahren auch eine Aktualisierung, zumindest durch Einarbeiten neuerer Daten (für die westliche Ostsee s. z.B. Garthe & Sonntag 2004; Garthe et al. 2004; IfAÖ 2005), wünschenswert wäre²⁵, ist es noch heute die verbreitete Arbeitsgrundlage für die Beurteilung der Funktionen von Meeresgebieten der Ostsee für Vögel. Tabelle 4.2.1.1.1 zeigt die veröffentlichten Wasservogelbestandsdaten für die Überwinterungsgebiete Pommersche Boddenlandschaft und Pommersche Bucht, die im Ranking der 39 identifizierten wichtigsten Überwinterungsgebiete der Ostsee auf die Ränge 1 und 2 gesetzt wurden. Entsprechend detaillierte Daten für die Wismarbucht (Rang 13) und das Seegebiet nördlich des Darß (Rang 19) wurden nicht veröffentlicht.

Zu beachten ist, dass mit der Beschränkung auf eine Erfassungen im Januar – sicher eine richtige Entscheidung für das Gelingen eines ersten derartigen Projekts – nur ein Teil des Geschehens widerspiegelt werden kann. Dafür spricht bereits ein Vergleich der Bestandsmaxima für verschiedene Arten in unterschiedlichen Gebieten. So haben z.B. Eisenten in der Kieler Bucht ihr Bestandsmaximum im November (allerdings relativ kleine Bestände), in der Pommerschen Bucht eher im Februar oder März; Bergenten sind vor und am Anfang des Winters im Westen (Wismarbucht, Hohwachter Bucht, Förden) häufiger, im Greifswalder Bodden liegen die Höchstbestände im März. Inzwischen wird das Verstehen dieser Vorgänge durch die Ergebnisse einer Anzahl neuerer Untersuchungen erleichtert (Garthe et al. 2004; Garthe & Sonntag 2004; IfAÖ 2005), insbesondere durch die Erfassung von Vögeln auf See. Bedeutsam ist dabei nicht nur die bessere Absicherung der Ergebnisse durch Zählungen in mehreren Jahren, sondern die Erfassung der Vogeldichte in den verschiedenen Seegebieten zu unterschiedlichen Zeiten der Zug- und Überwinterungssaison.

Seit Jahrzehnten werden auch von Land aus mit großem Engagement zahlreicher Vogelbeobachter regelmäßige Zählungen von Wasservögeln durchgeführt, so auch an der Küste und im Binnenland Mecklenburg-Vorpommerns. Bedauerlicherweise bieten aber die Auswertungen, die in letzter Zeit ausführlicher und zeitnäher (Internet) als früher verfügbar sind (z.B. Heinicke & Naacke 2002; Rathgeber & Naacke 2003; Körner & Naacke 2004), wenig Material für die Einschätzung der Bestandsdichte, der Phänologie und des Gefährdungspotentials der durch die Fischerei beeinträchtigten Arten. Die Gründe dafür sind vielfältig und lassen sich bereits beim Konzept und der Organisation der Zählung, weiterhin bei der Erfassungsmetho-

²⁵ Das Zusammenführen der zahlreichen neuen aus Deutschland und den anderen Ostseeanrainern vorliegenden Daten, inzwischen auch aus verschiedenen Jahreszeiten (Mauser, Zugrast, Überwinterung), und das Entwickeln eines Überblicksbildes ist allerdings eine anspruchsvolle Aufgabe, die internationaler Zusammenarbeit bedarf.

dik, dem Fehlen oder der nur gelegentlichen Verfügbarkeit von Daten aus wichtigen Gebieten, aber auch in der ausschließlich überblicksorientierten Auswertung der Daten bzw. Präsentation der Ergebnisse finden. Von der Küste Mecklenburg-Vorpommerns liegen fast ausschließlich Mittwinterdaten vor.

Die relativ hohen Bestände der genannten Überwinterungsgebiete widerspiegeln sich auch im Beifanggeschehen der Küstenfischerei. Schirmeister (2003) stellte seine Aufzeichnungen von Beifang-Stichproben der Küstenfischerei²⁶ der Insel Usedom aus den Winterhalbjahren 1989/1990 bis 2000/2001 vor (Übersicht s. Tabelle 4.2.1.1.2). Die Zahlen der registrierten Beifangopfer widerspiegeln nur zum Teil das Beifanggeschehen der einzelnen Jahre, weil der Erfassungsaufwand nicht konstant war.

Tabelle 4.2.1.1.2. Stellnetzopfer der Küstenfischerei in Stichproben von der Insel Usedom, ca. ein Fünftel der Vögel (überwiegend Kormorane) stammt jedoch aus dem Kleinen Haff, dem Achterwasser und dem Gothensee, nach Schirmeister (2003) *Seabirds drowned in set nets of coastal fisheries in samples from Usedom Island, containing nearly a fifth of birds caught in fyke nets in inner coastal waters (mostly Cormorants), data by Schirmeister (2003)*

Art	1989/90	1990/91	1991/92	1992/93	1993/94	1994/95	1995/96	1996/97	1997/98	1998/99	1999/00	2000/01	Summe
Sterntaucher <i>Gavia stellata</i>	30	48	53	23	71	18	10	12	24	33	19	29	370
Prachtaucher <i>Gavia arctica</i>	–	2	2	2	7	1	–	3	2	4	5	1	29
Ohrentaucher <i>Podiceps auritus</i>	–	–	–	3	–	2	–	–	–	–	1	1	7
Schwarzhalstaucher <i>Podiceps nigricollis</i>	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1
Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i>	7	24	26	47	54	8	3	4	5	7	2	17	204
Rothalstaucher <i>Podiceps grisegena</i>	13	9	36	69	12	24	2	2	16	12	7	3	205
Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	–	–	1	7	≈ 122	≈ 152	≈ 178	≈ 153	≈ 200	≈ 301	≈ 233	≈ 635	≈ 1 982
Tafelente <i>Aythya ferina</i>	–	5	12	1	–	–	–	–	–	–	–	–	18
Bergente <i>Aythya marila</i>	1	25	9	3	6	–	–	–	1	1	3	–	49
Reiherente <i>Aythya fuligula</i>	1	6	29	16	–	1	–	–	–	–	–	1	54
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>	1	8	1	33	2	3	–	1	2	–	5	–	56
Trauerente <i>Melanitta nigra</i>	29	233	148	53	30	2	4	–	3	21	6	26	555
Samtente <i>Melanitta fusca</i>	3	26	8	2	78	28	2	–	2	–	–	4	153
Eisente <i>Clangula hyemalis</i>	204	825	1 851	927	894	589	89	66	334	411	117	293	6 600
Schellente <i>Bucephala clangula</i>	–	–	1	16	1	–	1	7	–	1	2	2	31
Zwergsäger <i>Mergus albellus</i>	–	1	2	9	–	–	–	–	–	–	–	–	12
Gänsesäger <i>Mergus merganser</i>	–	–	19	17	3	1	–	–	–	–	2	3	45
Mittelsäger <i>Mergus serrator</i>	–	5	18	38	9	33	3	3	18	19	5	4	155
Blessralle <i>Fulica atra</i>	2	14	–	–	2	2	7	–	–	–	–	–	27
Lachmöwe <i>Larus ridibundus</i>	8	–	5	3	–	2	–	–	–	–	–	–	18
Silbermöwe <i>Larus argentatus</i>	4	14	7	5	1	2	2	–	1	–	–	–	36
Heringsmöwe <i>Larus fuscus</i>	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	1
Mantelmöwe <i>Larus marinus</i>	3	1	–	2	1	–	–	1	–	2	2	–	12
Gryllteiste <i>Cephus grylle</i>	2	2	1	–	8	1	–	1	–	–	–	–	15
Trottellumme <i>Uria aalge</i>	2	2	6	9	4	2	1	3	2	1	11	2	45
Tordalk <i>Alca torda</i>	4	2	1	3	–	–	1	–	1	–	2	7	21
Summe	315	1 252	2 236	1 289	1 305	871	303	256	611	813	422	1 028	10 701

Anders als vor Schleswig-Holstein, wo Kirchhoff (1982) die meisten Verluste in der ersten Hälfte des Winterhalbjahres feststellte (Maximum im November), fallen in Vorpommern die meisten Verluste in die Monate Februar und März (Schirmeister 2003). Am Beispiel der Eis-

²⁶ Fischerei mit kleinen Booten (Besatzung 2, zunehmend nur 1 Mann) mit geringen Reichweiten. Die Netze werden oft einige Hundert Meter vor der Küste gestellt, auch bis etwa 3 sm Entfernung. Gelegentlich werden gute Fanggründe vor der Greifswalder Oie aufgesucht. Fänge von der Oderbank oder anderen zentralen Teilen der Pommerschen Bucht sind also nicht enthalten.

ente zeigt dies Abbildung 4.2.1.1.1. Ursachen hierfür sind sowohl in dem stärker auf den Winter und das Frühjahr konzentrierten Zug- und Überwinterungsgeschehen als auch in der in Vorpommern meist etwas höheren Fischereiintensität im Winter und Frühjahr zu suchen.

Abbildung 4.2.1.1.1 zeigt auch den hohen Anteil männlicher Tiere (im Mittel 65 %) an den Opfern. Naheliegende Gründe für diese Unterschiede wären ein nicht ausgewogenes Geschlechterverhältnis im Überwinterungsgebiet bzw. in den mit Stellnetzen befischten Teilen desselben oder das unterschiedliche Verhalten beider Geschlechter. Vermutlich sind beide Gründe an diesen Unterschieden beteiligt.

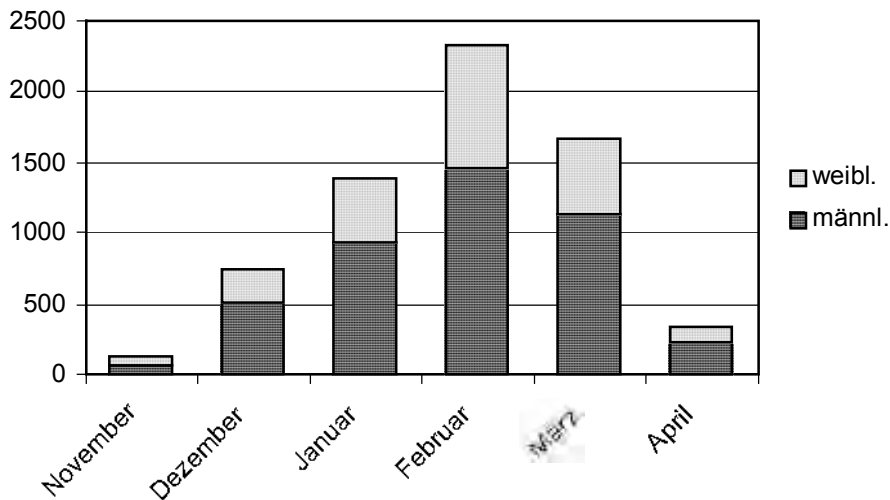


Abbildung 4.2.1.1.1. Jahreszeitliche Verteilung in Stellnetzen ertrunkener Eisenten in Stichproben von der Insel Usedom 1989–2001 (Summendarstellung), nach Daten von Schirmeister (2003) *Seasonal pattern of Long-tailed ducks drowned in set nets in samples from Usedom Island 1989–2001, females are shown in the upper and males in the lower part of columns*

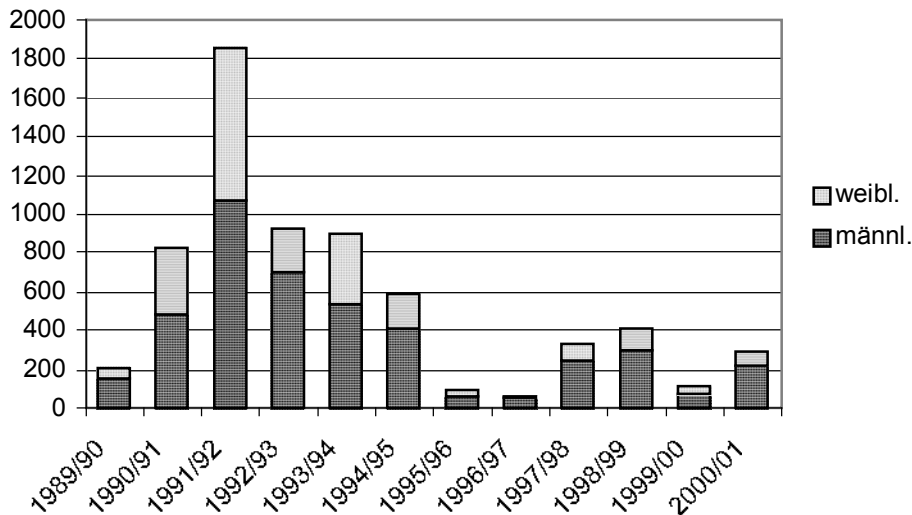


Abbildung 4.2.1.1.2. Zeitliche Verteilung von in Stellnetzen ertrunkenen Eisenten in Stichproben von der Insel Usedom über die Untersuchungszeit 1989–2001 (Summendarstellung), nach Daten von Schirmeister (2003) *Time pattern of Long-tailed ducks drowned in set nets in samples from Usedom Island 1989–2001, females in the upper and males in the lower part of columns*

Sowohl die absolute Anzahl als auch das Verhältnis von männlichen zu weiblichen Tieren unter den Opfern können von Jahr zu Jahr erheblich schwanken, wenngleich immer erheblich mehr Männchen ertrinken. Abbildung 4.2.1.1.2 zeigt das wiederum am Beispiel der Eisente als der häufigsten Art. Einfluss auf den Verlauf dieser Reihe haben die Anzahl der Eisenten in den mit Stellnetzen befischten Teilen des Überwinterungsgebietes, die Intensität der Stellnetz-fischerei (z.B. abhängig von der Vereisung oder stürmischen Wetterlagen) und die Intensität der Datenerfassung. Letztere war nicht in allen Jahren gleich, ist aber nur zu gewissen Anteilen an den dargestellten erheblichen Unterschieden beteiligt.

Die Untersuchungen wurden von B. Schirmeister inzwischen fortgeführt. Die gesammelte Information wurde in Dateien überführt, die weiter ausgewertet werden. Der aktuelle Stand der Auswertung wurde in den hinteren Teil der Literaturstudie als Abschnitt 4.2.11 eingefügt.

Meeressäuger. Schweinswale (*Phocoena phocoena*) und Robben (Kegelrobbe *Halichoerus grypus* und Seehund *Phoca vitulina*) sind in den Gewässern vor der deutschen Ostseeküste relativ selten, kommen aber regelmäßig vor (Hammond et al. 2002; Koschinski 2002; Kock et al. 2003). Die Gewässer der Kieler und der Mecklenburger Bucht gehören offenbar zu den mittelstark genutzten Teilen des Lebensraums der Beltsee-Subpopulation des Schweinswals (Teilmann et al. 2004; Verfuß et al. 2004; s. auch Abb. 4.2.9.1), zumindest zu bestimmten Jahreszeiten werden auch die weiter östlich gelegenen Gewässer bis einschließlich der Oderbank genutzt (Scheidat et al. 2004). 2000–2004 wurden in Mecklenburg-Vorpommern 106 Totfunde von Schweinswalen erfasst, davon 15 als Beifang (Information LUNG M-V), also ca. 3 Tiere jährlich. Aussagen zu Dunkelziffern gibt es nicht. Beifänge von Kleinwalen und Robben werden von der deutschen Ostsee-Küstenfischerei bisher nicht als Problem gesehen, da sie relativ selten vorkommen. Angesichts der geringen Bestandsgröße des Schweinswals müssen aber auch kleinen Beifänge als Gefahr angesehen werden; auf die entsprechenden Abschnitte in den Darstellungen für Dänemark (4.2.9) und Schweden (4.2.8) wird verwiesen.

4.2.1.2 Schleswig-Holstein

German State of Schleswig-Holstein

Die weichseleiszeitlich geformte Ostseeküste Schleswig-Holsteins stellt mit ihren Förden und Buchten eine Fortsetzung der Küste Jütlands dar. Die Vielfalt der Beltsee mit ihren zahlreichen Inseln ist hier nicht mehr ausgeprägt, vielmehr sind sowohl die Kieler als auch die Mecklenburger Bucht als Wege großer Gletscherloben ziemlich stark geräumt worden. Allerdings sind die ozeanisch beeinflusste westliche Lage und die Exposition der Küste mit Schutz vor den vorherrschenden Winden sehr günstig, denn die Streichlängen des Seegangs sind dadurch geringer, was den Energiehaushalt der rastenden und überwinternden Vögel entlastet. In den Förden (zeitweilig) sowie westlich Fehmarn und in der Hohwacher Bucht (großflächig) finden die Vögel zudem Schutz vor stärkerem Seegang aus Ost. Im Unterschied zur vorpommerschen Küste, bei der näherungsweise die gleiche Exposition vorliegt, ist die Salinität höher. Das wirkt sich auf das Artenspektrum und die Größe der Nahrungstiere der Benthos fressenden Arten aus.

Die Eiderente ist deshalb sowohl hinsichtlich ihrer Anzahl als auch des Anteils ihrer europäischen Winterpopulation die bedeutendste Art. Von Trauerente, Eisente, Haubentaucher und Schellente wurden ebenfalls große Winterbestände festgestellt (Durinck et al. 1994). Bräger & Nehls (1987) stellten erstmals die Ergebnisse kombinierter Zählungen (Küste, Schiff, Flugzeug) vor und konnten so die Bedeutung dieser Gewässer für die Überwinterung von See- und Wasservögeln quantitativ beschreiben. Eine Aktualisierung (Daten bis Frühjahr 1992) wurde von Bräger et al. (1995) vorgelegt.

Tabelle 4.2.1.2.1. Kalkulierte mittlere jährliche Verluste an den 6 ausgewählten Fischerplätzen und an der gesamten schleswig-holsteinischen Ostseeküste nach Untersuchungen in den Wintern 1977/1978 bis 1980/1981, nach Kirchhoff (1982) *Calculated losses of birds at 6 selected places of fisheries and estimated ones along the Baltic Sea coast of state Schleswig-Holstein in winters 1977/1978–1980/1981*

Art	Strande	Möitenort	Schönberger Strand	Lippe	Hohwacht	Heiligenhafen	Summe an 6 untersuchten Fischerplätzen		Hochrechnung Verluste an der Ostseeküste Schleswig-Holsteins
							Indiv.	%	
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>	14	75	298	112	111	1.200	1.810	64	ca. 9.400
Trauerente <i>Melanitta nigra</i>		3	125	29	20	328	505	18	ca. 2.600
Reiherente <i>Aythya fuligula</i>	42	1	2	35	137	10	227	8	ca. 1.200
Eisente <i>Clangula hyemalis</i>	11	1	99	11	1	21	144	5	ca. 750
Bergente <i>Aythya marila</i>			39	8	7	5	59	2	ca. 300
Samtente <i>Melanitta fusca</i>	18		1	9	2	8	38	1	ca. 200
Blessralle <i>Fulica atra</i>			1	10	21	2	34	1	ca. 200
Schellente <i>Bucephala clangula</i>			12	4	1	5	22	1	ca. 100
Summe	85	80	577	218	300	1.579	2.839		ca. 15.800

Eine stichprobenartige Erfassung und die Schätzung der Wasservogelverluste wurde bereits von Kirchhoff (1982) veröffentlicht. Eiderente und Trauerente waren in besonderem Maße betroffen, außerdem Reiherente und Eisente. Der Autor hatte Daten von etwa 19 % der Boote und Kutter. Die Kalkulation ergab vermutliche Verluste von jährlich fast 16 000 Vögeln vor der Ostseeküste Schleswig-Holsteins (s. Tabelle 4.2.1.2.1).

4.2.2 Polen

Poland

Erstmals veröffentlichten in Polen Kowalski & Manikowski (1982) Ergebnisse von quantitativen Untersuchungen zum Ertrinken von Vögeln in Stellnetzen, die in der Pommerschen Bucht (Zatoka Pomorska) durchgeführt wurden. Umfangreiche Untersuchungsergebnisse über Vogelverluste durch die Stellnetzfisherei in der Danziger Bucht (Zatoka Gdańska) wurden durch Stempniewicz (1994) vorgelegt. Entsprechende Daten aus dem nordwestlichen Teil der Danziger Bucht, der Putziger Wiek (Zatoka Pucka), stellten Kieś & Tomek (1990) vor.

Ergänzend gibt es Beiträge zur Nahrungsökologie der Eisente (Stempniewicz 1995), die auf dem in Stellnetzen gefundenen Material beruhen. Umfassender wurde dieses Thema anschließend für alle Tauchentenarten von Stempniewicz & Meissner 1999 bearbeitet.

Das Rast- und Überwinterungsgeschehen im westlichen Teil der Danziger Bucht ist im Übrigen durch die ornithologische Arbeitsgruppe KULING²⁷ sehr gut dokumentiert; neben einer Anzahl von englischsprachigen Auswertungen (z.B. Meissner & Nitecki 1993; Meissner et al. 1993; Meissner 1994; Kozakiewicz et al. 1997) finden sich alle Daten in den Notatki Ornitologiczne und im Internet²⁸, allerdings in polnischer Sprache. Ein kurzer und aktueller Überblick zu einigen Ergebnissen findet sich bei Bzoma & Meissner (2005), ältere bei Górski & Strawiński (1985, 1986). Neuerdings werden auch Erfassungen von Seevögeln auf der Stolper

²⁷ URL: <http://free.ngo.pl/kuling/pl/index.html>; <http://kuling.free.ngo.pl/en/about.html>

²⁸ URL: http://free.ngo.pl/kuling/pl/ndlzim_r.html; http://kuling.free.ngo.pl/pl/ndobr_all_s.html

und der Oderbank (Ławica Słupska, Ławica Odrzańska) vorgenommen²⁹; Ergebnisse wurden offenbar noch nicht veröffentlicht.

Kowalski & Manikowski (1982) sammelten im Winter 1977/1978 (1. Dez.–7. Mai) die Vogelbeifänge von Fischern des Hafens Dievenow (Dzivnów), die in der Pommerschen Bucht (Zatoka Pomorska) zwischen den Orten Dievenow und Proberow (Pobierowo) mit Stellnetzen gefischt hatten, insgesamt 581 Individuen³⁰. Eisenten, Samtenten und Trauerenten waren die häufigsten Opfer (s. Tabelle 4.2.2.1). Die Fischer verwendeten relativ große Netze, die Netzblattmaße wurden mit 50 m × 4,5 m bei 50 mm Maschenweite angegeben. Die Boote fuhren bis etwa 3 km auf See hinaus und stellten die Netze parallel zur Uferlinie³¹. Die Fischereintensität ergibt sich näherungsweise daraus, dass Fischerei mit Grundstellnetzen von Dezember bis Februar im Mittel von knapp 1 Boot, von März bis Anfang Mai von knapp 2,5 Booten täglich betrieben wurde. Pelagische Stellnetze wurden nur im April und Mai eingesetzt, jedoch im Mittel auf fast 7 Booten täglich. Es überrascht deshalb nicht, dass das Maximum der Vogel-Beifänge in der 2. Märzhälfte (301 Vögel, täglich 3 Boote) und der 1. Aprilhälfte (200 Vögel, täglich 8 Boote) lag. Im Mittel wurden pro Boot und Einsatztag 2,4 Vögel gefangen.

Tabelle 4.2.2.1. Beifänge von Meeresvögeln in Stellnetzen von Küstenfischern im östlichen Teil der Pommerschen Bucht im Winter 1977/1978, nach Kowalski & Manikowski (1982)
Bycatches (number, %) of seabirds in gillnets of coastal fisheries in the eastern part of the Pomeranian Bay in winter 1977/1978

Art	Anzahl gefangener Vögel	Anteil am Beifang aller Vögel
Eisente <i>Clangula hyemalis</i>	308	53,0 %
Samtente <i>Melanitta fusca</i>	156	26,9 %
Trauerente <i>Melanitta nigra</i>	92	15,8 %
Prachtaucher <i>Gavia arctica</i>	10	1,7 %
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>	6	1,0 %
Rothalstaucher <i>Podiceps grisegena</i>	5	0,9 %
Trottellumme <i>Uria aalge</i>	2	0,3 %
Gänsesäger <i>Mergus merganser</i>	1	0,2 %
Mittelsäger <i>Mergus serrator</i>	1	0,2 %
Summe	581	

Stempniewicz (1994) fasste die Vogelbeifangergebnisse von 8 Zug- und Überwinterungszyklen (1972–1976 und 1986–1990) aus der westlichen Danziger Bucht zusammen. Die untersuchten Fanggebiete lagen im Seegebiet zwischen Gdynia, Hel³² und der Weichselmündung, also unter Ausschluss der flacheren westlichsten Teile der Bucht (Putziger Wiek, Zatoka Pucka). Eisenten waren im Material am stärksten vertreten, gefolgt von Samtenten. Eine größere Anzahl von Opfern kam auch bei Bergenten, Trauerenten und Eiderenten vor – andere Arten waren relativ selten betroffen (Tabelle 4.2.2.2).

²⁹ URL: <http://kuling.free.ngo.pl/pl/lawica/index.html>

³⁰ Auf die 12 km Küstenlänge entspricht das über den Winter 48,4 Vögel pro Kilometer.

³¹ Die Wassertiefe fällt vor der nahezu geraden, nordnordwestexponierten Ausgleichsküste zunächst etwas stärker, erreicht aber erst nach etwa 1,5 km die 10 m und bleibt danach bis zur Oderbank (Ławica Odrzańska, Entfernung ca. 15 km) zwischen 10 und 15 m.

³² Historische Namen: Gdingen und Hela.

Tabelle 4.2.2.2. Anzahl, Anteil, Alters- und Geschlechtsverteilung von 1972–1976 und 1986–1990 in der Danziger Bucht (Zatoka Gdańska) in Netzen ertrunkenen Wasservögeln (Stempniewicz 1994). *Number (%), age and sex structure of waterbirds drowned 1972–1976 and 1986–1990 in nets in the Gulf of Gdańsk*

Art Species	Anzahl	Anteil [%]	ad. ♂	ad. ♀	immat. ♂	immat. ♀
Eisente <i>Clangula hyemalis</i>	606	48,3	286	124	75	106
Samtente <i>Melanitta fusca</i>	289	23,0	132	56	48	48
Bergente <i>Aythya marila</i>	96	7,7	17	36	31	9
Trauerente <i>Melanitta nigra</i>	78	6,2	9	9	28	28
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>	69	5,5	13	9	25	21
Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i>	28	2,2	9	11	2	2
Reiherente <i>Aythya fuligula</i>	19	1,5	11	3		1
Blessralle <i>Fulica atra</i>	12	1,0		1		1
Trottellumme <i>Uria aalge</i>	10	0,8	2		6	
Gryllteiste <i>Cephus grylle</i>	9	0,7	3	3	2	
Mittelsäger <i>Mergus serrator</i>	8	0,6	2		2	1
Rothalstaucher <i>Podiceps grisegena</i>	5	0,4		2		
Sterntaucher <i>Gavia stellata</i>	5	0,4		1	1	
Tordalk <i>Alca torda</i>	5	0,4			1	4
Prachtaucher <i>Gavia artica</i>	3	0,2	1			
Schellente <i>Bucephala clangula</i>	3	0,2	1			2
Ohrentaucher <i>Podiceps auritus</i>	2	0,2		1		
Prachteiderente <i>Somateria spectabilis</i>	1	0,1				1
Zwergsäger <i>Mergus albellus</i>	1	0,1	1			
Gänsesäger <i>Mergus merganser</i>	1	0,1	1			
Eistaucher <i>Gavia immer</i>	1	0,1	1			
Gelbschnabel-Eistaucher <i>Gavia adamsii</i>	1	0,1				1
Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	1	0,1	1			
Krabbentaucher <i>Alle alle</i>	1	0,1				1
Summe	1254	100,0	489	257	222	225
Anteil [%]	100		39,0	20,5	17,7	17,9

Anmerkung: Alter bzw. Geschlecht wurden für einige Vögel nicht vermerkt.

Tabelle 4.2.2.3. Geschätzte Anzahl der in der Danziger Bucht in einem mittleren Winterhalbjahr in Netzen ertrunkenen Vögel der 5 häufigsten Tauchentenarten (Stempniewicz 1994). *Estimated number of drowned birds among the five most common diving ducks in the Gulf of Gdańsk during one winter season*

Art	Anteil [%] an ertrunkenen Vögeln*	Anzahl ertrunkener Vögel Danziger Bucht		geschätzter höchster Winterbestand***	Anteil [%] der ertrunkenen Vögel am Höchstbestand
		gesamt	Westteil**		
<i>Clangula hyemalis</i>	48,3	8.443	6.681	30.000–40.000 ①	16,7–22,3
<i>Melanitta fusca</i>	23,0	4.020	3.181	14.800 ②	21,5
<i>Aythya marila</i>	7,7	1.346	1.065	10.000 ③	10,6
<i>Melanitta nigra</i>	6,2	1.084	858	4.200 ②	20,4
<i>Somateria mollissima</i>	5,5	961	761	500 ④	152,2
andere Arten	9,3	1.626	1.286		

* Bezogen auf den gesamten polnischen Teil der Danziger Bucht

** Westteil der Danziger Bucht (westlich der Weichselmündung)

*** Angaben nach: ① Meissner & Maracewicz (1993), ② Meissner (1993), ③ Michno et al. (1993), ④ Meissner & Sikora (1993)

Die Opferstatistik widerspiegelt im Wesentlichen die Rast- und Überwinterungsverhältnisse in der Danziger Bucht. Lediglich einige Arten, die sehr flache Gewässerteile bevorzugen, sind im Material klar unterrepräsentiert (Schellente, Reiherente, Blessralle). Eher überrepräsentiert sind dagegen Eider-, Samt- und Trauerente, die offenbar aus nahrungsökologischen Gründen häufiger in Heringsstellnetze geraten. Das zeigt sich auch in der aus den Stichproben (9 Boote in der ersten, 6 Boote in der zweiten Zählperiode, 82 im UG registrierte Fischerboote, 230 im gesamten polnischen Teil der Danziger Bucht) hochgerechneten Gesamtzahl der Opfer im Verhältnis zu den Höchstbeständen dieser Arten im Winterhalbjahr (Tabelle 4.2.2.3).

Für die o.g. 5 häufigsten Arten stellt Stempniewicz (1994) die Daten für jede der 8 Beobachtungsperioden vor, ebenso für die Gesamtzahl aller gefangenen Tiere. Die Interpretation der sehr unterschiedlichen Werte wäre ohne ergänzende Information ziemlich spekulativ, lediglich die letztgenannte Zahl dürfte mit ihrem „Durchschnittscharakter“ im Wesentlichen eine Funktion von Witterungsverlauf (resp. Gesamt-Zuggeschehen) und Fischereiaktivitäten sein. Beispielsweise wurden fast alle Bergenten im Winter 1987/88 gefangen, als die Anzahl der Opfer anderer Arten unterhalb der Mittelwerte lag. Andere Jahre weisen bei fast allen Arten besonders hohe (1973/74) oder besonders niedrige (1975/76) Opferzahlen aus. Die jahreszeitliche Verteilung, die Stempniewicz (1994) für die beiden häufigsten Arten, Eisente und Samtente, angibt, ähnelt der in der Pommerschen Bucht vor Usedom (Schirmeister 2003).

Die Verhältnisse in der Danziger Bucht unterscheiden sich allerdings etwas von denen der Seegewässer vor Mecklenburg-Vorpommern. Es sind vor allem die erheblich größeren Wassertiefen, die den verfügbaren Raum für die Nahrungssuche Benthos fressender Vögel einschränken. Die Fischerei mit Stellnetzen am Gewässergrund wird aber auch bei Tiefen von mehr als 25 m noch betrieben. Wegen der Tiefe, dem Fehlen einer Schwelle und ihrer offenen Lage zur eigentlichen Ostsee (Baltic proper) sind auch die Salinitätsschwankungen erheblich geringer als vor der deutschen Ostseeküste, wenn man den unmittelbaren Mündungsbereich der Weichsel (Wisła) ausnimmt. Insofern könnten eher Ergebnisse aus dem westlichsten Ausläufer der Bucht, der Putziger Wiek (Zatoka Pucka), ein Vergleichsmodell³³ liefern.

Deshalb überrascht es zunächst nicht, dass die von Kieś & Tomek (1990) in der Putziger Wiek ermittelten Beifangraten die von Stempniewicz (1994) erheblich übertreffen. So kamen Kieś & Tomek (1990) für die Putziger Wiek auf ca. 250 Individuen für ein Boot³⁴ pro Saison bzw. Jahr. Stempniewicz (1994) ermittelte dagegen für den Westteil der eigentlichen Danziger Bucht 76 Vögel jährlich pro Fahrzeug. Im Artenspektrum beider Untersuchungen dominierten Eisenten (41 bzw. 48 %), gefolgt von Samtenten (22 bzw. 23 %). In den folgenden Rängen unterscheiden sich die Ergebnisse: Bei Kieś & Tomek (1990) kommen danach die Alken mit Trottellumme (21 %) und Tordalk (5 %), bei Stempniewicz (1994) 3 weitere Entenarten, nämlich Bergente (8 %), Trauerente (6 %) und Eiderente (5 %), Einzelheiten s. Tabellen 4.2.2.2 und 4.2.2.4. Als Hauptursachen für diese Unterschiede sollte man die unterschiedliche Exposition und Bathymetrie der Fanggewässer vermuten³⁵; obwohl die Putziger Wiek im Mittel flacher ist, lagen die Fangplätze der Fischer aus Kuźnica überwiegend in den tieferen Teilen.

³³ Die Putziger Wiek (Zatoka Pucka) ist im Nordwesten sehr flach (ähnl. Kubitzer Bodden oder Achterwasser), östlich von Kuźnica (Kuźnica) und im Süden bis Gdingen (Gdynia) bereits erheblich tiefer (ähnl. Greifswalder Bodden), geht aber nach Südosten (südl. Hel/Hela) relativ schnell auf die größeren Tiefen der mittleren Danziger Bucht (30–50 m und mehr).

³⁴ Kieś & Tomek (1990) untersuchten an insgesamt 20 Tagen die Vogelbeifänge aller Fischer des Fischereihafens Kuźnica (8 bis 15 Fahrzeuge, im Mittel 1 100 m Stellnetze tägl. kontrolliert) sowie die Fischereipraxis und die Beifänge eines Bootes kontinuierlich über 2,5 Jahre; sie sammelten 860 Vögel.

³⁵ Inwieweit noch weitere Ursachen die Befunde beeinflussen (Methodik, Fischereiart u. -intensität), kann hier nicht beurteilt werden.

Tabelle 4.2.2.4. Anzahl in Fischernetzen getöteter Vögel in der Putziger Wiek (Zatoka Pucka), Hafen Kuźnica, 1987–1990, nach Kies & Tomek 1990 *Number of birds killed in fishing nets in the Puck Bay 1987–1990*

Art	alle Fahrzeuge		ein ausgewähltes Boot				Individuen, gesamt		verletzt/be-schädigt von Möwen	
	Winter	Früh-ling	1987	1988	1989	1990	n	%	n	%
	(7 d)	(13 d)	12	01–12	01–12	01–05				
<i>Clangula hyemalis</i>	56	79	19	94	69	36	353	41,0	118	33,4
<i>Melanitta fusca</i>	–	40	–	30	95	23	188	21,9	12	6,4
<i>Uria aalge</i>	25	9	20	47	63	12	176	20,5	77	43,7
<i>Alca torda</i>	–	8	–	14	19	1	42	4,9	16	38,1
<i>Somateria mollissima</i>	–	4	3	8	5	3	23	2,7	7	30,4
<i>Gavia spec.</i>	4	3	3	8	4	–	22	2,3	6	27,3
<i>Mergus serrator</i>	2	1	4	7	2	1	17	2,0	16	94,1
<i>Podiceps griseigena</i>	–	3	–	8	2	1	14	1,6	0	0
<i>Larus spec.</i>	2	–	1	2	2	–	7	0,8	4	57,1
<i>Melanitta nigra</i>	3	–	–	2	–	–	5	0,6	0	0
<i>Aythya marila</i>	1	–	–	3	–	–	4	0,5	1	25,0
<i>Cephus grylle</i>	–	2	–	–	–	–	2	0,2	0	0
<i>Podiceps cristatus</i>	–	–	–	–	2	–	2	0,2	0	0
<i>Somateria spectabilis</i>	–	–	–	1	–	–	1	0,1	0	0
indet.	–	–	–	–	4	–	4	0,5	3	75,0
Total	93 ^a	149 ^b	50	224	267	77	860	100	260	30,2

^a Die speziell untersuchte Besatzung (ausgewähltes Boot, s.o.) fing 9 Vögel in der gleichen Zeit.

^b Die speziell untersuchte Besatzung (ausgewähltes Boot, s.o.) fing 17 Vögel in der gleichen Zeit.

Kieś & Tomek (1990) geben auch den Anteil der von Möwen angefressenen Vögel an, er ist mit 30 % ziemlich hoch. Das sind offenbar nur Vögel aus den ca. $\frac{2}{3}$ oberflächennah pelagisch gestellten Netzen (Netzblätter 2,6–3,0 m × 25 m bei 70–80 mm Maschenweite), denen es in den Netzen gelungen war, die Wasseroberfläche wirklich oder beinahe zu erreichen. Unter den Trottellummen waren sogar 44 % von Möwen angehackt, was mit 77 von 176 Tieren hinreichend gesichert scheint. Dieser Anteil ist im Vergleich zu schwedischen Befunden interessant, wonach in solchen Netzen 60 % der Trottellummen lebend befreit werden können (s. Kap. 4.2.8). Dabei ist jedoch zu bedenken, dass Kieś & Tomek (1990) die mittleren Kontrollintervalle der Netze mit 3 Tagen angeben. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein küstennah an der Wasseroberfläche in Netzen verhakter Vogel 2 oder 3 Tage überlebt, muss als sehr gering eingeschätzt werden, wenn nur einigermaßen Möwenflugwetter herrscht.

Zu den an Mecklenburg-Vorpommern grenzenden polnischen Gewässern Pommersche Bucht (Zatoka Pomorska) und Stettiner Haff (Zalew Szczeciński) liegt nach den Befunden von Kowalski und Manikowski (1982) keine neuere Information zum Beifang von Vögeln vor. Bei gewissen Unterschieden (Tiefenprofile, Küstenexposition) ähneln sich die westlichen und östlichen Teile dieser Gewässer sehr stark und bilden im Zugrast- und Überwinterungsgeschehen jeweils eine funktionelle Einheit (s. z.B. Durinck et al 1994; Mizera et al. 1994). Es wird deshalb auch auf den entsprechenden Teil im Abschnitt Mecklenburg-Vorpommern verwiesen.

Für den Vergleich mit der südwestlichen Ostseeküste (südliche Beltsee bis Pommersche Bucht) ist bedeutsam, dass die Wasservogelbestände entlang der polnischen Ostseeküste relativ gut untersucht sind und weitere Arbeiten dazu stattfinden. Ähnliches gilt für Litauen. Diesen Raum muss man – unter Berücksichtigung einer überschaubaren Anzahl von Unterschie-

den (z.B. bathymetrischen) und Gradienten (z.B. klimatischen) – in seiner funktionellen Gesamtheit für den Zug und die Überwinterung von See- und Wasservögeln betrachten. Ein Beispiel dafür ist der Beitrag zu Gänse- und Zwergsägern von Švažas et al. (1994). Auf die große Ähnlichkeit der Artenspektren der Beifänge in Polen mit denen vor der Insel Usedom wird verwiesen (s. Abschnitt 4.2.12). Aktualisierungen und Erweiterungen wären erforderlich, sowohl zu den Meeresenten einschl. der Eisente als auch zu den See- und Lappentauchern.

4.2.3 Litauen

Lithuania

Die Forschung an See- und Wasservögeln hat in den 3 Staaten des Baltikums eine gute Tradition (s. auch 4.2.5 Estland). Untersuchungen zum Vogelzug und zur Überwinterung in Litauen sowie zu Konflikten mit wirtschaftlichen Nutzungen gab und gibt es vorwiegend am EKOI, dem Ökologischen Institut der Universität Vilnius³⁶ (z.B. Žalakevičius 1982; Švažas 1988, 1993; Gražulevičius & Petraitis 1990; Vaitkus 1999, 2001a, 2001b; Švažas et al. 2001; Žydelis et al. 2002).

Vor der Küste Litauens, einer überwiegend strukturarmen Ausgleichsküste, aber auch Teilen des Kurischen Haffs (Kuršiū Marios), rasten und überwintern große Anzahlen von Meeresenten, insbesondere von Samtenten und Eisenten, aber auch von Schwänen, Seetaucherarten und Haubentauchern (z.B. Žalakevičius et al. 1995; Žydelis et al. 1999; Žydelis 2002). Hervorzuheben ist auch die regelmäßige Überwinterung der Scheckente in diesem Raum (z.B. Žydelis & Skeiveris 1999).

Aus Litauen liegen einige Arbeiten zum Beifang von See- und Wasservögeln vor, unter denen bisher vor allem die von Dagys & Žydelis (2002) bedeutsam ist (s. auch Dagys 1997; Žydelis & Skeiveris 1999).

Die Stellnetzfisherei ist an der litauischen Küste Dagys & Žydelis (2002) zufolge erst seit 15 Jahren stärker aufgekommen. Während die Anzahl der Betriebe in den letzten Jahren annähernd gleich blieb, wurde der fischereiliche Aufwand verdreifacht.

Dagys & Žydelis (2002) verwendeten Daten, die im Rahmen des UN-Entwicklungsprojekts „Development of Preconditions for the Reduction of Impact of Gillnet Fisheries on Migrating and Wintering Waterfowl and Seabirds in the Lithuanian Inshore Waters of the Baltic Sea (Part I)“³⁷ erhoben wurden (M. Dagys, in litt.). An der litauischen Außenküste vor Palanga und Klaipėda³⁸ wurden von Dezember 2001 bis April 2002 die Seevogel-Beifänge von 6 Fischereiunternehmen ausgewertet, insgesamt von 357 653 NMD (net meter days). Die Fischereiintensität war insgesamt im April am höchsten, im Februar (witterungsbedingt) am niedrigsten. Etwa die Hälfte des fischereilichen Aufwands wurde mit Netzen von 18 bis 25 mm Maschenweite auf Stint und Hering betrieben (Januar–April), 42 % mit 50- bis 60-mm-Netzen auf Dorsch (Dezember, März, April) und rund 7 % mit größeren Maschenweiten auf Salmoniden (vor allem Dezember).

Insgesamt wurden 219 Vögel in den Netzen gefunden (Dagys & Žydelis 2002). Mit 61 % stellte die Eisente (*Clangula hyemalis*) den größten Anteil, gefolgt von Samtente und Trauerente (*Melanitta fusca*, *M. nigra*) mit 11 % und 5 %. Die Seetaucherarten (Gaviidae) waren mit zusammen 14 % der Opfer stark vertreten (also zumindest 1 Art häufiger als die Trauerente) und unter den Lappentauchern war der Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) mit 3 % am

³⁶ Das Institut war früher eine Einrichtung der Litauischen Akademie der Wissenschaften.

³⁷ URL: <http://www.undp.org/sgp/cty/EUROPE/LITHUANIA/pfs4799.htm>

³⁸ Historische Namen: Polangen und Memel.

stärksten betroffen. Mit 2 % sind die Verluste der Scheckente (Stellers Eiderente, *Polysticta stelleri*) ebenfalls sehr bedeutsam, da der Bestand dieser Art bedroht ist. Die Alcidae kamen mit 1 % vor.

Die mittlere Beifangrate betrug 0,61 Vögel pro 1 000 NMD, was im Mittel täglich einem Vogel auf 1 640 m Stellnetz entspricht (Dagys & Žydelis 2002). Das Maximum mit 2,3 pro 1 000 NMD im Dezember und die Minima mit 0,5 bzw. 0,4 pro 1 000 NMD sind offenbar vor allem eine Schnittmenge aus Zugphänologie und Netzart (bes. weitmaschige Salmonidennetze im Dezember). Es konnte belegt werden, dass Netze mit größeren Maschenweiten für Seevögel besonders gefährlich sind; die mittleren Vogel-Beifangraten betragen: Salmonidennetze (> 60 mm) 1,8 vor Dorschnetzen 0,62 und Herings- bzw. Stintnetzen 0,35 pro 1 000 NMD (Dagys & Žydelis 2002).

Gemessen an der relativen Dichte der Seevogelarten (relativer Gefährdungsindex, *relative vulnerability index*) waren die Seetaucher am stärksten gefährdet, gefolgt von der häufigsten Art, der Eisente. Überdurchschnittliche Werte wurden auch für die Scheckente und für den Haubentaucher ermittelt (s. Tabelle 4.2.3.1).

Insgesamt wird Žydelis (2002) zufolge entlang der litauischen Küste jährlich mit etwa 5 000–10 000 in Netzen gefangenen Seevögeln gerechnet. Das Maximum der Fänge erfolgt in Wassertiefen zwischen 2,5 und 5 Metern. Die Vogelbeifänge entsprechen etwa 5–10 % des gesamten mittleren Winterbestandes (Žydelis 2002).

Tabelle 4.2.3.1. Beifangrate, relative Abundanz* und relativer Gefährdungsindex der häufigsten in Stellnetzen gefangenen Vogelarten (Dagys & Žydelis 2002) *Entanglement rates, mean local wintering stocks, and relative vulnerability indices of bird species caught most frequently in gillnets*

Species	Vogelbeifangrate [Vögel/1 000 NMD]	Mittlerer Bestand* [Anzahl Individuen]	Relativer Gefährdungsindex
Prachtaucher, Sterntaucher <i>Gavia arctica</i> , <i>G. stellata</i>	0,08	60	1,33
Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i>	0,02	500	0,04
Scheckente <i>Polysticta stelleri</i>	0,02	300	0,07
Samtente <i>Melanitta fusca</i>	0,15	5.600	0,03
Eisente <i>Clangula hyemalis</i>	0,37	3.400	0,11

* Mittlerer Wintervogelbestand des untersuchten Fischereigebietes, von den Autoren als „relative Abundanz“ bezeichnet.

4.2.4 Lettland

Latvia

Aus Lettland gibt es Beiträge von Urtāns & Priednieks (1999, 2000), aus denen sich eine ähnliche Situation wie in Litauen ableiten lässt, sowohl hinsichtlich der erheblichen Zunahme der Stellnetzfisherei als auch der Vogelverluste. In größerer Anzahl werden vor allem Eisenten gefangen. Der gesamte jährliche Beifang von Vögeln in Fischereigeräten entlang der Küste des Landes soll nach Berechnungen von Urtāns & Priednieks (1999) zwischen 2 500 und 6 500 Individuen liegen. Die Daten beruhen überwiegend auf der Auswertung freiwillig geführter Dokumentationen der Fischer (1995–1999 576 erfasste Fälle). Mehr als 95 % der Seevögel waren bereits ertrunken, als sie aus den Netzen entnommen wurden³⁹. Fast alle Vögel wurden in Stellnetzen gefangen, in Reusen nur gut 1 %. Eisenten machten mit fast 40 % der Beifänge den größten Teil der Opfer aus, allerdings blieben 30 % der Tauchenten unbestimmt (methodisch bedingt, s.o.).

³⁹ Das deutet auf einen gewissen Anteil oberflächennaher Stellnetze für Salmoniden hin.

Die Untersuchungen von Urtāns und Priednieks wurden von Bearbeitern der Lettischen Ornithologischen Gesellschaft (Latvijas Ornitolōģijas biedrība) fortgesetzt. Daten und Auswertungen sind zumindest für 2000 bis 2003 vorhanden (Anonymus 2004b); eine reguläre Veröffentlichung dieser Ergebnisse liegt jedoch noch nicht vor. Ergebnisse des Totfundmonitorings entlang lettischer Strände, nach denen ca. 20 % der Kadaver als Stellnetzopfer in Frage kommen (z.B. Matrozis 1999, auch 2003), können hierzu keine weiteren Aufschlüsse liefern.

Hinsichtlich der Bedeutung der Küstengewässer für die Zugrast und die Überwinterung von See- und Wasservögeln nimmt Lettland naturgemäß eine Stellung zwischen seinen beiden Nachbarländern ein. Zumindest Teile der Rigaer Bucht (Rigas Jūras Līcis) entsprechen hinsichtlich der Nahrungsangebote und der seeganggeschützten Lage, aber auch der früheren winterlichen Vereisung den Verhältnissen im estnischen Teil der Bucht (Riga Laht). Die stärker exponierte Außenküste weist Ähnlichkeiten zur litauischen auf, auch in Bezug auf ihre Funktionen für Meeresvögel. Danielsson et al. (2004) geben für den westlichen Teil der Rigaer Bucht, die Irbestraße (Irbes Saurums) und die übrigen Küstenzone jährlich ca. 1,5 Millionen überwinternde Wasservögel an, was annähernd der Schätzung bei Durinck et al. (1994) entspricht. Das angegebene Gebiet gehört allerdings gut zur Hälfte zu Estland.

4.2.5 Estland

Estonia

Die Forschung an See- und Wasservögeln hat in den 3 Staaten des Baltikums, aber auch in den russischen Teilen der früheren UdSSR eine gute Tradition. Hier war der estnische Ornithologe Erik Kumari lange ein wichtiger Initiator und Koordinator in Zeiten, da Koordination und Kooperation über Staatsgrenzen hinweg problematisch war.

Seit den 1970er Jahren gehörte das Zugverhalten der Meeresenten, so der *Melanitta*-Arten, zu den untersuchten Phänomenen. Da seit den 1960ern neben visuellen Beobachtungen auch Radartechnik eingesetzt werden konnte (z.B. Jacobi 1966), eröffneten sich neue Einsichten in den Zug und den Jahreszyklus der Meeresvögel. So konnte Jacobi (1983) über größere Individuenzahlen, einen erweiterten Tagesrhythmus sowie alternative Zugwege und relativ große Flughöhen der Meeresenten auf dem Frühjahrszug im Baltikum berichten.

Aktuelle Information zum Problem Seevögel und Fischerei liegt aus Estland zur Zeit nicht vor. Aus o.g. Untersuchungen und verschiedenen faunistischen Arbeiten ist jedoch bekannt, dass zahlreiche Enten verschiedener Arten (insbesondere Eisente, Samtente, Trauerente und Eiderente) ausgedehnte Rastaufenthalte vor der estnischen, soweit es die Rigaer Bucht betrifft, auch vor der lettischen Küste einlegen; wenn es in milden Wintern die Eisverhältnisse gestatten, überwintern erhebliche Bestände. Bei Danielsson et al. (2004) ist von ca. 1,5 Millionen Wasservögeln die Rede, die im nordwestlichen Teil der Rigaer Bucht (Riga Laht), der Irbestraße (Irbeni Väin) und der übrigen (auch lettischen) Küstenzone jährlich überwintern – wohl zu großen Teilen auch auf der estnischen Seite, zumal der Moonsund (Muhu Vain) und das Inselreich der estnischen Westküste (Schärenküste⁴⁰) in mittleren Wintern für einige Arten (Scheckente, Schellente, Eiderente, Samtente, Trauerente) günstige Voraussetzungen bieten. Durinck et al. (1994) geben z.B. für die Westküste der Inseln Saaremaa (Ösel) und Hiiuma (Dagö) 5 900 Scheckenten an, das wären nach ihrer Einschätzung ca. 40 % der im Ostseegebiet überwinternden nordosteuropäischen Population (vgl. Rose & Scott 1994). Ein gewisses Konfliktpotential muss also angenommen werden. Unabhängig von den winterlichen Vereisungen großer Bereiche bietet die buchtenreiche Küste Estlands im Übrigen zahlreiche

⁴⁰ Abweichend von der schwedischen und finnischen Schärenküste bilden hier überwiegend Kalkgesteine (Silur, Ordovizium) das Grundmaterial.

Möglichkeiten für die Rast von See- und Wasservögeln auf dem Zug – überwiegend auf dem nordeuropäisch-atlantischen Zugweg, aber auch in der nordeuropäisch-ostmediterranen Richtung. Ein sehr bekanntes und hinsichtlich Artenspektrum und Bestandsgrößen vielleicht das bedeutendste Rastgebiet ist die Matsalu-Bucht (Matsalu Laht); in der Größe mit dem Achterwasser oder dem Saaler Bodden vergleichbar, übersteigen die Bestände von 10 Wasservogelarten⁴¹ regelmäßig das Niveau von 10 000 Individuen, weitere 20 Wat- und Wasservogelarten treten regelmäßig in Stärken zwischen 1 000 und 10 000 Tieren auf (Mägi 2004; s. auch Sokolov & Syroyechkovskij 1989: 72–101). Information zur Fischerei bzw. zu Vogelverlusten in Fischereigerät liegt nicht vor.

Außerdem sind in Estland wahrscheinlich Beifänge von Robben bedeutsam: Kegelrobben (*Halichoerus grypus*) bilden dort die größten Bestände der südlichen Ostseeküste⁴²; Jepsen (2001) zufolge kann man auf ca. 15–20 % der gegenwärtigen Ostseepopulation schließen. Außerdem gibt es in der Rigaer Bucht vermutlich etwa ein Viertel des Ringelrobbenbestandes⁴³ (*Phoca hispida*) der Ostsee, wohl überwiegend im estnischen Teil. Auf den entsprechenden Abschnitt bei 4.2.8 (Schweden) wird verwiesen.

4.2.6 Russland

Russia

Zum russischen Ostseegebiet gehören 2 Küstenabschnitte.

Das Kaliningrader Gebiet (Калининградская область) umfasst die größten Teile des früheren Ostpreußen um Kaliningrad (Königsberg) mit den Küstenabschnitten von der Danziger Bucht und dem Frischen Haff (Zalew Wiślany, Вислинский залив) über die Bernsteinküste bis zum Seegebiet vor der Kurischen Nehrung (Куршская коса) und dem Kurischen Haff (Куршский залив), überwiegend Ausgleichs- und Moränenküsten. Das Frische Haff ist relativ flach, in den meisten Bereichen nicht tiefer als 3–5 m (im Mittel etwas mehr als 2,5 m); die Verhältnisse sind denen in der westlichen Putziger Wiek (s. 4.2.2 Polen) ähnlich, allerdings bei erheblich geringerer Salinität. An der Außenküste fallen die Wassertiefen stärker als in anderen Bereichen der südlichen Ostsee auf größere Tiefen ab, wodurch das Seegebiet mit optimalen Bedingungen für Benthos fressende Arten relativ schmal ist; ansonsten sind die Verhältnisse mit denen der litauischen Küste vergleichbar (s. 4.2.3 Litauen). Die Annahme wird durch den Beitrag von Grishanov (2001) gestützt, der bei einem erfassten Mittwinterbestand von 13 000 Wasservögeln (Januar 2000, Dominanz der Eisente) einen Gesamtbestand von etwa 50 000 Individuen schätzte.

Das Leningrader Gebiet (Ленинградская область) umfasst das östliche Drittel des Finnischen Meerbusens (Финский залив) einschließlich des Küstenabschnittes vor St. Petersburg (Санкт-Петербург). Das Seegebiet ist erheblich größer als das vor dem Kaliningrader Gebiet, weil sich die russischen Territorialgewässer wegen einer Anzahl vorgelagerter Inseln weiter in den Finnischen Meerbusen erstrecken. Die Küste dieses Seegebietes ist stark gegliedert. Hinsichtlich seiner Funktion für See- und Wasservogel bestehen starke Wechselbeziehungen zum Ladogasee (Ладожское озеро) und angrenzenden Binnenseen Finnlands und des Kreises

⁴¹ Weißwangengans, Pfeif-, Stock-, Tafel-, Reiher-, Berg-, Eis- und Schellente, Blessralle und Kranich (Mägi 2004); das Gebiet ist für sehr hohe Eisentenbestände bekannt, doch ist die Anzahl der in den angrenzenden flachen Ostseegewässern der estnischen Schären- und Inselwelt rastenden Tiere noch erheblich höher.

⁴² Im Winter 2000 wurde der Bestand in Estland auf ca. 1 600 Tiere geschätzt (s. Jepsen 2001). Sollte sich der Bestand ähnlich positiv wie in Schweden entwickelt haben (ICES 2004 b; HELCOM 2005), könnten dort z.Z. 2 000–2 600 Kegelrobben leben, aktuelle lokale Daten liegen allerdings nicht vor.

⁴³ Härkönen et al. (1998, zit bei Jepsen 2001) zufolge wurde für 1996 eine Bestandsgröße von ca. 1 400 Ringelrobben (± 600) berechnet, im Jahr 2003 konnte man allerdings nur 579 Tiere ermitteln (HELCOM 2005).

Wyborg (Выборг), vor allem zur Zugzeit. Für die Überwinterung sind diese Gewässer von geringerer Bedeutung, denn die Eisbedeckung des finnischen Meerbusens wird mit 60–150 d a⁻¹ angegeben (Perus et al. 2004), der russische Ostteil friert auch in milden Wintern zu. Information zum Problemkreis Seevögel und Fischerei liegt von den russischen Küstenabschnitten der Ostsee gegenwärtig nicht vor⁴⁴, ebenso wenig wurden Hinweise auf Umfang und Arten der Fischerei gefunden. Nach wie vor bestehen aber zahlreiche Fischereibetriebe, gewöhnlich Genossenschaften, sowie Fischverarbeitung in beiden Gebieten. Es ist naheliegend, dass zumindest lokal ähnliche Entwicklungen wie in den 3 Staaten des Baltikums stattgefunden haben bzw. stattfinden. Für das Kaliningrader Gebiet müssten dann ähnliche Verhältnisse wie in den Nachbarabschnitten angenommen werden. Das heißt, dass im russischen Teil der Danziger Bucht und des Frischen Haffs ähnlich hohe Verluste auftreten könnten wie in den polnischen Teilen – in den übrigen Abschnitten ähneln die Verhältnisse denen in Litauen.

Da im Leningrader Gebiet die Rastbestände geringer und die Überwinterungsbestände sehr gering sind (lange Eisbedeckung des Finnischen Meerbusens; s. Perus et al. 2004), dürfte das Vogelbeifang-Problem dort weniger von Gewicht sein – auch im Falle ähnlicher fischereilicher Aktivitäten. Aus dem Gebiet ist aber immerhin eine ältere Arbeit bekannt (Podkovyrkin 1976), die zeigt, dass zumindest im Sommerhalbjahr und zur Zugzeit entsprechende Vorkommnisse festgestellt wurden. Darüber hinaus gibt es im Leningrader Gebiet einen kleineren Bestand der Ringelrobbe (*Phoca hispida*), ca. 150 Tiere (Jepsen 2001; HELCOM 2005). Gelegentliche Beifänge in Stellnetzen und Reusen müssen deshalb angenommen werden.

4.2.7 Finnland

Finland

Die z.T. stark zerklüftete Küste Finnlands⁴⁵ ist in zahlreichen Abschnitten nur dünn besiedelt und bietet im Sommer und zur Zeit des Zuges nahrungsreiche und energiesparende Situationen für See- und Wasservögel. Im Winter sind zumindest die zirkulationsärmeren und flachen Küstenbereiche relativ früh eisbedeckt und kommen daher für die Überwinterung solcher Arten kaum in Frage. Am längsten offen sind noch die Küstenbereiche am Finnischen Meerbusen (Suomenlahti) mit einer Eisbedeckung von 60–150 d a⁻¹ und die im Mittel nur 23 m tiefe Åland-See (Åhvenanmeri, Ålandshavet). 300–400 km nördlich, an der bis zu 10 m flachen Bottnischen Schwelle⁴⁶ (Merenkurkku, Kvarken), sind seewärtige Bereiche 120–150 d a⁻¹, landwärtige >150 d a⁻¹ eisbedeckt. Entsprechende Verhältnisse finden sich im Bottnischen Meerbusen⁴⁷ (Pohjanlahti), in dem sich jeweils nördlicher, östlicher und küstennäher die längere Eisbedeckung findet: Bottensee (Selkameri, Bottenhavet) ungefähr 120–150 d a⁻¹, Bottenwiek (Perameri, Bottenviken) >150 d a⁻¹ (s. Perus et al. 2004). Das schränkt nicht nur die Nutzung durch Vögel, sondern auch die Fischerei auf das Sommerhalbjahr ein. Hierin sieht auch Hario (1998) die wichtigste Ursache für die relativ geringe Bedeutung fischereibedingter Vogelverluste in Finnland.

Bedeutsam für den relativ geringen Umfang von Seevogel-Beifängen ist auch, dass der überwiegende Teil des marinen finnischen Fischereiertrages heringsartige Fische sind (Hario 1998), die, wenn mit Stellnetzen, dann mit geringen Maschenweiten gefangen werden. Wie Dagys & Žydelis (2002) nachwiesen, ist die Gefahr von Vogelverlusten in diesen Netzen

⁴⁴ Einige umfangreiche Untersuchungen zum Vogelbeifang liegen aus dem russischen Fernen Osten vor, sowohl zur Stellnetzfisherei (s. Abschnitt 4.1.4) als auch zur Langleinenfisherei (s. Abschnitt 4.1.1).

⁴⁵ Es gibt eine Anzahl von Ähnlichkeiten zur schwedischen Küste (s. 4.2.8 Schweden).

⁴⁶ Als englische Bezeichnung ist als Verballhornung des schwedischen Namens „Quark sill“ üblich.

⁴⁷ Die üblichen englischen Bezeichnungen sind für den Bottnischen Meerbusen Gulf of Bothnia, die Bottensee Bothnian Sea und die Bottenwiek Bothnian Bay.

relativ gering. Soweit Beifänge bekannt sind, betreffen sie vor allem Eiderenten, Alkenvögel und Seetaucherarten (Hario 1998). Da aber vor allem die Population der Gryllteiste in den letzten Jahren stark durch den zunehmenden Minkbestand dezimiert wird, kann die fischereibedingte Sterblichkeit für das Überleben dieses Bestandes bedeutsam sein. Bei den anderen betroffenen Arten sind eher stabile Bestände oder Bestandszunahmen zu beobachten, weshalb die fischereibedingte Sterblichkeit dort nicht als ernstes Problem gesehen wird (Hario 1998).

Ringfundanalysen zufolge sind die Beifangraten des Tordalks und der Aufmerksamkeit fordernden Gryllteiste bemerkenswert stabil. Von den 13 266 zwischen 1926 und 1993 beringten Tordalken wurden 446 (3,4 %) in Fischereigeräten wiedergefunden, die Daten seit 1960 ergeben sogar nur 2,4 % (Hario 1998). Bei den Gryllteisten wurden bis 1993 von 24 162 beringten 748 (3,1 %) aus Fischereigeräten zurückgemeldet. Von dem kleinen Bestand der Trottellummen wurden nur 405 beringt, weshalb die 9 Rückmeldungen aus der Fischerei keinen statistisch aussagefähigen Wert geben (Hario 1998). Bei allen 3 Arten handelt es sich aber nur zum Teil um Opfer der finnischen Fischerei, da die Meldungen sowohl aus den Brut- als auch aus Zug- und Überwinterungsgebieten stammten.

Die Aussagen müssen auch insofern mit Einschränkung gesehen werden, als die Sterblichkeit von Eiderenten nicht näher untersucht wurde, bei denen es aber möglicherweise zu einer erheblichen Kükensterblichkeit durch die feinmaschigen Netze der Küstenfischerei (einschl. Freizeitfischerei) kommt. Die Erfassung solcher Verluste ist in Finnland ziemlich schwierig, denn nicht nur die unüberschaubare geographische Gliederung der Schären- und Buchtenküste, auch das finnische Grundeigentumsrecht (Landeigentümer verfügen i.d.R. auch über die angrenzenden Wasserflächen) macht die Einsicht in die fischereiliche Nutzung durch ungezählte Klein-, Eigenbedarfs- und Freizeitfischer fast unmöglich (Ranta-aho & Peippo 2004).

Ergänzend ist zu bemerken, dass es aus Finnland einen der wenigen Hinweise auf Opfer der Langleinenfischerei im Ostseegebiet gibt: Cooper et al. (2000) berichten unter Berufung auf M. Hario, dass finnische Fischer früher mit Langleinen auf Dorsch fischten und dabei gelegentlich Vögel gefangen wurden, vorwiegend Seetaucherarten. Die Beifangrate wird jedoch im Nachhinein als relativ gering eingeschätzt. Heute spielt diese Fischerei wegen der stark abgefischten Dorschbestände keine Rolle mehr.

Vor der finnischen Küste gibt es relativ große Bestände von Kegelrobben und Ringelrobben, letztere außerdem an einigen Binnenseen. Bei der Kegelrobbe wären das Jepsen (2001) zufolge mit 3 100–4 900 beobachteten Tieren im Jahre 2000 etwa 40 % der Ostseepopulation⁴⁸. Neuere landesbezogene Daten liegen nicht vor, doch ließe sich auf einen heutigen Bestand von 4 500–7 200 schließen, sofern sich in finnischen Gewässern ein ähnlicher Bestandsanstieg (s. ICES 2004 b; HELCOM 2005) wie in Schweden vollzogen hat. Die Ringelrobbenpopulation des Bottnischen Meerbusens (schwedische und finnische Seite einschl. Ålandsee) gaben Härkönen et al. (1998, zit. bei Jepsen 2001) mit knapp 4 000 an, im Finnischen Meerbusen lebten dagegen nur um 150 Tiere (aber wohl vorwiegend im russischen Ostteil). 2004 wurde im Bottnischen Meerbusen mit knapp 4 900 Individuen ein etwas größerer Bestand festgestellt, aus den übrigen Gebieten kamen gleiche oder geringere Werte. Die Konfliktsituation (z.B. Beschädigen von Fischereigerät, Erbeuten von bereits gefangenen Fischen durch Robben, Ertrinken von Robben in Reusen, Stellnetzen und Schleppnetzen) wird der in den schwedischen Gewässern ähnlich sein. Da ergiebige Material zu den Verhältnissen in Finnland nicht vorlag, wird auf den entsprechenden Abschnitt bei 4.2.8 (Schweden) verwiesen.

⁴⁸ Vor der finnischen Küste wurden im Winter 2000 ca. 3 100 Tiere gezählt, weitere 1 800 auf dem Eis der Bottnik zwischen Finnland und Schweden (Jepsen 2001).

4.2.8 Schweden

Sweden

Schweden hat die längste und am stärksten gegliederte Küste der Ostsee. Die Eisströmungen der verschiedenen pleistozänen Stadien haben das weitaus meiste ältere Lockermaterial abgeschoben, so dass felsige Küstenabschnitte überwiegen. Diese werden nahezu an der gesamten Küste vom präkambrischen kristallinen Grundgebirge (Gneise, Granite) gebildet. Wegen dessen Härte, aber auch wegen der andauernden Regression des Meeres, durch die das Material nur relativ kurzzeitig den abrasiven Kräften des litoralen Bereichs ausgesetzt ist, sind küstenformende Prozesse stark eingeschränkt. Die Folge ist die Herausbildung einer stark gegliederten, von Schären, Fjorden und Fjärden, Höften und Buchten gekennzeichneten Küstenlinie, deren Gliederung sich unter Wasser fortsetzt und auch dort die Voraussetzung für die Bildung zahlreicher Varianten der Lebensraumtypen schafft. Stärker als an der von Lockersedimenten dominierten südlichen Ostseeküste wird die marine Lebewelt deshalb von sessilen Arten bestimmt, die durch Anheften oder Anklammern lebende Beläge auf dem Fels bilden. Selbstverständlich, und das trägt zur Vielfalt bei, gibt es in Mulden bzw. bei bestimmten Wassertiefen auch Sande und andere Lockersedimente, die teilweise aus jüngeren Einträgen von Verwitterungsmaterial gebildet wurden (Bäche, Flüsse, Buchten und Täler), aber auch auf pleistozäne Sandlager und Moränen zurückgehen (z.B. Gotska Sandön bzw. Schonische Küste). Abweichend von dem vorherrschenden Grundgebirge werden die Küsten Gotlands und Ölands von silurischen bzw. ordovizischen und kambrischen Kalkgesteinen gebildet, die küstenformenden Kräften stärker nachgeben, weshalb dort zahlreiche Geröllstrände vor Kliffs oder Strandwällen entwickelt sind. Größere flache Küstenabschnitte oder gar Moore sind auf die südlichste Küste in Schonen (Skåne) beschränkt oder nur sehr kleinflächig anzutreffen (z.B. Östergötaland). Hinzu kommt, dass vom Skagerrak bis zur Bottenwiek ein weiter Salinitätsgradient und die klimatische Abstufung die Vielfalt erhöhen.

Obwohl die schwedische Küste im Verhältnis zur Bevölkerungsdichte in den Sommermonaten ziemlich stark von landschaftsgebundenen Erholungsaktivitäten (*friluftsliv*) betroffen ist, sind für die Sommerbestände der See- und Wasservögel zahlreiche und wahrscheinlich genügend störungsarme Räume vorhanden. Örtlich kommt es jedoch zu Konflikten zwischen Nutzungsansprüchen und Schutzerfordernissen. In gewisser Weise stehen die Berufsfischer dabei eher auf der Seite der Vögel, denn der Nutzungsdruck der Freizeitfischerei ist gebietsweise erheblich. So dürfen Eigenbedarfsfischer bis zu 180 m Stellnetze einsetzen (z.B. auf Meerforelle); diese zu kontrollieren, ist praktisch unmöglich. Erheblicher Beifang an Nicht-Zielarten und untermaßigen Tieren, auch von nach dem Ablachen nicht verwertbaren Forellen sowie See- und Wasservögeln, ist mehrfach dokumentiert⁴⁹. Die statistisch nicht erfasste Entnahme von Fischen durch schwedische Sport- und Eigenbedarfsfischer ist einer Untersuchung von Fiskeriverket (2000) zufolge erheblich: landesweit jährlich 58 222 t ($\pm 6 757$ t). Davon entfallen knapp 60 % auf die Küste (meistens Ostsee)⁵⁰ (vgl. auch Fiskeriverket 2001; Mohlin 2002).

Naturvårdsverket, die staatliche Naturschutzbehörde, hatte bereits in den 1980er Jahren eine Studie erarbeiten lassen, die sich mit Vogelbeifängen im Untersuchungsgebiet Nordwest-

⁴⁹ Beispiel: Mit Meerforellenstellnetzen werden in privaten Gewässern (300 m vor Gewässergrundstücken) an der Westküste sowohl Lachse als auch zahlreiche andere Nicht-Zielarten gefangen: ein 30-m-Netzblatt fängt in einer 200-Tage-Saison im Mittel 3 Lachse, 56 Forellen, 271 sonstige Fische (z.B. Plattfische und Dorsch); 18 % der Forellen waren außerdem untermaßig, ebenso ein großer Teil der Beifänge. Gelegentlich wurden Seevögel gefangen. Für einige Gewässer wurde der Stellnetzdruck als zu hoch eingeschätzt (Sportfiskarna 5.3.2001).

⁵⁰ Schwerpunkt ist die Küste von Östergötaland, also die Küste zur Gotlandsee.

Schonens befasste (Oldén et al. 1988)⁵¹. Das führte zum Erkennen des Problems und zu gemeinsamen Bekenntnissen und Zielsetzungen mit Fiskeriverket, der staatlichen Fischereibehörde, wonach Maßnahmen zur Reduzierung des Beifangs von Vögeln und Meeressäugern erfolgen sollten (s. Miljömålsportalen⁵², auch Strömbloom 2004). Allerdings sind spätere Arbeiten zu dem Problem nicht auffindbar, bis eine neuere, von Fiskeriverket in Auftrag gegebene Studie herauskam (Lunneryd et al. 2004).

Allgemein und insbesondere von Seiten der Fischer werden die Konflikte mit Robben und mit Schweinswalen gegenüber denen mit Seevögeln als schwerwiegender angesehen. Weil zu den Verlusten von Meeressäugern in der Ostsee aus Schweden⁵³ das umfangreichste Material vorliegt, wird hier auch kurz auf diese Arten eingegangen.

Robbenverluste. Robben kommen entlang der gesamten Küste vor, vom Skagerrak bis zur Beltsee (Westküste) vor allem der Seehund (*Phoca vitulina*), vereinzelt die Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*), in der Arkona-, Bornholm- und Gotlandsee die Kegelrobbe, lokal auch der Seehund⁵⁴, und im Bottnischen Meerbusen die Kegelrobbe und die Ringelrobbe (*Phoca hispida botnica*). Ihre Bestände sind wesentlich geringer als zu Beginn des 20. Jahrhunderts⁵⁵, haben sich aber nach Tiefs in den 1960er–1970er Jahren wieder erholt bzw. auf niedrigem Niveau stabilisiert (Harding & Härkönen 1999). Sie bedürfen jedoch weiterhin der Überwachung und des Schutzes, um die Populationen nachhaltig überlebensfähig zu halten (Härkönen 1996 a, 1996 b; Olsson 1996; Lunneryd et al. 2004). Von den Kegelrobbenbeständen der Ostsee, die derzeit eine klar positive Bestandsentwicklung aufweisen, leben gut 40 % in schwedischen Gewässern (Jepsen 2001; ICES 2004; HELCOM 2005).

Andererseits entstehen durch die wieder etwas gestiegenen Bestände der Robben nicht geringe Schäden an Fang und Netzen (Westerberg et al. 2000; Naturvårdsverket 2001; Viltskade-

⁵¹ Die Autoren der Studie veröffentlichten zu der Zeit auch weitere Arbeiten zu dem Thema, besonders im „Anser“, der Zeitschrift von Schonens Ornithologischem Verein (Skånes Ornitologiska Förening).

⁵² Miljömålsportalen (<http://www.miljomal.nu/>) ist eine schwedische Website, die Auskunft über das System der Umweltqualitätsziele (Reichs-, Provinz- und kommunale Ziele) und Schritte zu deren Realisierung gibt sowie das Netzwerk der Beteiligten (exekutive Ebenen, Organisationen) vorstellt.

Eines der 16 vom schwedischen Reichstag beschlossenen Ziele ist „Meer im Gleichgewicht sowie lebende Küste und Schärenhöfe“, dessen 4. Teilziel dem Beifangproblem in der Fischerei gewidmet ist. „Beifänge (2010): Bis zum Jahr 2010 sollen die gesamten Beifänge von Meeressäugertieren höchstens 1 % der entsprechenden Bestände ausmachen. Die Beifänge von Seevögeln und unerwünschten Fischarten sollen auf Niveaus gemindert sein, die keine negativen Auswirkungen auf die Populationen haben.“

⁵³ In den Daten der schwedischen Westküste ist ein gewisser Anteil aus dem Skagerrak enthalten, eine Ostsee-Statistik würde eigentlich erst am Kattegat beginnen; das ist hier jedoch nicht bedeutsam.

⁵⁴ Regelmäßige Vorkommen bis vor der Südküste von Schonens (ca. 4 000–5 000 Tiere; HELCOM 2005) sowie eine isolierte Kalmarsund-Population mit wenigen hundert Tieren (Härkönen 1996), aus aktuellen Zählungen wurde dort ein Bestand von ca. 550 Individuen errechnet (HELCOM 2005).

⁵⁵ Harding & Härkönen (1999) zufolge liegt die Höhe des aktuellen Kegelrobbenbestandes bei 17 500–20 000 Tieren (Hochrechnung für die gesamte Ostseepopulation Ende 2005; abgeleitet nach HELCOM 2005) bei etwa 20 % des Bestandes zum Beginn des 20. Jahrhunderts, aber bereits gut 4 mal so hoch, wie gegen Ende der 1970er Jahre (Bestandsminimum).

Die Ringelrobbenbestände waren noch drastischer gesunken (Harding & Härkönen 1999), deshalb macht der heutige Bestand von ca. 5 600–6 000 Individuen nur 2,5–3 % der Populationsstärke um 1900 aus. Der Anstieg seit dem Minimum Ende der 1970er Jahre (ca. 5 000) ist allerdings gering.

Die Dynamik des Seehundbestands ist schwieriger einzuschätzen, da er einerseits eher als „Ausläufer“ der Nordseepopulation anzusehen ist, womit auch Austausch erfolgt, andererseits die Art in einigen Jahren stark vom „Robbensterben“ (Seehundstaupevirus, phocine distemper virus, PDV) betroffen ist (s. Harding et al. 2002), der bei manchen Epidemien mehr als die Hälfte des Bestandes kosten kann. Beispielsweise wurden 2002 an der schwedischen Küste für Untersuchungen Proben von 2 516 verendeten Tieren gesammelt (Härkönen 2002).

center 2004), was kostenaufwändig ist (s. Abbildung 4.2.8.1)⁵⁶ und den Fischern manche zusätzliche Mühe verursacht (s. auch Lunneryd & Fjälling 2003). Die größten Probleme durch Beschädigen der Netze und Verzehr des Fanges gibt es offenbar bei der Fischerei im Bottnischen Meerbusen einschließlich der Ålandsee, insbesondere bei der Lachsfischerei mit speziellen Fallen und Reusen sowie der Stellnetzfisherei auf Maränen (*Coregonus lavaretus*, *C. albula*) sowie auf Steinbutt (*Psetta maxima*) (Westerberg et al. 2000; Viltskadecenter 2004; s. auch Länsstyrelsen i Norrbottens län 2004; Johansson 2005). Vor Östergötaland entstehen die Konflikte vor allem bei der Fischerei auf Ostseehering (*Clupea harengus*) und Sprott (*Sprattus sprattus*), zum Teil auch auf Steinbutt. Obwohl z.B. die Steinbuttfischerei auch an der Westküste bedeutsam ist, wurden dort die Schäden durch Robben als gering eingeschätzt (Westerberg et al. 2000).

1993–1998 wurde in Schweden ein *Projekt Robben & Fischerei* durchgeführt, in dessen Steuerungsgruppe Behörden und Verbände des Naturschutzes und der Fischerei zusammenarbeiteten. Seither kooperieren Fiskeriverket und Naturvårdsverket bei der Weiterentwicklung und Umsetzung der Ergebnisse (Naturvårdsverket 2001). Es wurden verschiedene Lösungsvorschläge erarbeitet und erprobt, u.a. Fischereitechnik, die solche Schäden begrenzen hilft, und für deren Einführung in die Praxis staatliche Fördergelder ausgereicht werden. Dazu zählen Netze aus besonderes reißfestem Material (z.B. Dyneema SK 60), doppelwandige Reusen bzw. Fallenkammern, Reusengitter sowie Reusen, an deren Eingängen größere Tiere elektrische Schläge erhalten, aber auch effektivere Fischereimethoden, bei denen der Fang den Robben weniger ausgesetzt ist. Die Vergrämung der Robben mit starken Schallquellen (z.B. an Netzkäfigen) erwies sich ebenfalls als erfolgversprechend, eine akustische Warnung (Pinger) an Stellnetzen wirkte nur vorübergehend (Naturvårdsverket 2001). In besonders problematischen Bereichen ist eine sog. Schutzjagd durch die Fischer möglich, die angemessen überwacht wird, deren Effekte aber speziellen Versuchen zufolge unsicher sind.

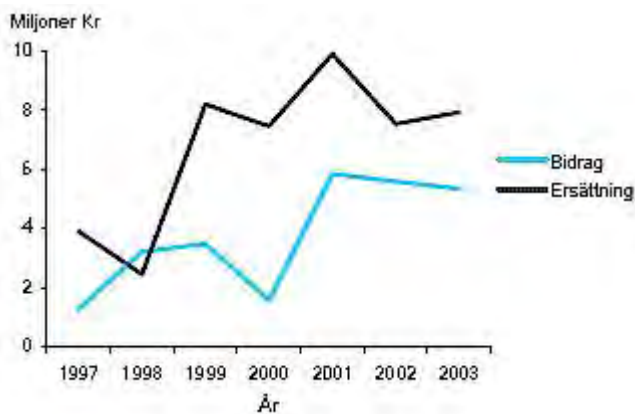


Abbildung 4.2.8.1. Entwicklung des finanziellen Aufwandes für die Förderung schadenverhütender Maßnahmen (*Bidrag*) und den Ersatz von Schäden (*Ersättning*) durch Robben in der schwedischen Fischerei; 10 Mio. SEK entsprechen z.Z. 1,06 Mio. EUR, die Daten für 2003 entsprechen 0,57 Mio. EUR Förderung und 0,84 Mio. EUR Ersatz, aus Viltskadecenter (2004) *Development of financial expenses for preventing measures (light line) and regulation of damages caused by seals (dark line) in Swedish fisheries, in 2003 0.57 Mill EUR resp. 0.84 Mill EUR*

⁵⁶ Die Angaben über die Höhe der Schäden durch Robben sind nicht einheitlich und reichen bis zu jährlich ca. 2,5 Mio. EUR (Westerberg et al. 2000; Lundvik 2003). Viltskadecenter (2004) zufolge umfassten 2003 die Ausgaben für Fördermittel zur Vermeidung von Schäden sowie für Schadenersatz 1,4 Mio. EUR (13,3 Mio. SEK).

Doch auch die Robben selbst werden nicht selten zu Netzopfern (Österblom 2002), vor allem in Stellnetzen und Reusen, vor der schwedischen Westküste (z.T. auch Südküste) bis zu einem Viertel auch in Schleppnetzen (Lunneryd et al. 2004).

Insgesamt erfassten Lunneryd et al. (2004) bei ihrer Untersuchung (Interview-Methode) fischereibedingte Verluste von 75 Seehunden, 123 Kegelrobben und 10 Ringelrobben. Mit Rücksicht auf die Repräsentanz der Befragung in den verschiedenen Küstenabschnitten, Fischereiformen und deren Intensität ergeben sich für die schwedischen Gewässer Verlustschätzungen⁵⁷ von 416 (333–506) Seehunden, 462 (360–575) Kegelrobben und 52 (34–70) Ringelrobben pro Jahr. Die Schäden in der Fischerei einerseits und die Schutzerfordernisse für die Robbenbestände erfordern eine planvolle und nachhaltige Arbeit zur Konfliktvermeidung (z.B. Fiskeriverket 2005).

Schweinswalverluste. Kleinwale, in der Ostsee der Schweinswal (*Phocoena phocoena*)⁵⁸, verfangen sich vor allem in den westlichen Teilen der Ostsee in Fischereigeräten, insbesondere in Stellnetzen (Westerberg et al. 2000; Österblom 2002). Lindstedt (1996) rechnete jährlich mit etwa 100, Westerberg et al. (2000) mit mehr als 100 Opfern in schwedischen Gewässern, so auch Berggren et al. (2002). Zumindest für die kleine Ostseepopulation der Art lässt sich das Ertrinken in Stellnetzen als eine bedeutende Bedrohung, wahrscheinlich als der wichtigste Mortalitätsfaktor ausmachen (Lindstedt 1996; Berggren et al. 2002). Wenn Berichte über diese Beifänge in den letzten Jahre seltener wurden (s. Westerberg et al. 2000), könnte das 3 Ursachen haben: (1) An den Stellnetzen werden zunehmend akustische Warn- und Vergrämungsgeräte (sog. Pinger) angebracht (aber erst in den letzten Jahren bedeutsam), (2) der Schweinswalbestand ist inzwischen so weit geschrumpft, dass deutlich weniger Fänge erfolgen (s. Lindstedt 1996) oder (3) diese Art von Beifängen ist inzwischen dermaßen in Misskredit geraten, dass kaum noch Meldungen erfolgen.

Lunneryd et al. (2004) errechneten aus ihren Untersuchungen für die schwedischen Gewässer jährliche Schweinswalverluste von 114 (84–148) Tieren, was praktisch der o.g. Schätzung von Westerberg et al. (2000) entspricht. 70 % ihrer Stichprobe ertrank in Stellnetzen, der Rest in Schleppnetzen.

Diese Verluste, wenngleich geringer als im Nachbarland Dänemark, waren Anlass zur Entwicklung eines Maßnahmenprogramms zum Schutz der Kleinwale in schwedischen Gewässern (Lindahl et al. 2002). Neben der Erforschung der Struktur und Entwicklung der Population sowie der verbesserten Dokumentation und Auswertung solcher Beifänge als Informationsgrundlage für alle Vermeidungsmaßnahmen waren auch Tests zur Einführung akustischer Warngeräte und weitere Maßnahmen vorgesehen. Die jährlichen Beifänge von Schweinswalen sollen zunächst (2005–2006) auf 1,7 %, bis 2010 auf 1 % der Populationsstärke reduziert werden. Das Programm ist auch hinsichtlich der Teilung der Verantwortung, der Arbeiten und der Kosten als beispielhaft für die politisch gewollte Lösung von Konflikten zwischen Nutzungsansprüchen und Schutzerfordernissen anzusehen⁵⁹; der Etat für die ersten 4 Jahre betrug 876 000 EUR (8,26 Mio SEK).

Die Nutzung von Pingen ist inzwischen durch die EU für bestimmte Gebiete vorgeschrieben worden⁶⁰, wenngleich es auf diesem Weg einige Pannen gegeben hatte⁶¹ (Fiskeriverket 2004).

⁵⁷ Angegeben wird hier der Mittelwert der Berechnung und in Klammern das 95%-Konfidenzintervall.

⁵⁸ Auch Kleiner Tümmler, dän. Marsvin, engl. Harbour porpoise, schwed. Tumlare.

⁵⁹ 82 % des Etats werden von der Fischereibehörde, der Rest wird von der Naturschutzbehörde gestellt. Für die ersten 4 Jahre sind ca. 60 % des Etats für Forschung, Entwicklung, Erprobung und Dokumentation vorgesehen, der Rest für Maßnahmen.

⁶⁰ EU-Pingeranwendungsvorschrift (seit Juli 2005)

Verluste von See- und Wasservögeln. Aus Schweden liegen mehrere Untersuchungen über die Verluste von See- und Wasservögeln vor. Die erste Studie stammt von Oldén et al. (1988). Eine Übersichtsarbeit auf der Grundlage von Telefoninterviews lieferten Lunneryd et al. (2004), spezielle Auswertungen für die gut untersuchte Trottellummenpopulation finden sich bei Olsson et al. (1999, 2000) und Österblom et al. (2002); zusammengefasst auch bei (Österblom 2002). Mit der speziellen Wirkung der in der Ostsee noch stark verbreiteten pelagischen Stellnetze beschäftigte sich ein Projekt der schwedischen Fischereiverwaltung (Fiskeriverket 2003 b, 2004 b).

Oldén und Kollegen führten in 3 Winterhalbjahren (1982/83 bis 1984/85) Befragungen bei Fischern in Nordwest-Schonen (nordvästra Skåne; Öresund-Ausgang und südöstliches Kattegat) durch und überwachten dabei im Winter 1984/1985 das gesamte Gebiet selbst, nahmen z.B. in den Häfen Beifänge in Augenschein und sammelten Tiere für morphometrische Untersuchungen. In den 3 darauf folgenden Wintern (bis 1988) wurde diese Arbeit auf 2 Fischerhäfen konzentriert (Oldén et al. 1988). Die ersten beiden untersuchten Winter waren relativ mild, doch windreicher, die nächsten 3 strenger und der letzte wieder mild, aber alle mit weniger Windtagen. Die beiden wichtigsten Zielarten, Dorsch und Hering, wurden mit Stellnetzen⁶² gefangen, überwiegend am Boden gestellt, auf Heringe teilweise auch oberflächennah pelagisch. In den mildereren Wintern wurden anscheinend mehr Vögel als in den strengeren gefangen (s. Tabelle 4.2.8.1).

Tabelle 4.2.8.1. Anzahl der in 6 Winterhalbjahren (Oktober –März) in Fischnetzen getöteter Vögel in Nordwest-Schonen sowie Angaben zum Winterverlauf, nach Oldén et al. (1988)
Numbers of birds drowned in fishing nets in 6 winters in NW Skåne, and information on winter severeness

Seegebiet	1982/1983	1983/1984	1984/1985	1985/1986	1986/1987	1987/1988
vor Halbinsel Bjäre	1.500	1.500	2.000	1.300	200	1.200
Skäldervik	5.000	2.500	500	700	150	1.900
Nördlicher Öresund	< 100	2.000	800	2.000	150	1.900
Gesamt	6.500	6.000	3.300	4.000	500	5.000
Windtage	viele	viele	wenige	wenige	wenige	wenige
Temperaturverlauf	mild	mild	streng	streng	streng	mild

Die Liste der Opfer wird mit 90–95 % von der Trottellumme (*Uria aalge*) dominiert; die zweithäufigste Art, der Kormoran (*Phalacrocorax carbo*), hatte in den Wintern einen Anteil von 3–7 % (Oldén et al. 1988). Vier Arten sind in die Klasse 1–2 % einzuordnen: Sterntaucher (*Gavia stellata*), Trauerente (*Melanitta nigra*), Samtente (*Melanitta fusca*) und Tordalk (*Alca torda*). Die übrigen Arten bleiben, schon wegen des hohen Anteils der Trottellummen, in der Klasse unter 1 %: Prachtaucher (*Gavia arctica*), Rothalstaucher (*Podiceps griseigena*), Basstölpel (*Sula bassana*), Eiderente (*Somateria mollissima*), Eisente (*Clangula hyemalis*), Schellente (*Bucephala clangula*), Mittelsäger (*Mergus serrator*), Silbermöwe (*Larus argentatus*), Gryllsteiste (*Cephus grylle*) und Papageitaucher (*Fratercula arctica*) (Oldén et al. 1988). Aus anderen Teilen der Region Öresund-Kattegat-Skagerrak lagen Oldén et al. (1988) auch Informationen über höhere Anteile der anderen Arten vor, besonders zu Eiderenten, nach älteren Berichten auch Reiherenten (*Aythya fuligula*).

In Dänemark ist die Pinger-Anwendung für die sog. Wrackfischerei, also an Plätzen, an denen sich sowohl Fische als auch Kleinwale gern aufhalten, bereits seit August 2000 vorgeschrieben (Lindahl et al. 2002).

⁶¹ Mängel hinsichtlich der Zuverlässigkeit der Geräte, fehlerhafte Ausweisung von Geltungsbereichen der Vorschrift.

⁶² Dorsch 80 mm und Hering 27–28 mm Quadratmaß.

In Dorschnetzen fingen sich erheblich mehr Vögel als in Heringsnetzen. An einigen Tagen gab es auffällig viele Vogelbeifänge mit mehr als 40 Vögeln pro Boot, die beiden größten Fänge: Am 29.12.85 kam ein Boot auf 65 Trottellummen und 3 Sterntaucher, im Januar 1988 eines auf 80 Trottellummen. Zwei der mindestens 11 „Großfänge“ erfolgten in Grundstellnetzen auf Hering, im Januar 1986 bzw. 1988 mit 50 Kormoranen bzw. 50 Trottellummen. Unter den Fängen beringter Trottellummen überwiegen die Dorschnetze als Ursache zwar weniger stark, aber dennoch eindeutig: Von 61 Lummen hatten sich 24 in Dorsch- und 13 in Heringsnetzen verfangen, in 24 Fällen wurde der Netztyp nicht angegeben. Kormorane wurden ausschließlich in Heringsnetzen (monofiler Typ) gefangen (Oldén et al. 1988).

Während Heringe der gefangenen Größe zum Nahrungsspektrum von Kormoranen gehören und deshalb der Verdacht berechtigt ist, dass ein Teil der Vögel durch die in den Netzen gefangenen Fische angelockt wurde, gibt es derartige Anhaltspunkte für Trottellummen nicht. Fische, die sich in Netzen dieser Maschenweiten fangen, gehören nicht zum Nahrungsspektrum der Lummen, die sich überwiegend von Sprotten ernähren.

Tabelle 4.2.8.2. Gemeldete Beifänge von 191 interviewten schwedischen Berufsfischern mit insgesamt 2 650 Vögeln zum Untersuchungsjahr 2001 (nach Lunneryd et al. 2004) *Reported bycatches of 191 interviewed Swedish fishermen about 2 650 birds in 2001 related to used fishing gear*

Art	Grundstellnetz	Salmonidenfalle*	Aalreuse	Schnäpelnetz	Dorschnetz	Lachsnetz	Übrige**	Summe
Seetaucher-Art (<i>Gavia sp.</i>)	–	–	–	3	4	3	–	10
Kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	955	14	52	32	299	8	82	1.442
Höckerschwan (<i>Cygnus olor</i>)	–	–	–	–	–	–	1	1
Stockente (<i>Anas platyrhynchos</i>)	–	–	–	–	–	–	1	1
Krickente (<i>Anas crecca</i>)	–	–	–	–	–	–	1	1
Reiherente (<i>Aythya fuligula</i>)	–	–	–	23	5	–	20	48
Eiderente (<i>Somateria mollissima</i>)	96	27	22	72	136	–	29	382
Samtente (<i>Melanitta fusca</i>)	–	–	–	10	–	3	–	13
Schellente (<i>Bucephala clangula</i>)	–	–	–	32	15	–	11	58
Eisente (<i>Clangula hyemalis</i>)	–	–	–	–	130	2	9	141
Säger-Art (<i>Mergus sp.</i>)	30	99	–	72	2	–	32	235
Trottellumme (<i>Uria aalge</i>)	13	5	2	22	185	59	15	301
Tordalk (<i>Alca torda</i>)	–	–	–	–	–	17	–	17
Summe	1.094	145	76	266	776	92	201	2.650

* Zu den Salmonidenfallen gehörten verschiedene Fallen für Lachse, (Meer-)Forellen und Schnäpel.

** Zu den übrigen Geräteformen gehörten Hecht-, Zander- und Barschnetze sowie sonstige Plattfischnetze, vereinzelt auch Fallen für Hechte (hier Kormorane gefangen) und Barsche (hier Gänsesäger gefangen).

Lunneryd et al. (2004) konnten von 191 Berufsfischern (Stichprobe der Küsten- und kleinen Hochseefischerei, Fang hauptsächlich vor Schweden, gelegentlich in der AWZ anderer Staaten) auswertbare Angaben zu 2 650 in Fischereigeräten gefangenen Vögeln erhalten (s. Tabelle 4.2.8.2). Mit Ausnahme der Seetaucher und Säger konnte bei allen Vögeln mit hinreichender Sicherheit die Artzugehörigkeit geklärt werden. Für die Arten mit höherer Beifangfrequenz (mehr als 50 Tiere in der Stichprobe) wurde eine Hochrechnung für die insgesamt von der schwedischen Berufsfischerei verursachten Opfer vorgenommen (s. Tabelle 4.2.8.3). In den Werten für die grob räumlich geteilte Auswertung kommt ein hohes Konfliktpotential für die zentralen und westlichen Teile der Ostsee zum Ausdruck, das nicht nur durch die Größe des Gebietes und die entsprechenden Fischereiaktivitäten entsteht. Die Höhe der Opferzahlen wird letztlich durch einen größeren Komplex von Wechselwirkungen bestimmt, als sich mit den gewählten Untersuchungsmethoden aufdecken ließe (s. dazu auch Kap. 5–7). Anhalts-

punkte für die weitere Auswertung und für den Bezug zu den Daten von der Südküste der Ostsee bieten die für 8 Arten und für die Säger gebotenen kartographischen Darstellungen.

Der hohe Anteil des Kormorans (s. Abb. 4.2.8.2) kommt nur durch Beifänge in Süd- bis Mittelschweden zustande (s. auch Fiskeriverket 2005), in der Bottensee ist die Art noch ziemlich selten. Eiderenten und Trottellummen sind in schwedischen Beifängen häufiger, denn die Arten brüten entlang der schwedischen Küste bzw. in Kolonien auf einigen Inseln in relativ großer Anzahl (s. Svensson et al. 1999).

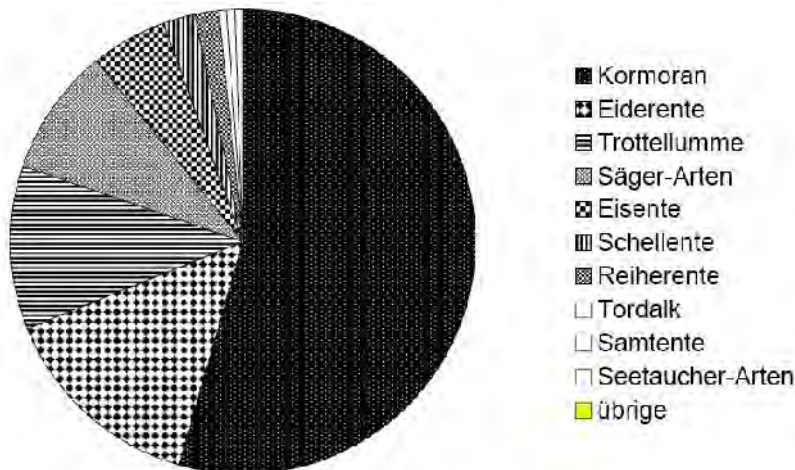


Abbildung 4.2.8.2. Vorkommen der Seevogelarten als Beifänge in Fischereigeräten der schwedischen Berufsfischer in den Untersuchungen von Lunneryd et al. (2004), $n = 2\ 650$ (methodisch bedingt sind einzelne Fehlbestimmungen nicht auszuschließen) *Entanglement of seabird species in gear of Swedish fishermen in 2001 according the study of Lunneryd et al. (2004)*

Trottellummen halten sich nach der Brutzeit in allen Teilen der Ostsee auf – allerdings mit Bevorzugung einer m.o.w. südwestlichen Zugrichtung (z.B. Olsson et al. 1999). Zu den bevorzugten Bereichen gehören die flacheren Meeresgebiete, wie die Ålandsee und die Schärenhöfe, vor allem aber die Gewässer nördlich bis nordöstlich sowie südlich von Gotland. Diese Seegebiete werden sowohl mit Stellnetzen als auch mit Schleppnetzen stark befischt, vor allem von schwedischen Fischern, aber auch von Fischern aus anderen Staaten. Die an der Westküste gefangenen Lummen (Tabelle 4.2.8.3) stammen vermutlich (überwiegend) aus der Nordseepopulation.

Die an der südlichen Ostseeküste häufigste Entenart, die Eisente, hat in Schweden ebenfalls Zugrast- und Überwinterungsgebiete. Lange Aufenthalte bzw. regelmäßige Überwinterungen von hohen Vogelkonzentrationen sind jedoch auf die Gewässer um Gotland (bes. Hoburgsbanken südl. von Gotland) beschränkt, weshalb die Art in der landesweiten Beifangstatistik keinen Spitzenplatz erreicht (s. Abb. 4.2.8.2).

Lunneryd et al. (2004) berichten außerdem unter Berufung auf S. Lundin von einem Versuch, den die Fischereibehörde (Fiskeriverket) 2001 zum Testen von Pingern, die Meeressäuger vor Stellnetzen warnen sollen, in der Hanö-Bucht (Hanöbukten, östlich vor Schonen) durchgeführt hat. In 195 km über Nacht oberflächennah stehenden, mit Pingern ausgerüsteten Netzwänden fingen sich ausschließlich Vögel: 16 Trottellummen, 14 Tordalken, 1 Zwergsäger und 1 Sterntaucher, zusammen 45 Tiere. 29 von ihnen konnten morgens noch lebend aus den Netzen genommen werden. Das korrespondiert mit der Feststellung von Österblom (2002), nach der

an die 60 % der Trottellummen in oberflächennahen leichten⁶³ Salmonidennetzen überleben können, wenn ihnen das Auftauchen zur Wasseroberfläche gelingt und sie alsbald entnommen werden. Entsprechendes berichtete auch Grimm (1985) über Eiderenten, die in der Wismarbucht in Stellnetze gerieten. Bei größeren Netzkontrollintervallen (s. Kieß & Tomek 1990 und Kap. 4.2.2) dürften aber die Chancen zum Überleben unter dem Prädationsdruck der Mäwen gering sein.

Tabelle 4.2.8.3. Errechneter gesamter jährlicher Beifang von Vögeln in der schwedischen Berufsfischerei verteilt nach Seegebieten, Daten zum Jahr 2001 (nach Lunneryd et al. 2004)
Calculated seabird bycatch in Swedish fisheries in 2001 (3 offshore ranges and added numbers)

Art	Nördliche Ostsee (Bottn. Meerbusen)	Mittlere und südliche Ostsee	Westküste (Skagerrak bis Öresund)	Gesamt
Seetaucher-Arten (<i>Gavia sp.</i>)	10	84	–	93
Kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	257	5.884	2.272	8.413
Reiherente (<i>Aythya fuligula</i>)	–	198	–	198
Eiderente (<i>Somateria mollissima</i>)	211	1.981	427	2.619
Samtente (<i>Melanitta fusca</i>)	48	44	–	91
Schellente (<i>Bucephala clangula</i>)	133	215	–	347
Eisente (<i>Clangula hyemalis</i>)	–	1.385	–	1.385
Säger-Arten (<i>Mergus sp.</i>)	927	269	–	1.196
Tordalk (<i>Alca torda</i>)	–	247	–	247
Trottellumme (<i>Uria aalge</i>)	68	2.780	305	3.153
Summe	1.653	13.086	3.004	17.743
95%-Konfidenzintervall*	(1.447–1.863)	(11.810–14.536)	(2.485–3.540)	(15.742–19.939)

* Die Konfidenzintervalle wurden nach der Bootstrap-Methode errechnet.

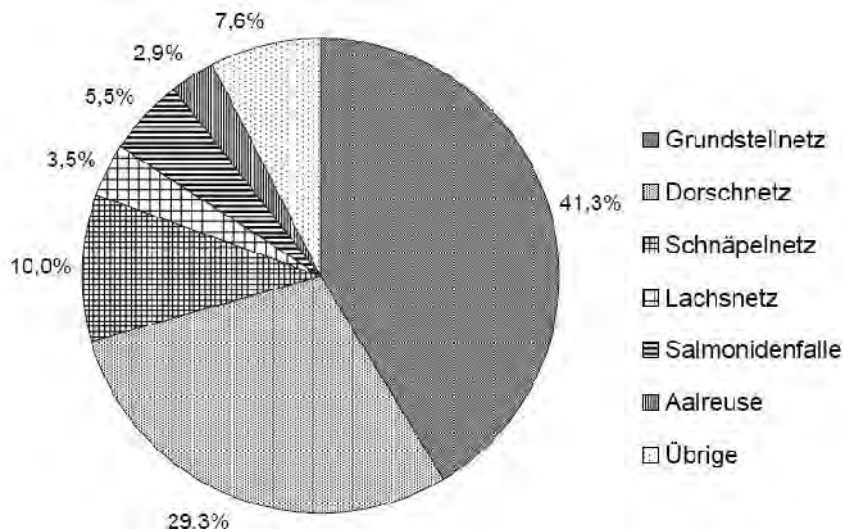


Abbildung 4.2.8.3. Verteilung der Seevogel-Beifänge in verschiedenen Typen von Fischereigeräten der schwedischen Berufsfischer nach Untersuchungen von Lunneryd et al. (2004), Anzahl der gemeldeten Vögel n = 2 650 *Seabird entanglements with different gear types reported by Swedish fishermen (bottom set net, cod net, whitefish net, salmon net, salmonid trap, eel fyke net, others)*

⁶³ Keine oder nur leichte Gewichte an der Grundleine.

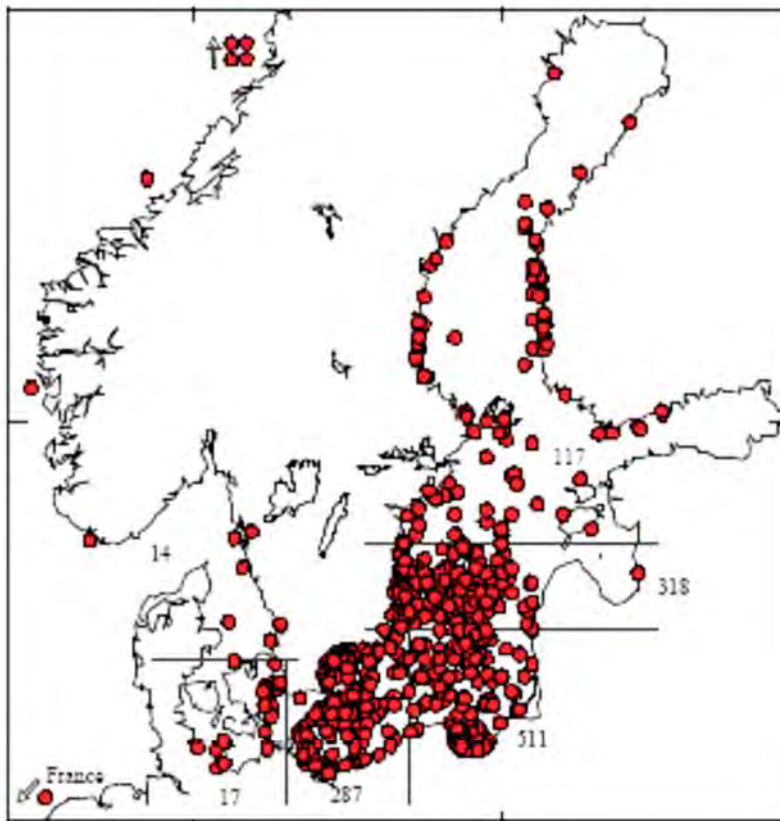


Abbildung 4.2.8.4. Räumliche Verteilung der Wiederfunde in Schweden beringter Trottellummen (*Uria aalge*) von 1912 bis 1998, die als *gefangen in Fischereigerät* gemeldet wurden ($n = 1\,264$) mit Angabe der Anzahl der Funde in 6 verschiedenen Gebieten (aus Olsson et al. 2000) *Spatially pattern of recoveries of Common guillemots ringed in Sweden 1912–1998 and reported as entangled in fishing gear*

Olsson et al. (2000) und Österblom et al. (2002) werteten die Wiederfunde in Schweden beringter Trottellummen (*Uria aalge*) aus (s. auch Olsson et al. 1999; Österblom 2002; Abb. 4.2.8.4). Rund die Hälfte der Wiederfunde stammt aus Fischereigerät, soweit die Geräteart bekannt war, ganz überwiegend aus Stellnetzen. Aus den Daten errechneten sie, dass 1 500–4 500 Trottellummen⁶⁴ der Ostseepopulation jährlich in Fischereigeräten ertrinken; das entspricht 3–10 % des Bestandes⁶⁵. Während Totfunde von verölten Vögeln kontinuierlich zurückgehen, gibt es – bei stärkeren Schwankungen der Werte – im langjährigen Mittel eine Zunahme von Netzopfern (Olsson et al. 2000), absolut wie relativ. Schwedische Trottellummen, die meisten brüten auf den beiden Karlsinseln (Stora/Lilla Karlsö) vor der Westküste Gotlands, stellen den weitaus größten Teil der Ostseebestandes. Dieser bewegt sich fast ausschließlich im Ostseeraum und pflegt offenbar wenig Austausch mit der Nordsee-Nordatlantik-Population, die in Dänemark und an der schwedischen Westküste anzutreffen ist (s. Abbildung 4.2.8.4; auch Pedersen & Bakken 2004). Die Wiederfunde konzentrieren sich nicht zufällig in den Bereichen der Ostsee, in denen starke Fischereiaktivitäten mit Stellnetzen und Überwinterungsgebiete zusammenfallen: um Öland und Gotland, in der Hanö-Bucht, den

⁶⁴ Die Spanne entsteht aus dem variablen Anteil der Meldungen an den wirklichen Funden: werden alle gemeldet, wären es 1 500, wird nur jeder dritte Vogelfund gemeldet, wären es 4 500 ertrunkene Vögel.

⁶⁵ Dieses Schicksal scheint die Trottellumme der Ostsee mit ihren circumpolaren Verwandten zu teilen. So stehen in Befunden aus mehreren Ländern Lummen auf der Liste der Stellnetzopfer oben, z.B. Trottellumme in Norwegen (Follesstad & Strann 1991; Follesstad & Runde 1995), in der Nordsee (Hüppop 1996), in Kalifornien (Forney et al. 2001), Dickschnabellumme (*Uria lomvia*) im fernöstlichen Russland (Artyukhin et al. 2001).

Gewässern um Bornholm und Rügen sowie in der Pommerschen und der Danziger Bucht (Olsson et al. 2000). Das Ergebnis der Ringfunde deckt sich sehr gut mit den Befunden von Schirmeister (1993, 2003) und Stempniewicz (1994).

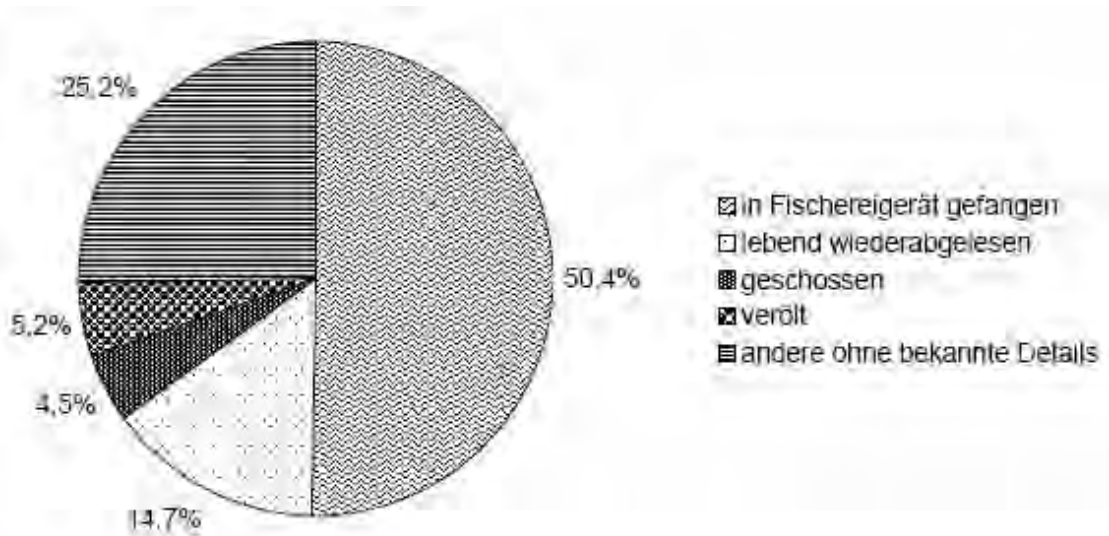


Abbildung 4.2.8.5. Verteilung der Wiederfunde von 1912 bis 1998 in Schweden beringter Trottellummen (*Uria aalge*) nach Wiederfundumständen (Daten: Olsson et al. 2000) *Reported recovery details of Common guillemots ringed in Swedish colonies in the Baltic Sea from 1912–1998 (entangled in fishing gear, controlled ring code alive, hunted, oiled, others without known details)*



Abbildung 4.2.8.6. Anteile der verschiedenen Fischereigeräte, in denen 980 von 1912–1998 in schwedischen Brutkolonien beringte und als *in Fischereigerät verfangen* gemeldete Trottellummen (*Uria aalge*) wiedergefunden wurden (aus Österblom 2002; s. auch Balticseabird 2005; Olsson et al. 2000) *Types of fishing gear there recovered 1912–1998 Swedish ringed Common guillemots entangled in (n = 980)*
 Beschriftung: *Okända fiskeredskap* unbekanntes (nicht mitgeteiltes) Fischereigerät *unknown gear*, *Laxdrivgarn* Lachstreibnetze (oberflächennah pelagisch) *salmon driftnet*, *Torskgarn* Dorschstellnetze *cod gillnet*, *Andra kända fiskeredskap* anderes bekanntes (mitgeteiltes) Fischereigerät *other reported fishing gear*

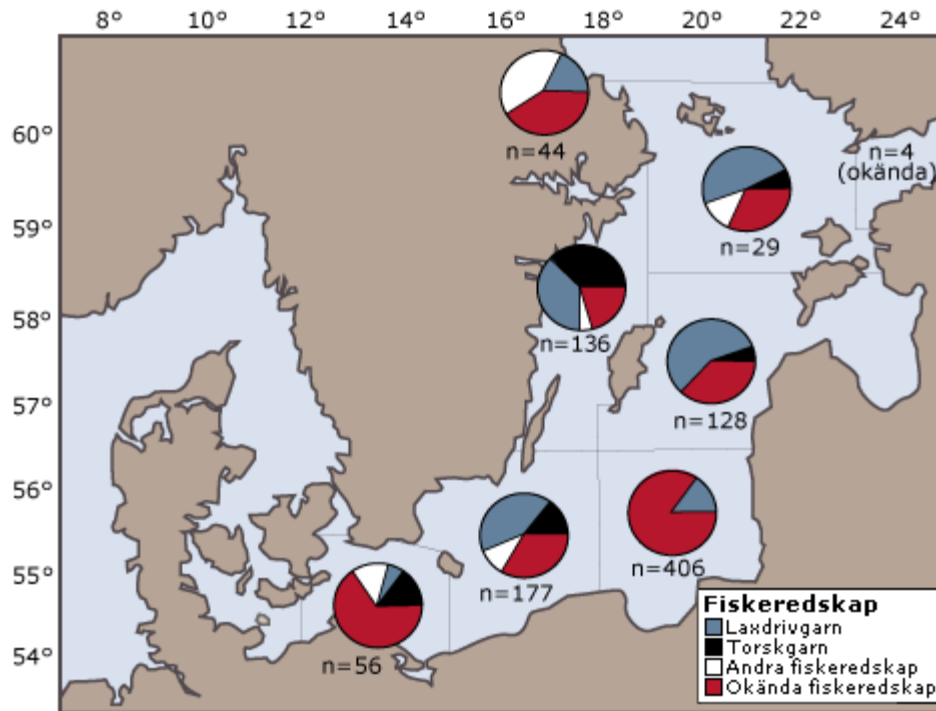


Abbildung 4.2.8.7. Räumliche Verteilung der Anteile der verschiedenen Fischereigeräte, in denen 1912–1998 in schwedischen Brutkolonien beringte und als *in Fischereigerät* verfangen gemeldete Trottellummen (*Uria aalge*) wiedergefunden wurden (aus Österblom 2002; s. auch Balticseabird 2005; Olsson et al. 2000)

Beschriftung:

Fiskeredskap Fischereigerät – Gruppen der Fischereigeräte s. Abb. 4.2.8.6, fishing gear see fig. 4.2.8.6

Trends lassen sich aus dem vorliegenden Material nicht mit Sicherheit ableiten, denn für die Beurteilung spielen mindestens 3 variable Faktoren eine bedeutende Rolle: die stark vom Fischeaufkommen und vom Markt abhängigen Aktivitäten der Fischerei (Wechsel von Art und Intensität bei allgemeiner Zunahme letzterer), die veränderlichen und überwiegend zunehmenden Bestände mehrerer Wasservogelarten (s. Nilsson 2005) und die steigende Wahrnehmung des Problems der Vogelbeifänge, nicht zuletzt auch durch die zunehmende Beachtung und Nutzung moderner Medien (TV, Internet).

Bemerkenswert ist die Offenheit und relative Unbefangenheit, mit der das Problem der Beifänge von Vögeln und Meeressäugern in Skandinavien behandelt wird (Telefonbefragungen, Internetpräsentation von Konfliktsituation und Untersuchungsergebnissen, öffentliche Diskussion von Vermeidungsmöglichkeiten, Offenlegung der Bilanzen von Entschädigungsprogrammen).

Dem entsprechend finden sich in offiziellen Programmen und Plänen auch Ziele und Aufgaben zur Minderung der Vogelbeifänge (z.B. Fiskeriverket 1999; Länsstyrelsen i Västra Götalands län 2003 a, 2003 b; Strömblom 2004).

4.2.9 Dänemark

Denmark

Dänemark und seine östliche Küste ist ein durch mehrere große Gletscherzungenbecken und Moränen gegliedertes Gebilde der Weichsel-Kaltzeit, das nur an relativ wenigen Stellen von präquartären Gebilden durchragt wird (vor Mecklenburg-Vorpommern z.B. Granite auf Bornholm, Kreide auf Møn). Die Küstenformen des Moränenlandes sind Förden-, Bodden- und Buchtenküsten, nach dem Norden (Himmerland, Nordjylland) nehmen von marinen Sanden dominierte Ausgleichsküsten zu.

Die vor allem in den Belten stark wechselnde, gegenüber der eigentlichen Ostsee aber im Mittel erheblich höhere Salinität erlaubt die Besiedlung der Küste mit überwiegend marinen sowie brackwassertoleranten Arten. Die Aussüßung in Buchten und Bodden ist geringer als vor Mecklenburg-Vorpommern, weil das Einzugsgebiet der Süßwasserzuflüsse relativ klein ist. Deshalb können Süßwasserarten kaum vordringen.

See- und Wasservögel. Aufgrund der intensiven Verflechtung von Land und See gibt es in Dänemark umfangreiche Vorkommen von See- und Wasservögeln. Das recht stark ozeanisch beeinflusste Klima mit relativ milden Wintern begünstigt die Überwinterung zahlreicher Arten in großen Beständen (z.B. Durinck et al. 1994). Für mehrere Seevogelarten ist das nördliche Kattegat das bedeutendste Überwinterungsgebiet⁶⁶, weitere wichtige Überwinterungsgebiete sind Smålandsfarvandet zwischen „Seeland“ (Seeland, Sjælland) und Lolland, das südwestliche Kattegat, der Kleine Belt (Lille Bæltet), die Südküste Lollands zum Fehmarnbelt und zur Mecklenburger Bucht sowie die Kieler Bucht, deren „Nordküste“ gewissermaßen von den Inseln Als, Ærø, Langeland und Lolland gebildet wird. Im Artenspektrum der Dänischen Rast- und Überwinterungsgewässer sind Trauerenten sehr stark vertreten (bes. Kattegat), ziemlich stark auch Rothalstaucher, Eiderente, Tordalk und Samtente. In den inneren dänischen Seegewässern ist der Anteil von Tauchentenarten und Höckerschwänen dominierend, häufiger sind auch Säger, Seetaucher und Blesrallen (s. Durinck et al. 1994). Davon abweichend, ähnelt das Artenspektrum der ebenfalls nennenswerten Rastplätze um Bornholm (Adlergrund/Rønne-Bank und Christiansø) eher dem in der Pommerschen Bucht.

Hinweise auf die Veröffentlichung spezieller Untersuchungen zum Beifang von See- und Wasservögeln in der Fischerei wurden nicht gefunden. Auch Horsten & Kirkegaard (2000) erwähnen keine dänischen Untersuchungen. Der Beifang von Vögeln, so der Eindruck, steht vor allem aus 2 Gründen in Dänemark nicht im Vordergrund: (1) Das größere Problem stellen die Beifänge von Schweinswalen dar. (2) Im Vergleich mit der Anzahl erlegter Wasservögel in der traditionell starken dänischen Wasservogeljagd erscheinen die Fischereioffer zumindest in der öffentlichen Wahrnehmung eher unbedeutend. Da die Anzahl der Opfer nicht nur von der Anzahl der Vögel, sondern mindestens in gleichem Umfang von Art und Intensität der Fischerei abhängt, wäre eine Schätzung nach gegenwärtigem Kenntnisstand zu spekulativ.

Ein indirekter Hinweis auf die Vogelverluste in der dänischen Fischerei kam aber bereits von Kirchhoff (1982) unter Berufung auf N.E. Franzmann (in litt.) und Franzmann (1980): Von 521 auf Christiansø beringten und vorwiegend aus Dänemark zurückgemeldeten Eiderenten waren 251 Vögel als geschossen und 36 als in Fischernetzen ertrunken angegeben. Unter der Annahme, dass die Rückmeldewahrscheinlichkeit bei Jägern und Fischern etwa gleich hoch war, „... würden sich ca. 20 000 ertrunkene Eiderenten pro Jahr in Dänemark errechnen lassen“ (Kirchhoff 1982).

⁶⁶ Das in den westlichen Teilen des Kattegat und in der dänischen Beltsee anzutreffende Spektrum rastender und überwinternder Vögel unterscheidet sich teilweise erheblich von dem im südöstlichen Kattegat, dem Untersuchungsgebiet von Oldén et al. 1988 (vgl. Durinck et al. 1994). In einigen Gebieten gibt es größere Ähnlichkeiten mit den Verhältnissen in der Kieler Bucht (s. Kirchhoff 1982; Bräger & Nehls 1987; Bräger et al. 1995).

Selbstverständlich ist das Problem der Vogelbeifänge und der Defizite dazu in Dänemark bekannt; den Willen zu entsprechenden Forschungsarbeiten bekundet z.B. Danmarks Fiskeriundersøgelse (DFU) (2004). Dabei geht es nicht nur um die Entwicklung technologischer Möglichkeiten zur Vermeidung, sondern um die Behebung der Kenntnisdefizite, denn „DFU beabsichtigt auch ein Monitoring der Beifänge von Vögeln, um diese quantifizieren zu können, einschließlich deren geographischer und zeitlicher Verteilung“ (Danmarks Fiskeriundersøgelse 2004).

Kleinwale. Mit größerem Aufwand befasst man sich in Dänemark mit der Reduzierung der Beifänge von Schweinswalen, sowohl mit Grundlagenuntersuchungen (Teilmann et al. 2004) als auch mit angewandter Forschung und praktischen Maßnahmen (Larsen 1999, Danmarks Fiskeriundersøgelse 2005). Die satellitengestützten Untersuchungen zur Raumnutzung der Schweinswale (Teilmann et al. 2004) konnten übrigens belegen, dass die Kadetrinne, aber auch küstennähere Gewässer der Mecklenburger Bucht zu den häufiger genutzten Habitaten der Beltsee-Population gehören (s. Abbildung 4.2.9.1). Gute Überblicke zur Situation der Schweinswale in der Ostsee geben Koschinski (2001) und Hammond et al. (2002).

Der Beifang von Schweinswalen ist vor allem in der Nordsee ein Problem, wo in dänischen Stellnetzen 1994 ca. 7 000 Tiere verendeten. Ihre Anzahl reduzierte sich bis 2001 auf ca. 4 000, was vor allem auf einen Rückgang des Fischereiaufwandes beruht, heute zu einem gewissen Anteil auch auf den Einsatz akustischer Warngeräte (Pinger), die seit 2000 in bestimmten Bereichen (sog. Wrackfischerei) genutzt werden (Danmarks Fiskeriundersøgelse 2005). Ziele weiterer Arbeiten sind die Erhöhung der Zuverlässigkeit und Leistung der Pinger, die Untersuchung möglicher Habituationseffekte und die Entwicklung bzw. Erprobung von Netzen, die von Kleinwalen wahrnehmbar sind bzw. aus denen sie leichter entkommen können (Danmarks Fiskeriundersøgelse 2005).



Abbildung 4.2.9.1. Satellitengestützte Wiederfunde in der dänischen Beltsee markierter Schweinswale (*Phocoena phocoena*) und deren bevorzugt genutzte Räume in der südwestlichen Ostsee; Ausschnitt nach Teilmann et al. (2004) *Satellite based recoveries of Harbour porpoises marked in the Danish belt sea and their mainly used areas in the southwestern Baltic Sea*

4.2.10 Vergleichsgebiet niederländische Binnenküste

Reference area Inner Dutch Coast

Die niederländischen Binnenmeergebiete weisen hinsichtlich unseres Untersuchungsgegenstandes unter den Gebieten außerhalb des Ostseeraumes die größten Ähnlichkeiten mit der südlichen Ostseeküste, insbesondere mit den Boddenküsten, auf. Wohl sind die meisten dieser Gewässer infolge der Eindeichung weitgehend ausgesüßt und in dieser Hinsicht vielleicht nur mit den Gewässern des Odermündungsraums vergleichbar. Artenspektrum und Anzahl (Dichte) überwinternder Wasservögel repräsentieren aber eher die Verhältnisse der gesamten deutschen Ostseeküste. Eine besondere Beziehung zu den dort im atlantisch milderen Bereich überwinternden Wasservögeln ergibt sich daraus, dass ein großer Teil von ihnen im Herbst und im Frühling an der südlichen Ostseeküste durchzieht und hier m. o. w. lange verweilt. Diese Vögel können dann in beiden, im Durchzugs-Rastgebiet und im Überwinterungsgebiet, einem Druck durch bestimmte Fischereiformen ausgesetzt sein. Aus diesem Raum liegt eine ziemlich aktuelle Studie vor, die im Auftrag des niederländischen Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Fischerei durch das RIZA⁶⁷ erstellt wurde (van Eerden et al. 1999).

In den untersuchten Gewässern IJsselmeer und Markermeer überwintern jährlich je nach Witterungsverlauf Zehntausende bis zu einer halben Million Wasservögel von mindestens 25 Arten. Mehrere Wasservogelarten, deren Nahrungsansprüche überwiegend in Süß- und Brackwasser erfüllt werden, haben hier ihr bevorzugtes Überwinterungsgebiet, denn die ausgedehnten nahrungsreichen Gewässer vereisen in den meisten Wintern nur teilweise, oft nur in den Uferbereichen. In mittleren bis strengen Wintern, wenn in der westlichen Ostsee größere Flachwassergebiete eisbedeckt sind, weichen einige Arten in die Binnengewässer des atlantischen Raums, in der Nähe der Nordsee und des Kanals aus. Vor allem für Benthos fressende Arten ist dabei das Spektrum der Nahrungstiere bedeutsam, das sich von dem im benachbarten Meer erheblich unterscheidet und für Tauchenten (Reiherente, Bergente, Tafelente) vor allem durch die hohe Dichte der Wander- oder Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) geeignet ist. Diese Gewässer sind zugleich das wichtigste Süßwasserfischereigebiet der Niederlande. Zielarten der Fischerei sind vor allem Aal, Zander und Barsch, außerdem werden Blei und Stint selektiv gefangen. Die Todesopfer unter den überwinternden Vögeln treten vor allem bei der Stellnetzfisherei auf. Die beiden auffälligsten und wesentlichen Unterschiede zu den Vogelbeständen an der deutschen Ostseeküste sind die im Frühling zeitiger abnehmenden Bestandszahlen sowie die geringe Anzahl von Eisenten, deren Überwinterungsgebiet hier ausstreicht (s. Tabelle 4.2.10.1). Die übrigen Unterschiede stehen einem Vergleich mit den Verhältnissen in Mecklenburg-Vorpommern nicht entgegen.

Die Autoren registrierten von Oktober 1978 bis Februar 1990 insgesamt 10 097 Wasservögel, die in Stellnetzen von 51 Fischereibetrieben gefangen wurden (s. Tabelle 4.2.10.2) und untersuchten dabei auch die Fangumstände, insbesondere die Verteilung der Vögel im Untersuchungsgebiet sowie die Fischereiintensität und die Wassertiefen, in denen die Vögel in die Netze gingen. Danach ist das Risiko für die Fisch fressenden Arten erheblich höher als für die Vögel, die sich von Arten des Benthals ernähren, insbesondere von Muscheln. Die Fischfresser sind zu 40 % im Fangmaterial vertreten, während ihr Anteil an den rastenden bzw. überwinternden Beständen nicht einmal 10 % ausmacht (van Eerden et al. 1999).

⁶⁷ Reichsinstitut für Integrativen Süßwasserschutz und Abwasserbehandlung beim niederl. Ministerium für Verkehr und Wasserstraßen.

Tabelle 4.2.10.1. Vorkommen von Wasservögeln mit Abhängigkeit von offenen Wasserflächen im IJsselmeergebiet: Mittlere Monatsbestände der häufigsten Arten 1980–1990 (nach van Eerden et al. 1999). *Monthly mean stock numbers of frequent waterfowl in the Dutch IJsselmeer.*

Art	aug	sep	okt	nov	dez	jan	feb	mär	Anteil*
Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i>	6.689	7.752	3.799	1.707	765	837	2.066	2.564	2,44 %
Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	6.400	7.708	4.334	468	164	79	99	830	1,87 %
Reiherente <i>Aythya fuligula</i>	19.313	35.103	48.350	75.408	87.731	61.314	77.833	50.945	42,45 %
Tafelente <i>Aythya ferina</i>	1.370	5.587	18.820	31.021	23.655	17.686	15.706	8.056	11,35 %
Bergente <i>Aythya marila</i>	986	59	2.318	23.937	71.629	88.258	88.334	49.930	30,30 %
Schellente <i>Bucephala clangula</i>	0	0	40	1.908	3.406	2.240	2.642	2.593	1,19 %
Gänsesäger <i>Mergus merganser</i>	0	0	0	713	7.391	6.685	8.516	3.287	2,48 %
Mittelsäger <i>Mergus serrator</i>	0	0	0	0	565	1.388	513	99	0,24 %
Zwergsäger <i>Mergus albellus</i>	0	0	0	38	1.515	1.548	1.801	801	0,53 %
Blessralle <i>Fulica atra</i>	6.578	14.033	15.352	16.375	10.869	5.838	5.037	2.811	7,16 %

* Anteil an der Gesamtzahl der Individuen, errechnet über die Summen der mittleren Monatsbestände

Die Wassertiefen, in denen die Vögel in die Netze gehen, hängen selbstverständlich von der Bathymetrie des Gewässers, den Zielarten der Fischerei und den Fangmethoden ab – die niederländischen Daten sind deshalb nur eingeschränkt auf unsere Gewässer übertragbar. Ziemlich klar zeichnet sich ein Unterschied zwischen Fisch fressenden Arten und dem dortigen Spektrum der Muschelkonsumenten ab (s. Tabelle 4.2.10.3).

Nach Korrektur verschiedener die Daten beeinflussender Effekte entwickelten van Eerden et al. (1999) ein Modell, mit dem sich die fischereibedingte Sterblichkeit für die einzelnen Arten während der Überwinterung abschätzen lässt. Die dabei erhaltenen Werte werden mit der Bestandsgröße des Überwinterungsgebietes verglichen und hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Populationen der betroffenen Arten eingeschätzt (Tabelle 4.2.10.4).

Die in den Untersuchungsgebieten IJsselmeer und Markermeer ermittelte jährliche fischereibedingte Sterblichkeit ist für die Einschätzung der Verhältnisse in den Gewässern vor Mecklenburg-Vorpommern insofern von Bedeutung, als es zum einen Arten gibt, die ganz offenbar in verschiedenen Rast- und Überwinterungsgebieten einem erheblichen Mortalitätsdruck ausgesetzt sind (z.B. Haubentaucher) und zum anderen Arten mit geringer Populationsgröße (z.B. Zwergsäger, möglicherweise Rothals- und Ohrentaucher), die in der Summe der Einflüsse mehrerer Rast- und Überwinterungsgebiete ebenfalls gefährdet werden könnten. Für die in den Niederlanden selteneren Arten (z.B. Eisente) stehen hingegen gute Referenzdaten aus dem südlichen Ostseeraum zur Verfügung (z.B. Polen und Vorpommern).

Tabelle 4.2.10.2. Verteilung der im IJsselmeer und Markermeer in Stellnetzen gefangenen Vögel nach Arten und vorwiegendem Nahrungserwerb (nach van Eerden et al. 1999).
Numbers of mussel and fish eating birds caught in fishing gear in the Dutch IJsselmeer and Markermeer.

Art	Anzahl Individuen	Anteil Individuen [%]	Anteil i. d. Nahrungs- ökol. Gruppe [%]
Vorwiegend Muschelkonsumenten			
Tafelente <i>Aythya ferina</i>	340	3,4	5,6
Reiherente <i>Aythya fuligula</i>	2.540	25,2	41,7
Berg- o. Reiherente <i>A. fuligula/marila</i>	1	0,0	0,0
Bergente <i>Aythya marila</i>	2.322	23,0	38,1
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>	3	0,0	0,0
Eisente <i>Clangula hyemalis</i>	1	0,0	0,0
Trauerente <i>Melanitta nigra</i>	19	0,2	0,3
Samtente <i>Melanitta fusca</i>	3	0,0	0,0
Schellente <i>Bucephala clangula</i>	767	7,6	12,6
Blessralle <i>Fulica atra</i>	91	0,9	1,5
Muschelkonsumenten gesamt	6.087	60,3	100
Vorwiegend Fischkonsumenten			
Stern-Taucher <i>Gavia stellata</i>	4	0,0	0,1
Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i>	1.458	14,4	36,4
Rothalstaucher <i>Podiceps grisegena</i>	20	0,2	0,5
Schwarzhalstaucher <i>Podiceps nigricollis</i>	2	0,0	0,0
Ohrentaucher <i>Podiceps auritus</i>	4	0,0	0,1
Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	52	0,5	1,3
Gänsesäger <i>Mergus merganser</i>	541	5,4	13,5
Mittelsäger <i>Mergus serrator</i>	1.708	16,9	42,6
Zwergsäger <i>Mergus albellus</i>	221	2,2	5,5
Fischkonsumenten gesamt	4.010	39,7	100
Individuen gesamt	10.097	100	

Tabelle 4.2.10.3. Tiefen, in denen durch van Eerden et al. (1999) im IJsselmeer-Markermeer die gefangenen Wasservögel festgestellt wurden (nur Arten mit mehr als 10 Opfern). Depth in which mussel and fish eating birds have been caught in fishnets in the Dutch waters.

Art	Wassertiefen				Anzahl n
	mittel	max	min	SD	
Vorwiegend Muschelkonsumenten					
Tafelente <i>Aythya ferina</i>	3,5	6,5	1,5	0,9	325
Reiherente <i>Aythya fuligula</i>	3,7	8,5	1,5	0,7	2.424
Bergente <i>Aythya marila</i>	3,8	8,0	2,0	0,7	2.261
Trauerente <i>Melanitta nigra</i>	3,9	5,5	2,5	0,8	18
Schellente <i>Bucephala clangula</i>	3,2	7,0	1,5	0,9	760
Blessralle <i>Fulica atra</i>	2,7	8,0	1,2	1,3	77
Vorwiegend Fischkonsumenten					
Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i>	5,3	22,0	0,1	3,2	1.410
Rothalstaucher <i>Podiceps grisegena</i>	5,2	12,5	2,5	2,1	20
Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	10,7	24,0	3,0	6,4	52
Gänsesäger <i>Mergus merganser</i>	5,2	9,9	2,5	1,4	461
Mittelsäger <i>Mergus serrator</i>	5,6	9,9	2,0	1,0	1.695
Zwergsäger <i>Mergus albellus</i>	4,0	6,5	2,0	0,6	212

Tabelle 4.2.10.4. Vergleich der geschätzten jährlichen fischereibedingten Sterblichkeit mit der Bestandsgröße im Überwinterungsgebiet IJsselmeer-Markermeer (1980/81–1989/90); in Klammern Bestandsschätzungen der spärlich auftretenden Arten. Zur Abschätzung der Einflüsse auf die westeuropäischen Populationen wurden Daten von Rose & Scott (1994), Scott & Rose (1996) und Meininger et al. (1995) verwendet (nach van Eerden et al. 1999).
Estimated mortality of wintering waterfowl in the Dutch IJsselmeer-Markermeer and impact on local and west european populations.

Art	Anzahl Opfer in Stellnetzen im IJsselmeer	Maximum anwesend im IJsselmeer	Einfluss auf den Bestand im IJsselmeer	Populationsgröße in West-Europa	Einfluss auf die westeuropäische Population
<i>Vorwiegend Muschelkonsumenten</i>					
Tafelente <i>Aythya ferina</i>	1.700	32.665	ziemlich klein	350.000	gering
Reiherente <i>Aythya fuligula</i>	12.700	99.714	ziemlich groß	1.000.000	möglich
Bergente <i>Aythya marila</i>	11.610	123.330	ziemlich groß	310.000	möglich
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>	15	(50)	(groß)	1.500.000	ohne
Eisente <i>Clangula hyemalis</i>	5	(15)	(groß)	4.600.000	ohne
Trauerente <i>Melanitta nigra</i>	95	(200)	(groß)	1.600.000	ohne
Samtente <i>Melanitta fusca</i>	15	(50)	(groß)	1.000.000	ohne
Schellente <i>Bucephala clangula</i>	3.835	4.668	sehr groß	300.000	gering
Blessralle <i>Fulica atra</i>	455	20.015	klein	1.500.000	ohne
Muschelkonsumenten gesamt	30.430				
<i>Vorwiegend Fischkonsumenten</i>					
Sterntaucher <i>Gavia stellata</i>	20	(30)	(groß)	75.000	ohne
Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i>	7.290	9.781	sehr groß	> 100.000	wahrscheinlich
Rothalstaucher <i>Podiceps grisegena</i>	100	(100)	(sehr groß)	> 25.000	ohne
Schwarzhalstaucher <i>Podiceps nigricollis</i>	10	(50)	(groß)	100.000	ohne
Ohrentaucher <i>Podiceps auritus</i>	20	(75)	(groß)	5.000	ohne
Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	260	8.687	klein	200.000	ohne
Gänsesäger <i>Mergus merganser</i>	2.705	8.516	groß	200.000	möglich
Mittelsäger <i>Mergus serrator</i>	8.540	2.104	sehr groß	125.000	wahrscheinlich
Zwergsäger <i>Mergus albellus</i>	1.105	3.084	groß	25.000	gering
Fischkonsumenten gesamt	20.050				
Individuen gesamt	50.480				

4.2.11 Sichtung und Auswertung aktueller Vogelbeifang-Daten aus der Pommerschen Bucht (Schirmeister-Daten)

Examination and analysis of actual bird bycatch data from the Pomeranian Bay

Eine Aufgabe dieser Studie war die datentechnische Erfassung, Aufbereitung und Sichtung des Beobachtungsmaterials, das Bernd Schirmeister, Ahlbeck, in den Jahren 1989 bis 2005 zusammengetragen hat, verbunden mit einer weiter gehenden Auswertung. Zeitlich reicht die bisherige Auswertung der Daten bis zum Frühjahr 2001 (Schirmeister 2003). Außerdem sollte geprüft werden, ob sich die Vergleichbarkeit mit anderen Studien verbessern lässt.

Material und Methode. Das Material besteht aus Aufzeichnungen über Totfunde von Vögeln, die von B. Schirmeister seit dem 25.11.1989 gesammelt wurden; die hier ausgewerteten Daten enden am 04.04.2005. Die Aufzeichnungen behandeln ganz überwiegend Fischereiofper, die meisten von Fischern am Außenstrand von Ahlbeck und benachbarten Orten erhalten.

Der größte Teil der Datensätze enthält die Angaben Vogelart, Anzahl und Fundgebiet⁶⁸, soweit differenzierbar Geschlecht und Reife, in einer Anzahl von Fällen auch zum saisonalen Federkleid und ggf. zu weiteren Umständen. Die Aufzeichnungsintensität war in den einzelnen Wintern unterschiedlich und widerspiegelt nur zum Teil die in den Jahren wechselnde fischereibedingte Sterblichkeit der Vögel. Da B. Schirmeister als Lehrer tätig ist, wurden die Daten auch von seinem „Freizeitpotenzial“ überlagert, geformt von jährlich wechselnden Stundenplänen, verschiedenen Einsatzorten und sonstigen beruflichen Belastungen. Darüber hinaus hatte B. Schirmeister im Laufe der Zeit gelegentlich Helfer, die noch Material aus weiteren Orten des Gebietes einbrachten.

Der größte Teil der Daten umfasst im Einzelnen begutachtete Vögel (n = 11 543); ein Teil der Fischereiofper, ausschließlich Kormorane von Gewässern im Küstenhinterland, wurden von B. Schirmeister nach Angaben der Fischer geschätzt (n ≈ 2 110). Die 11 543 begutachteten Tiere umfassten 11 263 Fischereiofper von der Außenküste, 230 von Gewässern des Küstenhinterlandes sowie 50 sonstige Totfunde (stark verölte, geschossene/angeschossene sowie angefrorene/erfrorene Vögel, Verkehrsofper, sonstiges Fundmaterial). Ein kleiner Teil der in Stellnetzen ertrunkenen Vögel wies ebenfalls ölverschmutzte Partien des Federkleides auf (ölige Federspitzen oder Flecke), doch waren diese Tiere dabei offenbar relativ unbeeinträchtigt und die Todesursache eindeutig das Fischereigerät. Stark verölte Vögel gab es nur am 01.02.1997 (7 Sterntaucher, davon 1 bereits tot) und am 16.03.2002 (1 Sterntaucher). Nachfolgend werden ausschließlich die Fischereiofper behandelt.

Die Daten erlauben eine gute Auswertung aller Funde nach Arten und Artengruppen, bei einigen Arten auch nach dem Geschlecht und nach der Reife (immature und adulte Tiere). Die Auswertung der Daten einzelner Winter nach Zeit und Ort des Fanges erscheint wegen der zeitlich nicht gleichmäßigen und örtlich sehr unterschiedlichen Erfassungsintensität nicht geraten, ebenso wenig der rechnerische Vergleich einzelner Jahre untereinander. Weniger problematisch sollte die Erstellung von mittleren phänologischen Angaben für häufig vertretene Arten aus den Daten mehrerer Jahre sein, da Unregelmäßigkeiten einzelner Jahre dabei überdeckt werden können.

Daten vom Beginn der Beobachtungen sind räumlich nur nach Außenküste (überwiegend Ahlbeck) und Küstenhinterland (überwiegend Kleines Haff bei Kamminke) geteilt, später wurden die Angaben genauer. Daraus ergibt sich, dass die Fischer vorzugsweise die ihren Stränden vorgelagerten Küstengewässer nutzen, zumal sie nur kleine Fahrzeuge nutzen. Bei günstigen Fangaussichten und geeignetem Wetter werden auch die Gewässer um die Greifswalder Oie aufgesucht (Boddenrandschwelle). Eine räumlich differenzierte Auswertung ist

⁶⁸ Die Aufzeichnungen zu den Fundgebieten setzen erst im Winter 1990/1991 ein.

sinnvoll, wenn weitere Recherchen (Befragung der Fischer) Rückschlüsse zur Fischereiintensität und zu Fangplätzen erlauben sollten.

Im Übrigen gibt es keine auf die Beifangdaten bezogene Information zur Fischereiintensität und zu Art, Maschenweite und Stelltiefe der eingesetzten Stellnetze. Die Beifänge in Gewässern des Küstenhinterlandes (Kleines Haff, Achterwasser, Gothensee, Schmollensee) erfolgten überwiegend in Reusen.

Ergebnisse und Diskussion – die betroffenen Arten. Das Artenspektrum und die Anteile der betroffenen Arten unterscheiden sich von den Darstellungen Schirmeisters (2003) aus 2 Gründen: Es wurden die Daten von 4 weiteren Wintern einbezogen und die Opfer an der Außenküste wurden von denen im Küstenhinterland getrennt. Aus diesem Grund sind die Daten der Außenküste fast „kormoranfrei“, da die meisten Kormoranfänge im Kleinen Haff erfolgten. Zugleich steigt der Anteil der Meeresentenarten erheblich an. In den Tabellen 4.2.11.1 und 4.2.11.2 wurden die Anzahlen der Opfer und die Anteile der Arten am gesamten Vogelbeifang zusammengestellt.

Tabelle 4.2.11.1. Beifang von See- und Wasservögeln durch die Küstenfischerei in der Pommerschen Bucht 1989–2005, nach Daten von B. Schirmeister, Ahlbeck *Bycatch of seabirds and waterfowl by coastal fishermen in the Pomeranian Bay 1989–2005, Data by B. Schirmeister, Ahlbeck*

Art	Species	Anzahl Individuen	Anteil [%]
1 Eisente	<i>Clangula hyemalis</i>	8.341	74,06
2 Trauerente	<i>Melanitta nigra</i>	811	7,20
3 Sterntaucher	<i>Gavia stellata</i>	733	6,51
4 Haubentaucher	<i>Podiceps cristatus</i>	271	2,41
5 Rothalstaucher	<i>Podiceps grisegena</i>	230	2,04
6 Samtente	<i>Melanitta fusca</i>	181	1,61
7 Mittelsäger	<i>Mergus serrator</i>	181	1,61
8 Eiderente	<i>Somateria mollissima</i>	70	0,62
9 Bergente	<i>Aythya marila</i>	63	0,56
10 Trottellumme	<i>Uria aalge</i>	61	0,54
11 Kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	48	0,43
12 Prachtaucher	<i>Gavia arctica</i>	47	0,42
13 Silbermöwe	<i>Larus argentatus</i>	35	0,31
14 Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	28	0,25
15 Tordalk	<i>Alca torda</i>	27	0,24
16 Schellente	<i>Bucephala clangula</i>	18	0,16
17 Gryllteiste	<i>Cephus grylle</i>	18	0,16
18 Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>	15	0,13
19 Blessralle	<i>Fulica atra</i>	15	0,13
20 Ohrentaucher	<i>Podiceps auritus</i>	14	0,12
21 Tafelente	<i>Aythya ferina</i>	13	0,12
22 Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	13	0,12
23 Mantelmöwe	<i>Larus marinus</i>	12	0,11
24 Höckerschwan	<i>Cygnus olor</i>	11	0,10
25 Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	1	0,01
26 Graugans	<i>Anser anser</i>	1	0,01
27 Weißkopfmöwe	<i>Larus (arg.) cachinnans</i>	1	0,01
28 Sturmmöwe	<i>Larus canus</i>	1	0,01
29 Heringsmöwe	<i>Larus fuscus</i>	1	0,01
30 Zwergsäger	<i>Mergus albellus</i>	1	0,01
31 Schwarzhalstaucher	<i>Podiceps nigricollis</i>	1	0,01
Summe		11.263	

Tabelle 4.2.11.2. Beifang von Wasservögeln durch Fischer im Küstenhinterland* der Insel Usedom 1989–2005, nach Daten von B. Schirmeister, Ahlbeck *Bycatch of waterfowl by fishermen in inner coastal waters and lakes of Usedom island 1989–2005, Data by B. Schirmeister, Ahlbeck*

Art	Species	Anzahl Individuen	Anteil [%]
1 Kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	** 2.166	92,56
2 Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	44	1,88
3 Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>	41	1,75
4 Tafelente	<i>Aythya ferina</i>	27	1,15
5 Haubentaucher	<i>Podiceps cristatus</i>	25	1,07
6 Schellente	<i>Bucephala clangula</i>	18	0,77
7 Zwergsäger	<i>Mergus albellus</i>	11	0,47
8 Bergente	<i>Aythya marila</i>	6	0,26
9 Blessralle	<i>Fulica atra</i>	1	0,04
10 Stemtaucher	<i>Gavia stellata</i>	1	0,04
Summe		2.340	

* Kleines Haff, Achterwasser, Peenestrom (*inner coastal waters*), Gothensee, Schmollensee (*lakes*)

** Summe aus 56 individuell erfassten und ca. 2 110 nach Angaben von Fischern geschätzten Kormoranen
Added numbers of 56 recorded and about 2 110 Cormorants estimated according to fishermen's reports

Beim Vergleich der Beifänge aus der Pommerschen Bucht (Außenküste) mit denen aus Gewässern im Küstenhinterland (Kleines Haff, Achterwasser, Peenestrom, Gothensee, Schmollensee) zeigen sich mit Eisente und Kormoran jeweils stark dominierende Arten (Tab. 4.2.11.1, 4.2.11.2). Beide kommen in diesen Bereichen jeweils zwar besonders häufig vor, doch diese Erklärung ist nicht ausreichend. Auch in den Fanggründen der Pommerschen Bucht gibt es zahlreiche Kormorane, aber sie geraten viel seltener in die Stellnetze als in die Reusen des Küstenhinterlandes – dort ertrinken im Sommer und Herbst vor allem junge Kormorane, offenbar durch die Bewegung der in den Reusen gefangenen Fische angelockt.

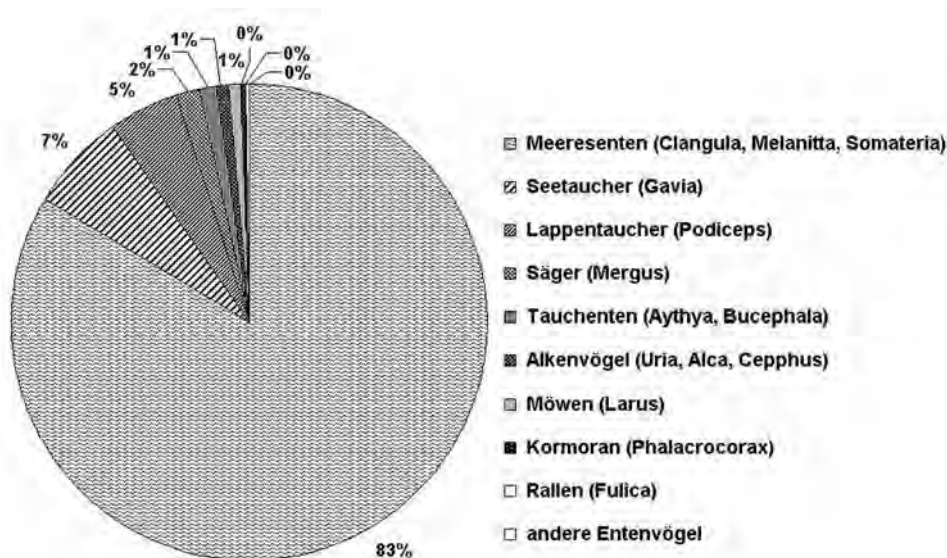


Abbildung 4.2.11.1. Anteile der Artengruppen von See- und Wasservögeln im Beifang von Stellnetzen der Küstenfischerei in der Pommerschen Bucht 1989–2005, nach Daten von B. Schirmeister, n = 11 263 *Proportional numbers of taxa of seabirds and waterfowl caught in set nets by coastal fishermen in the Pomeranian Bay 1989–2005 according to data by B. Schirmeister, n = 11 263*

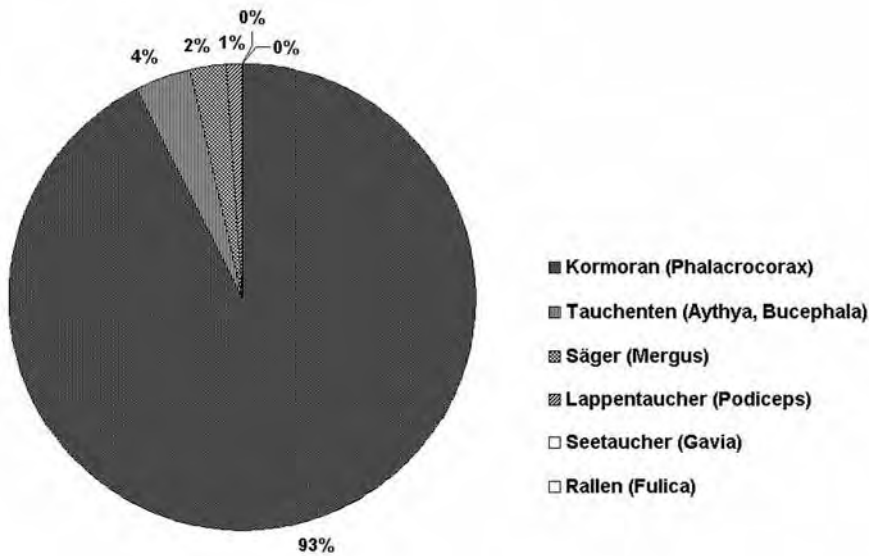


Abbildung 4.2.11.2. Anteile der Artengruppen von Wasservögeln im Beifang von Reusen und zum Teil Stellnetzen von Fischern im Küstenhinterland* der Insel Usedom 1989–2005, nach Daten von B. Schirmeister, n = 2 340 *Proportional numbers of taxa of waterfowl caught in fyke nets and partially in set nets by fishermen in inner coastal waters and lakes of Usedom island 1989–2005 according to data by B. Schirmeister, n = 2 340*

* Kleines Haff, Achterwasser, Peenestrom (*inner coastal waters*), Gothensee, Schmollensee (*lakes*)

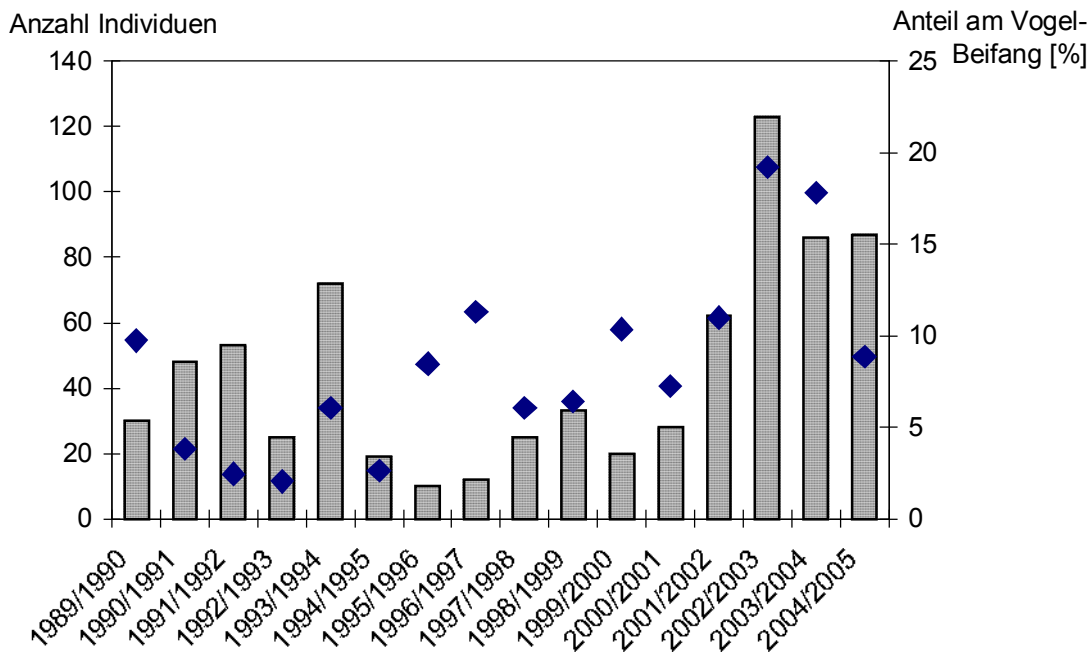


Abbildung 4.2.11.3. Anzahl jährlich in Stellnetzen ertrunkener Sterntaucher in Stichproben aus der Pommerschen Bucht (Säulen), dazu deren Anteil an den Vogel-Beifängen des jeweiligen Jahres (◆ Quadrate), nach Daten von B. Schirmeister *Numbers of Red-throated Divers drowned in set nets (gillnets, trammelnets) in samples from the Pomeranian Bay (columns), and proportional numbers [%] of Red-throated Divers in the samples of all birds caught in fishnets (squares), data from B. Schirmeister*

Tabelle 4.2.11.3. Vergleich der Anteile der Arten von See- und Wasservögeln am Beifang in Stellnetzen der Küstenfischerei in der Pommerschen Bucht *Comparison of proportional numbers of seabirds and waterfowl caught in set nets (gillnets, trammelnets) by coastal fishermen in the Pomeranian Bay*

Art	Species	Vergleichswert [%] nach Schirmeister (2003) n = 10 701*	Anteil [%] nach Kowalski & Mani- kowski (1982) n = 581	Anteil [%] nach Daten 1989–2005 von B. Schirmeister n = 11 263
Eisente	<i>Clangula hyemalis</i>	61,7	53,0	74,1
Trauerente	<i>Melanitta nigra</i>	5,2	15,8	7,2
Stemtaucher	<i>Gavia stellata</i>	3,5	—	6,5
Haubentaucher	<i>Podiceps cristatus</i>	1,9	—	2,4
Rothalstaucher	<i>Podiceps grisegena</i>	1,9	0,9	2,0
Samtente	<i>Melanitta fusca</i>	1,4	26,9	1,6
Mittelsäger	<i>Mergus serrator</i>	1,4	0,2	1,6
Eiderente	<i>Somateria mollissima</i>	0,5	1,0	0,6
Bergente	<i>Aythya marila</i>	0,5	—	0,6
Trottellumme	<i>Uria aalge</i>	0,4	0,3	0,5
Kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	* 18,5	—	0,4
Prachtaucher	<i>Gavia arctica</i>	0,3	1,7	0,4
Silbermöwe	<i>Larus argentatus</i>	0,3	—	0,3
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	0,2	—	0,3
Tordalk	<i>Alca torda</i>	0,2	—	0,3
Schellente	<i>Bucephala clangula</i>	0,3	—	0,2
Gryllteiste	<i>Cephus grylle</i>	0,1	—	0,2
Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>	* 0,5	—	0,1
Blessralle	<i>Fulica atra</i>	0,3	—	0,1
Ohrentaucher	<i>Podiceps auritus</i>	0,1	—	0,1
Tafelente	<i>Aythya ferina</i>	0,2	—	0,1
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	* 0,4	0,2	0,1
Mantelmöwe	<i>Larus marinus</i>	0,1	—	0,1
Höckerschwan	<i>Cygnus olor</i>	—	—	0,1
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	—	—	0,0
Graugans	<i>Anser anser</i>	—	—	0,0
Weißkopfmöwe	<i>Larus (arg.) cachinnans</i>	—	—	0,0
Stummöwe	<i>Larus canus</i>	—	—	0,0
Heringsmöwe	<i>Larus fuscus</i>	0,0	—	0,0
Zwergsäger	<i>Mergus albellus</i>	* 0,1	—	0,0
Schwarzhalstaucher	<i>Podiceps nigricollis</i>	0,0	—	0,0

* Erhebliche Erhöhung des Anteils einiger Arten durch das Einbeziehen der Daten von inneren Seegewässern und Seen.

Für Eisenten wurde bei den Untersuchungen in Litauen (Dagys & Žydelis 2002) das Risiko, in Fischereigebieten in einem Stellnetz zu ertrinken (relativer Gefährdungsindex), als überdurchschnittlich eingeschätzt (s. Tabelle 4.2.3.1). Ein derart erhöhtes Risiko kann auch für die Pommersche Bucht angenommen werden. Zur Prüfung wären jedoch räumlich differenzierte Dichteangaben und Daten zur Fischereiintensität erforderlich. Einen wesentlich höheren Gefährdungsindex fanden Dagys & Žydelis (2002) allerdings für Seetaucher (*Gavia spec.*).

Beim Vergleich der neuen Ergebnisse der Daten 1989–2005 von Schirmeister mit denen der Daten 1989–2001 (Schirmeister 2003) ist zu berücksichtigen, dass bei letzteren die Beifänge von Vögeln aus dem Kleinen Haff und anderen Gewässern des Küstenhinterlandes enthalten waren. Sie wurden jetzt abgetrennt, da eine gesonderte Betrachtung der Pommerschen Bucht erforderlich ist. Bei Schirmeister (2003) sind deshalb vor allem die Anteile des Kormorans,

des Gänsesägers und der Reiherente erheblich höher als im jetzt ausgewerteten Material, auch der des Zwergsägers, soweit eine Wertung bei der geringen Anzahl gefangener Tiere gerechtfertigt ist (s. Tabelle 4.2.11.3). Vor allem wegen der großen Anzahl der im Kleinen Haff und im Gothensee ertrunkenen Kormorane sind die Anteile der Vögel aus der Pommerschen Bucht um etwa ein Fünftel erniedrigt. Fügt man dieses Fünftel bei den Arten hinzu, die im Material aus der Pommerschen Bucht häufiger vertreten sind, erhält man für die frühere Auswertung ähnliche Zahlen wie für die aktuelle. Dabei gibt es allerdings eine Ausnahme: Der Anteil in Netzen ertrunkener Sterntaucher hat sich durch stärkere Zunahme der Netzpfer in den letzten Jahren erheblich erhöht. In den letzten 4 Jahren wurde annähernd die gleiche Anzahl von Tieren (358 Indiv.; $89,5 \text{ a}^{-1}$) wie in der Summe der ersten 12 Jahre (375 Indiv.; $35,3 \text{ a}^{-1}$) angelandet. Obwohl in den letzten Jahren die Anzahl der von den Fischern insgesamt erhaltenen Vögel wieder gestiegen ist, zeichnet sich damit auch ein Anstieg des Sterntaucheranteils an den Vogelbeifängen ab (s. Abb. 4.2.11.3). Die Ursachen können mit dem vorhandenen Material (keine Angaben zu Maschenweiten und Netzstandorten) nicht geklärt werden, auch nicht mit Angaben aus skandinavischen Brutgebieten (z.B. Dahlén & Eriksson 2002).

Bemerkenswert ist im Vergleich mit den Daten von Kowalski & Manikowski (1982) der wesentlich geringere Anteil von Samtenten im Beifang. Deren Material stammte zwar auch aus der Pommerschen Bucht (Zatoka Pomorska), doch wurde es einige Jahre früher (1977/1978) und nur in einem Winter gesammelt. Neben anderen Entwicklungssituationen der beteiligten Meeresentenpopulationen können unter solchen Umständen zufällige Ereignisse Einfluss gewinnen.

Ergebnisse und Diskussion – große Vogelbeifänge. Beispiele zufälliger „Großfänge“ (z.B. Fang von 80 Trottellummen oder 50 Kormoranen), die bei geringer Stichprobengröße die Statistik stärker beeinflussen können, nannten Oldén et al. (1988). Kowalski & Manikowski (1982) berichten selbst, dass ihnen am 06.04.1978 in Misdroy (Międzyzdroje) 75 ertrunkene Eisenten aus einem Netz gezeigt wurden, das 3 Tage gestellt gewesen war. Stempniewicz (1994) berichtet dagegen von einem Boot, das im Februar 1974 nach Netzkontrollen in der Danziger Bucht 97 Vögel mit fast repräsentativem Spektrum anlandete: 50 Eisenten, 32 Samtenten, 10 Trauerenten, 3 Haubentaucher, 1 Rothalstaucher und 1 Mittelsäger.

Auch in dem von B. Schirmeister gesammelten Material traten gelegentlich solche „Großfänge“ auf, wobei i.d.R. Eisenten beteiligt waren. Die Prüfung auf derartige Häufungen kann für Rückschlüsse auf das Verhalten der Tiere Bedeutung haben. In nachstehenden Fällen liegen zwar Angaben zum Fanggebiet vor, aus den Aufzeichnungen ist aber nicht ersichtlich, wie viele Fahrzeuge daran beteiligt waren bzw. welche Netzlängen geleert wurden.

Eine Vorstellung von der Größenordnung der Fischerei z.B. in Heringsdorf und Ahlbeck können folgende Angaben liefern: 1989–2005 bestanden in Heringsdorf 2 und in Ahlbeck durchschnittlich 9 kleine Fischereibetriebe, die i.d.R. 1 Boot im Einsatz hatten. Bis Mitte der 1990er liefen die Fahrzeuge ziemlich regelmäßig 3 mal wöchentlich aus, seither weniger regelmäßig, einige 6 mal, andere nur 1–2 mal, im Mittel 3–4 mal wöchentlich (B. Schirmeister, pers. Mitt.).

Auffällige Häufungen von Tieren an bestimmten Fangtagen gab es vor allem bei den Meeresenten, die größten erwartungsgemäß bei der Eisente. In dem Material von B. Schirmeister liegen Daten von 15 Fangtagen mit 60 oder mehr Eisenten von einem Fangplatz vor, davon 7 Beobachtungen mit mindestens 80 gefangenen Eisenten (Tabelle 4.2.11.4). Der Anteil männlicher Eisenten in den Netzen ist i.d.R. höher als der der weiblichen; nach Schirmeister (2003) lag er, jährlich schwankend, meist zwischen 60 und 80 % (Mittel von 13 Jahren 69 %). Der Männchen-Anteil der ausgewählten Fänge in Tabelle 4.2.11.4 beträgt im Mittel nur 58 %, doch gibt es auch Fangtage, an denen ausschließlich Männchen gefangen wurden. Die 3 größ-

ten derartigen Fänge waren: am 18.03.1992 mit 67 Eisenten-♂ vor Ahlbeck und Heringsdorf, am 21.01.1995 mit 40 Eisenten-♂ vor Ahlbeck und am 25.02.1995 mit 37 Eisenten-♂ vor Zinnowitz.

Tabelle 4.2.11.4. Große Beifänge von Eisenten (*Clangula hyemalis*) an jeweils einem Tag von einem Fangplatz im westlichen Teil der Pommerschen Bucht, nach Daten aus den Jahren 1989–2005 von B. Schirmeister *Great numbers of Long-tailed Ducks caught in set nets at one day at one fishing place in the western Pomeranian Bay, data from 1989–2005, B. Schirmeister*

Datum	Anzahl Individuen	davon weibl. ♀	davon männl. ♂	Fangplatz
08.03.1991	98	36	62	Ostsee vor Ahlbeck*
04.01.1992	80	24	56	Ostsee vor Ahlbeck
18.01.1992	110	60	50	Ostsee vor Ahlbeck
08.02.1992	94	48	46	Ostsee vor Heringsdorf**
18.02.1992	70	42	28	Ostsee vor Heringsdorf
20.02.1992	98	56	42	Ostsee vor Heringsdorf
22.02.1992	83	30	53	Ostsee vor Ahlbeck
26.02.1992	62	24	38	Ostsee vor Ahlbeck
17.03.1992	82	29	53	Ostsee vor Ahlbeck
08.03.1993	60	19	41	Ostsee vor Ahlbeck
02.04.1993	65	21	44	Ostsee vor Heringsdorf
10.02.1994	65	29	36	Ostsee vor Ahlbeck
27.02.2001	66	18	48	Ostsee vor Zinnowitz***
11.03.2002	65	25	40	Ostsee vor Zinnowitz

* Das Fanggebiet vor Ahlbeck erstreckt sich ca. 3–5 sm in die Pommersche Bucht hinaus, streicht aber westwärts etwa bis Ückeritz, da dort die Dichte der Fischer geringer ist.

** Das Fanggebiet vor Heringsdorf erstreckt sich ca. 3–5 sm in die Pommersche Bucht hinaus, streicht aber westwärts etwa ebenso weit, wie das der Ahlbecker Fischer.

*** Das Fanggebiet vor Zinnowitz erstreckt sich ca. 3–5 sm in die Pommersche Bucht hinaus und reicht etwa von Koserow (Vineta-Bank) bis Karlshagen (Boddenrandschwelle).

Auch bei Trauerenten kamen einige größere Fänge vor, die beiden größten folgten kurz aufeinander: 36 Vögel am 31.12.1990 (am gleichen Tag fingen sich auch noch 44 Eisenten) und 31 Trauerenten am 04.01.1991, beide im Raum Ahlbeck-Heringsdorf. Die beiden größten Fänge von Samtenten erfolgten am 14.02.1994 mit 30 Tieren vor der Greifswalder Oie und am 25.02.1995 mit 22 Tieren vor Zinnowitz. Lediglich bei der Eiderente, die in der Pommerschen Bucht aus nahrungsökologischen Gründen nicht in größerer Anzahl vorkommt, sind Fänge von 3–5 Tieren bereits eine Ausnahme.

Bei der Gruppe der Tauchenten kamen keine großen Fänge vor, doch ausnahmsweise auch kleinere Häufungen: 13 Tafelenten am 15.02.2002 auf dem Schmollensee, 10 Reiherenten am 08.11.1991 auf dem Achterwasser und 10 Bergenten am 06.03.1991 vor dem Außenstrand bei Ahlbeck.

Beim Sterntaucher kamen bisher auch kleinere Häufungen, aber keine „Großfänge“ vor: 10 bzw. 9 Tiere am 02.12.2002 und am 01.02.1991, außerdem 5 Anlandungen von jeweils 8 Vögeln, überwiegend immature Individuen. Da Anzahl und Anteil von Sterntauchern in Stellnetz-Beifängen in den letzten Jahren zunahm, sollte der Art einige Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Größere Fänge von Kormoranen sind nicht auswertbar, da die meisten Zahlen geschätzt bzw. hochgerechnet wurden. Nur ein Fang von mehr als 10 Tieren ist dokumentiert: 15 immature Kormorane am 27.08.1993 im Oderhaff bei Kamminke. Der größte Fang auf der Ostsee, wo alle Kormorane individuell erfasst wurden, umfasste 4 immature Vögel am 13.12.1993 bei Ahlbeck.

Ergebnisse und Diskussion – Phänologie der Vogelbeifänge. Für Arten, die mit höherer Frequenz in den Beifängen vertreten sind, lassen sich hinreichend sichere Aussagen zur Phänologie ihres Vorkommens in Netzen bzw. ihrer Gefährdung durch die Fischerei machen. Der einfachste Weg ist die Projektion der Daten aller 16 bislang untersuchten Jahre auf eine „mittlere Überwinterungsperiode“. Als günstigster Kompromiss zwischen einer möglichst hohen zeitlichen Auflösung und der Dämpfung von Schwankungen, die in kleinen „Zeitzellen“ durch Extremwerte hervorgerufen werden können, wurde die Einteilung in monatsbezogene Dekaden (Monatsdrittel) gewählt. Generell werden durch solche Zusammenfassungen aber auch Charakteristika verdeckt, z.B. Zusammenhänge mit Fischereiaktivitäten und dem Witterungsverlauf – derartige Angaben fehlten jedoch ohnehin im hier untersuchten Material.

Mit den Abbildungen 4.2.11.4 bis 4.2.11.11 sowie der Tabelle 4.2.11.5 wird die zeitliche Verteilung aller registrierten Vögel sowie der 7 am häufigsten gefangenen Arten (Anteil am registrierten Vogel-Beifang > 1 %) vorgestellt.

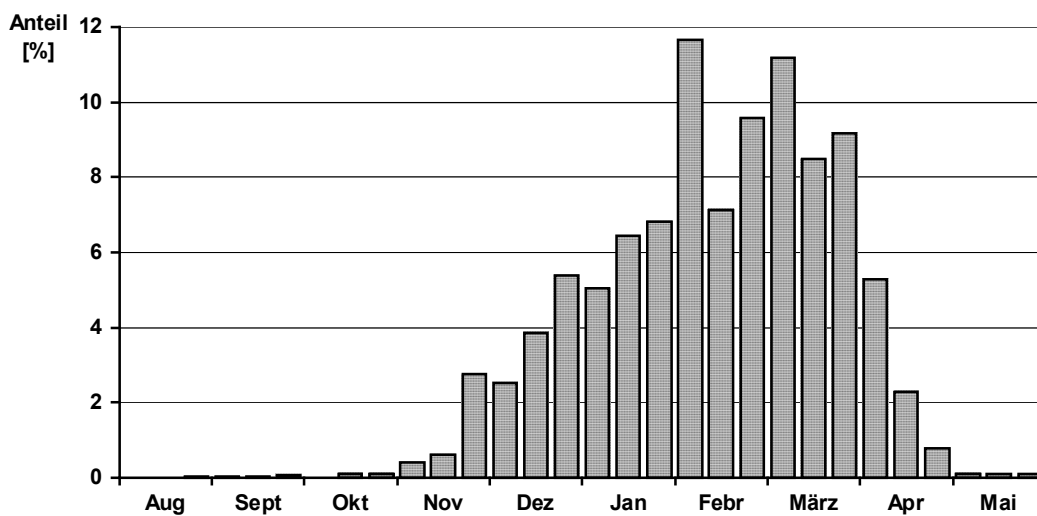


Abbildung 4.2.11.4. Zeitliches Muster der Beifänge von See- und Wasservögeln aller Arten ($n = 11\ 263$) in Stellnetzen der Küstenfischerei in der Pommerschen Bucht vor Usedom 1989–2005, Projektion auf Monats-Dekaden einer mittleren Zug- und Überwinterungssaison; Daten nach B. Schirmeister, Ahlbeck *Time pattern of seabirds and waterfowl (all species; $n = 11\ 263$) caught in set nets of coastal fisheries in the Pomeranian Bay off the island of Usedom 1989–2005, data projected to decades of an average wintering season; samples by B. Schirmeister*

Tabelle 4.2.11.5. Übersicht zu phänologischen Merkmalen der Arten mit der höchsten Anzahl von Stellnetzopfern in der Pommerschen Bucht vor Usedom 1989–2005; Daten nach B. Schirmeister, Ahlbeck *Phenological features of species with higher numbers of net victims in the Pomeranian Bay off the island of Usedom 1989–2005, data by B. Schirmeister, Ahlbeck*

Art	Species	Anzahl erfasster Individuen in 16 Jahren	mittlere Anzahl jährl. erfasster Individuen	Zeit regelmäßiger Beifänge	Lage des Beifangmaximums
Eisente	<i>Clangula hyemalis</i>	8.341	521	Mi. Dezember–Anf. April	Februar–Mi. März
Trauerente	<i>Melanitta nigra</i>	811	51	Ende November–Mi. April	unbestimmt
Stemtaucher	<i>Gavia stellata</i>	733	46	Ende November–E. April	unbestimmt
Haubentaucher	<i>Podiceps cristatus</i>	271	17	Ende Oktober–Ende April	Dezember (unsicher)
Rothalstaucher	<i>Podiceps grisegena</i>	230	14	Mi. Februar–Ende April	Mi. März–Anf. April
Samtente	<i>Melanitta fusca</i>	181	11	Ende Nov.–Anf. April	Februar
Mittelsäger	<i>Mergus serrator</i>	181	11	Ende Nov.–Anf. April	unsicher*

* Möglicherweise 2 Maxima zur Jahreswende und Anfang März.

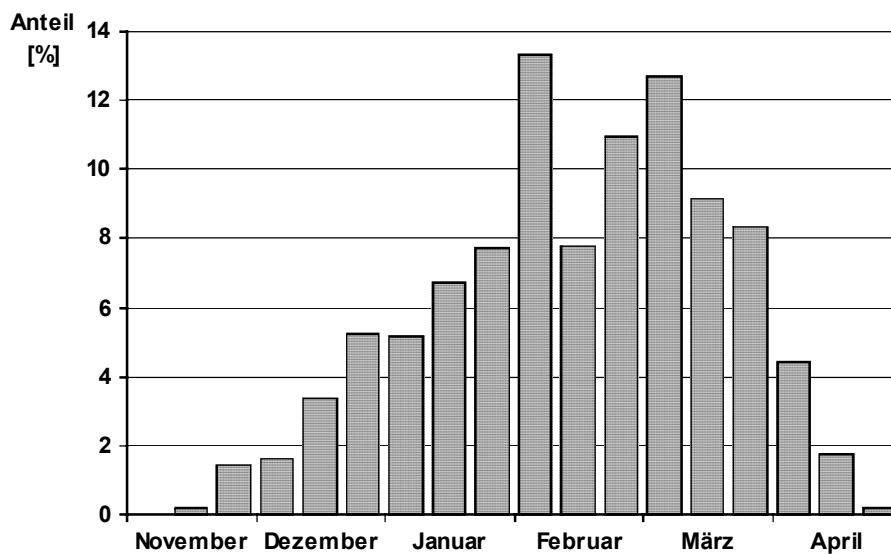


Abbildung 4.2.11.5. Zeitliches Muster der Beifänge von Eisenten, *Clangula hyemalis* (n = 8 341), in Stellnetzen der Küstenfischerei in der Pommerschen Bucht vor Usedom 1989–2005, Projektion auf Monats-Dekaden einer mittleren Zug- und Überwinterungssaison; Daten nach B. Schirmeister, Ahlbeck *Time pattern of Long-tailed Ducks (n = 8 341) caught in set nets of coastal fisheries in the Pomeranian Bay off the island of Usedom 1989–2005, data projected to decades of an average wintering season; samples by B. Schirmeister, Ahlbeck*

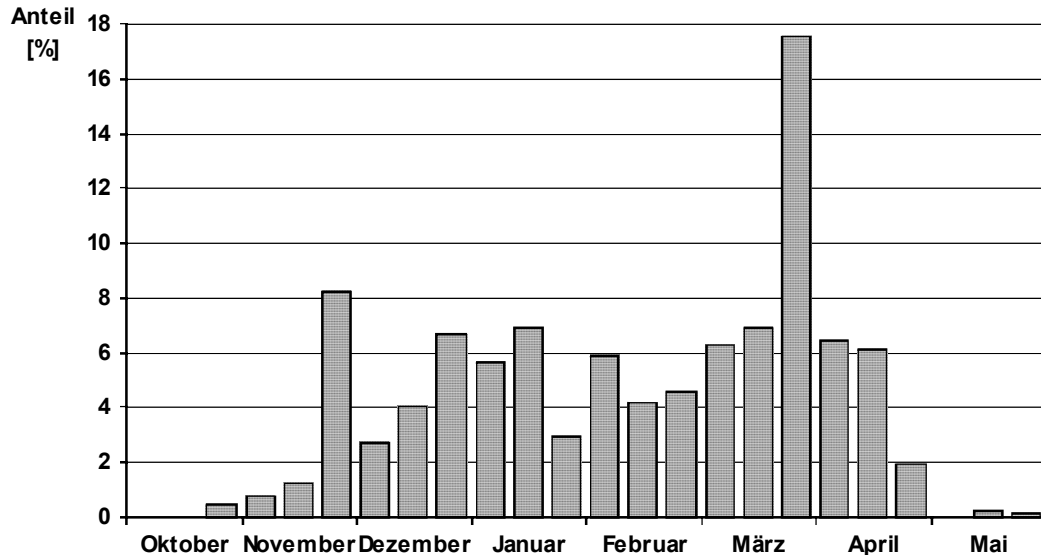


Abbildung 4.2.11.6. Zeitliches Muster der Beifänge von Trauerenten, *Melanitta nigra* (n = 811), in Stellnetzen der Küstenfischerei in der Pommerschen Bucht vor Usedom 1989–2005, Projektion auf Monats-Dekaden einer mittleren Zug- und Überwinterungssaison; Daten nach B. Schirmeister, Ahlbeck *Time pattern of Black Scoters (n = 811) caught in set nets of coastal fisheries in the Pomeranian Bay off the island of Usedom 1989–2005, data projected to decades of an average wintering season; samples by B. Schirmeister, Ahlbeck*

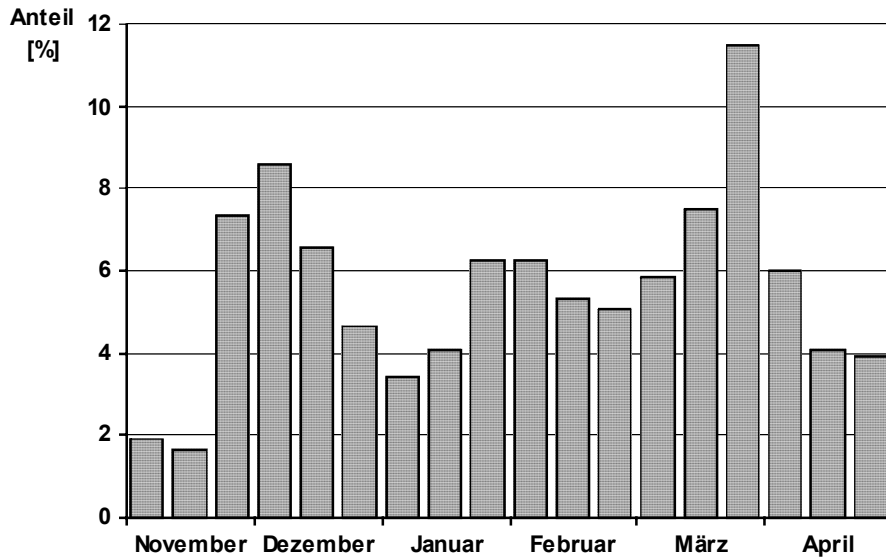


Abbildung 4.2.11.7. Zeitliches Muster der Beifänge von Sterntauchern, *Gavia stellata* ($n = 733$), in Stellnetzen der Küstenfischerei in der Pommerschen Bucht vor Usedom 1989–2005, Projektion auf Monats-Dekaden einer mittleren Zug- und Überwinterungssaison; Daten nach B. Schirmeister, Ahlbeck *Time pattern of Red-throated Divers ($n = 733$) caught in set nets of coastal fisheries in the Pomeranian Bay off the island of Usedom 1989–2005, data projected to decades of an average wintering season; samples by B. Schirmeister, Ahlbeck*

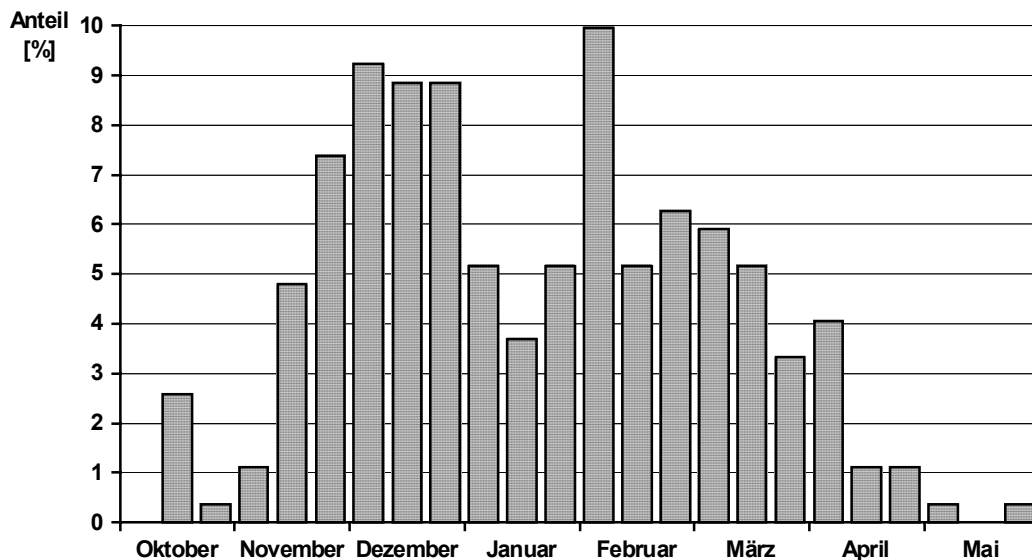


Abbildung 4.2.11.8. Zeitliches Muster der Beifänge von Haubentauchern, *Podiceps cristatus* ($n = 271$), in Stellnetzen der Küstenfischerei in der Pommerschen Bucht vor Usedom 1989–2005, Projektion auf Monats-Dekaden einer mittleren Zug- und Überwinterungssaison; Daten nach B. Schirmeister, Ahlbeck *Time pattern of Great crested Grebes ($n = 271$) caught in set nets of coastal fisheries in the Pomeranian Bay off the island of Usedom 1989–2005, data projected to decades of an average wintering season; samples by B. Schirmeister, Ahlbeck*

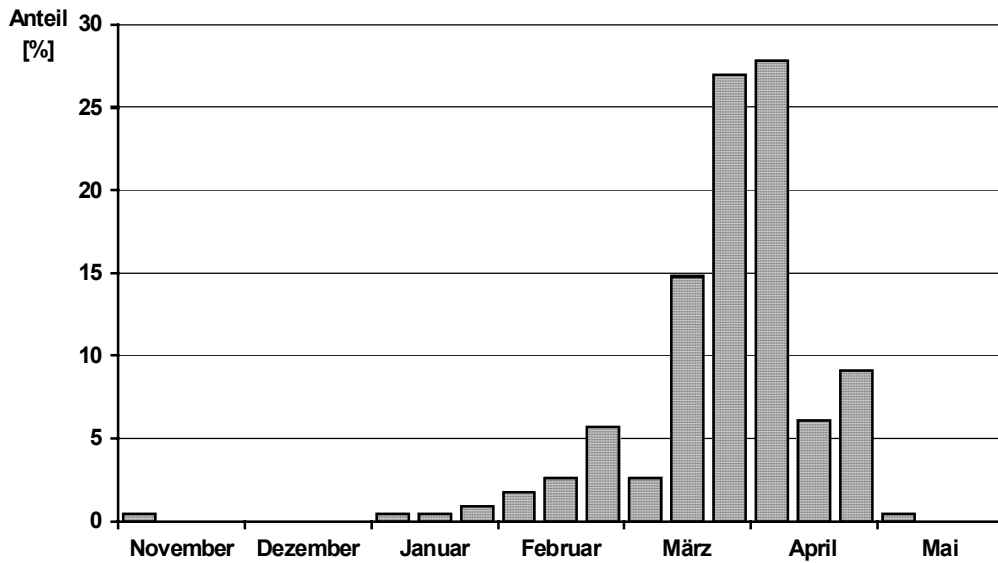


Abbildung 4.2.11.9. Zeitliches Muster der Beifänge von Rothalstauchern, *Podiceps grise-gena* (n = 230), in Stellnetzen der Küstenfischerei in der Pommerschen Bucht vor Usedom 1989–2005, Projektion auf Monats-Dekaden einer mittleren Zug- und Überwinterungssaison; Daten nach B. Schirmeister, Ahlbeck *Time pattern of Red-necked Grebes (n = 230) caught in set nets of coastal fisheries in the Pomeranian Bay off the island of Usedom 1989–2005, data projected to decades of an average wintering season; samples by B. Schirmeister, Ahlbeck*

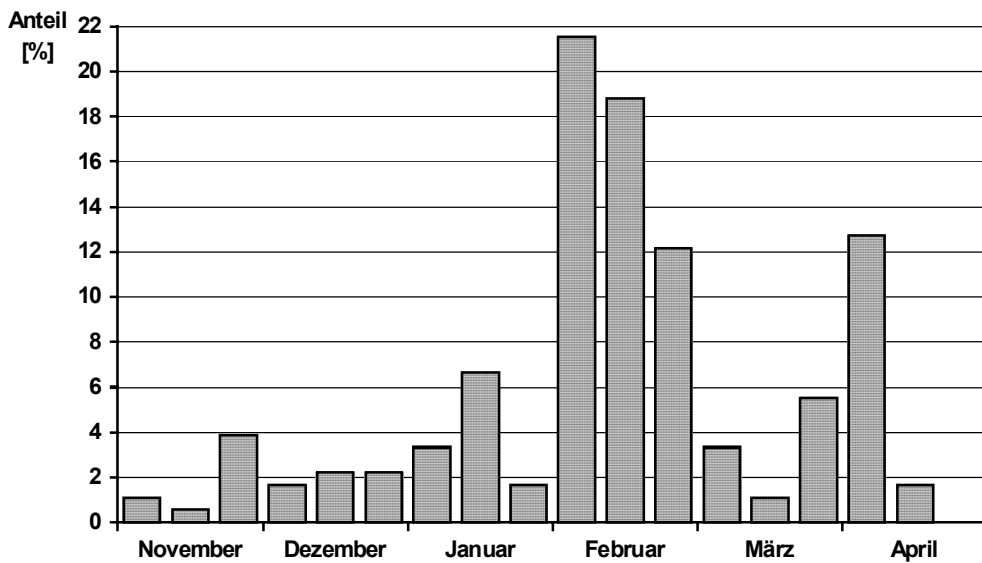


Abbildung 4.2.11.10. Zeitliches Muster der Beifänge von Samtenten, *Melanitta fusca* (n = 181), in Stellnetzen der Küstenfischerei in der Pommerschen Bucht vor Usedom 1989–2005, Projektion auf Monats-Dekaden einer mittleren Zug- und Überwinterungssaison; Daten nach B. Schirmeister, Ahlbeck *Time pattern of Common Scoters (n = 181) caught in set nets of coastal fisheries in the Pomeranian Bay off the island of Usedom 1989–2005, data projected to decades of an average wintering season; samples by B. Schirmeister, Ahlbeck*

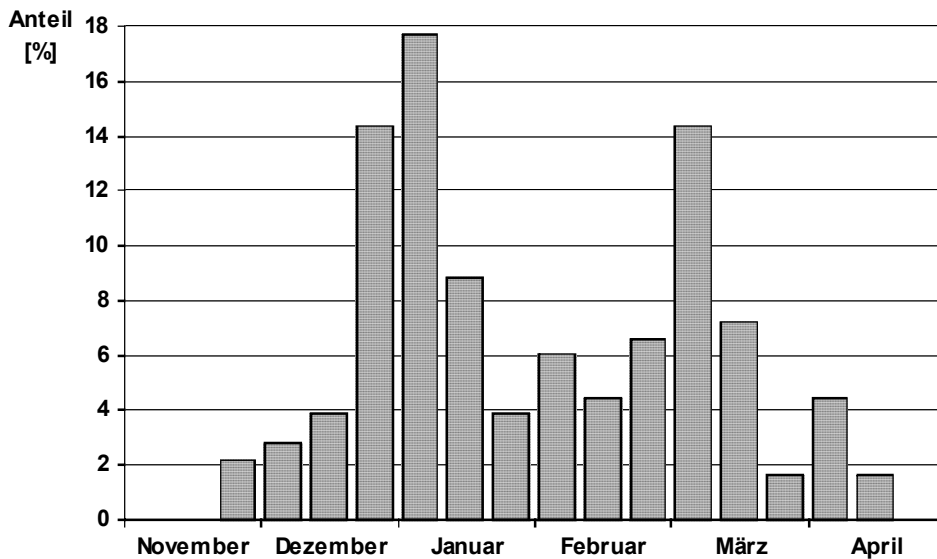


Abbildung 4.2.11.11. Zeitliches Muster der Beifänge von Mittelsägern, *Mergus serrator* ($n = 181$), in Stellnetzen der Küstenfischerei in der Pommerschen Bucht vor Usedom 1989–2005, Projektion auf Monats-Dekaden einer mittleren Zug- und Überwinterungssaison; Daten nach B. Schirmeister, Ahlbeck *Time pattern of Red-breasted Mergansers ($n = 181$) caught in set nets of coastal fisheries in the Pomeranian Bay off the island of Usedom 1989–2005, data projected to decades of an average wintering season; samples by B. Schirmeister, Ahlbeck*

Selbstverständlich kommen als Ursachen für die bei einigen Arten (hier besonders Trauerente und Sterntaucher) nicht oder nur unklar ausgeprägten saisonalen Maxima bzw. Minima sowohl deren regelmäßige Vorkommen im Fanggebiet als auch akzidentielle Vorkommen in Frage, wenn letztere von Jahr zu Jahr zu unterschiedlichen Zeiten auftreten (z.B. witterungsbedingt). Deutlich ausgeprägte Maxima lassen sich vor allem bei der Eisente und beim Rothalstaucher ausmachen, vermutlich auch bei der Samtente. Für eine Interpretation der „Zweigipfligkeit“ beim Mittelsäger ist die Datengrundlage nicht ausreichend.

Abbildung 4.2.11.12 gibt eine Vorstellung von der in verschiedenen Jahren der Untersuchung sehr unterschiedlichen Anzahl von Vögeln, die in Netze geraten. Neben der Anzahl aller erfassten Vögel ($n = 11\,263$) werden die 3 häufigsten Arten Eisente ($n = 8\,341$), Trauerente ($n = 811$) und Sterntaucher ($n = 733$) dargestellt. Derartige Fluktuationen werden vor allem durch den Witterungsverlauf (Eislage in der Pommerschen Bucht und in alternativen Überwinterungsgewässern, Windexposition, jährlich wechselnde Nahrungsangebote), durch die Fischereiintensität (insbesondere von Quoten, Absatz und Wetter beeinflusst) und bis zu einem gewissen Grad durch Veränderung der Populationsgrößen ausgelöst. Darüber hinaus wechselt die Intensität der Beobachtungen, beeinflusst durch das Zeitbudget des Bearbeiters. Schirmeister (2003) selbst gibt für die Jahre ab 1996 einen *leichten* Rückgang der erfassten Fischereibetriebe am Strand der Pommerschen Bucht an.

Ergänzend zu den hier näher betrachteten 7 Arten mit Anteilen über 1 % müssen noch die 3 Vertreter der Klasse 0,5–1 % erwähnt werden: Eiderente, Bergente und Trottellumme. Aus verschiedenen Gründen sind sie im Material vom Usedomer Küstenstreifen weniger vertreten, geraten aber in anderen Abschnitten der südlichen Ostseeküste häufiger in die Netze. Eiderenten finden in der Pommerschen Bucht keine optimalen Habitate, soweit aber anwesend, kommen sie eher vor der östlichen Küste Rügens und an der Boddenrandschwelle vor. Höhere Dichten der Trottellummen sind generell weiter seewärts zu erwarten. Bergenten halten sich dagegen mehr im Greifswalder Bodden und an der Boddenrandschwelle auf.

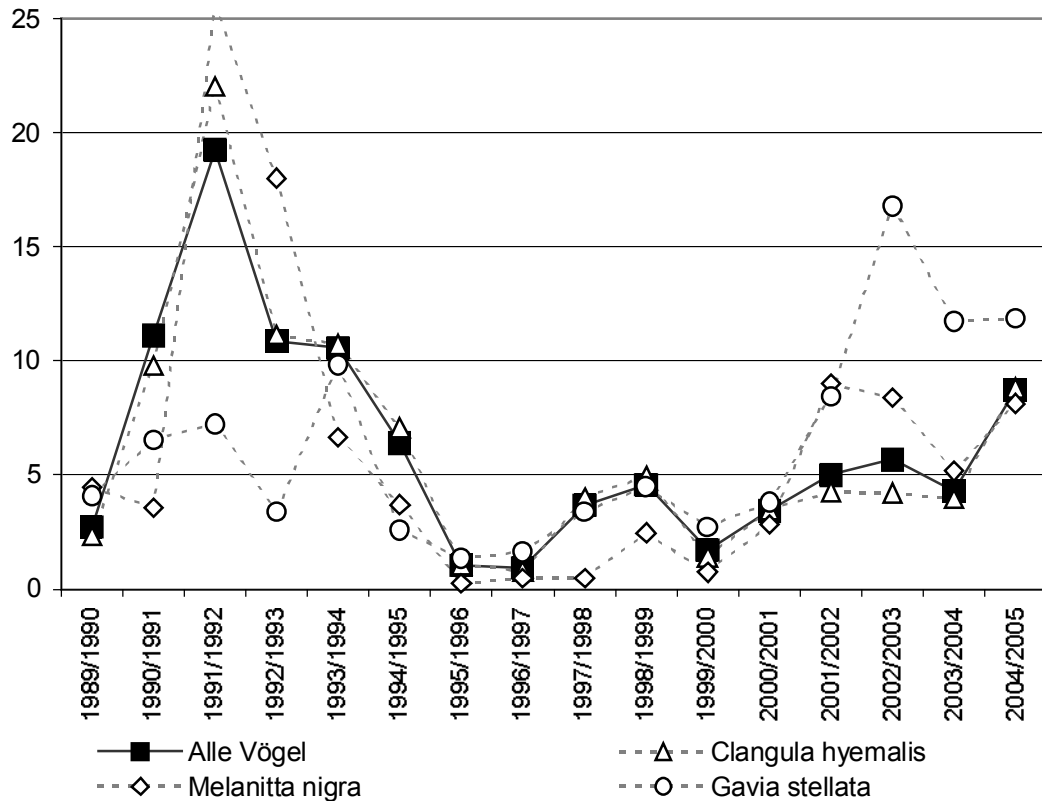


Abbildung 4.2.11.12. Entwicklung der Anzahl der erfassten, in Stellnetzen von Küstenfischern gefangenen Vögel in der Pommerschen Bucht vor Usedom in 16 Zug- und Überwinterungsperioden, Angaben in Prozent der Gesamtzahl gefangener Vögel der jeweiligen Gruppe; nach Daten von B. Schirmeister *Proportional numbers [%] of recorded birds caught over 16 wintering seasons in set nets by coastal fishermen in the Pomeranian Bay off the island of Usedom, numbers given at ordinate axis are percents of total numbers of birds of each group (all birds and the 3 most numerous species); data source B. Schirmeister – note that small numbers in some years might be caused by both, lower number of drowned individuals and lower sampling efforts*

Entwicklungsmöglichkeiten der Daten. Es bestehen Aussichten, dass sich nach weiteren Recherchen, insbesondere zur Intensität der Küstenfischerei und zur Lage der Fangplätze, auch im Nachhinein die Grundlage für eine weitere Auswertung dieser Daten verbessern lässt. Zumindest für die letzten Jahre könnten außerdem aus den Daten der inzwischen erfolgten Erfassungen von See- und Wasservögeln in der Pommerschen Bucht Referenzdaten erzeugt werden, mit deren Hilfe weitere Schlüsse zur Wirkung der Fischerei auf diese Arten möglich wären. Hierzu sind jedoch noch weitere Felduntersuchungen (z.B. Befragungen der Fischer) erforderlich.

4.2.12 Vogelbeifänge im Ostseeraum – eine Übersicht

Bird bycatches in the Baltic Sea region – an overview

Ist eine seriöse Abschätzung der Höhe der Vogelverluste im Ostseeraum durch Beifänge in der Fischerei möglich? Vermutlich ja, solange das Ziel nur darin besteht, eine Vorstellung von der Größenordnung des Problems zu geben. Eine gründliche Untersuchung auf der Basis aktueller Daten könnte das nicht ersetzen, denn es liegen nur wenige verwendbare Untersuchungen zu den Beifängen und – für den gesamten Ostseeraum – nur Schätzungen⁶⁹ der Mittwinterbestände vor. Abgesehen davon, dass beide Datengruppen schon vor mehreren Jahren erhoben wurden und sich inzwischen auch in der Fischerei weitere Veränderungen vollzogen haben, ist es schwierig, die Ostsee-Mittwinterbestände und den wirklich in der Ostsee durchziehenden und damit in einem gewissen Grad betroffenen Anteil der nordwesteuropäischen Populationen dieser Vogelarten abzugleichen. Für wenige Arten, z.B. die Eisente, könnten die Ostsee-Mittwinterbestände als Basis ausreichen, da der Anteil weiter ziehender Vögel ziemlich gering ist und die Tiere sich vor allem in Bereichen aufhalten, die auch fischereilich interessant sind. Für Arten mit einem deutlich größeren Überwinterungsgebiet wäre eine einfache Hochrechnung allerdings Spekulation. Außerdem ist es problematisch, die Beifänge aus den oft ziemlich kleinen Stichproben zu den ermittelten Vogelbeständen eines größeren Gebietes ins Verhältnis zu setzen.

Stempniewicz (1994) hat das für die Danziger Bucht getan, weil für deren mittleren und westlichen, also polnischen Teil sowohl Vogelbestandsschätzungen vorlagen als auch die Anzahl der Stellnetzfisher überschaubar war – schließlich lagen mit seiner eigenen Untersuchung und der von Kieś & Tomek (1990) repräsentative Stichproben vor. Er kam dabei auf eine Zahl, die bei etwa 17 500 jährlich für die Danziger Bucht bzw. bei 13 800 für deren Bereich westlich der Weichselmündung liegt (vgl. Tabelle 4.2.2.3), fast die Hälfte davon Eisenten (Stempniewicz 1994; s. Abschnitt 4.2.2).

Kowalski & Manikowski (1982) sahen die Ergebnisse, die sie für den Winter 1977/1978 im Ostteil der Pommerschen Bucht (Zatoka Pomorska) fanden, als repräsentativ für die polnische Außenküste an. Sie kamen auf fast 50 Vögel pro Strandkilometer ($48,4 \text{ km}^{-1}$) bzw. auf 2,4 in Netzen ertrunkene Vögel pro Kutter und Einsatztag. Bezogen auf die gesamte Außenküste von Swinemünde (Świnoujście) bis Hela (Hel) käme man damit in einem Winter auf annähernd 16 000 Vögel, nur für den polnischen Küstenabschnitt der Pommerschen Bucht (70–75 km) wären es ungefähr 3 500.

Auch die Angaben von Dagys & Žydelis (2002) erlauben Rückschlüsse auf die gesamten Vogelverluste durch Stellnetze vor Litauen. Von den untersuchten Fischereibetriebe wurde im Winter 2001/2002 ca. 2,44 % des gesamten Aufwandes der litauischen Küstenfischerei mit Stellnetzen betrieben. Unter der Annahme, dass die Beifangraten der untersuchten Betriebe repräsentativ waren, kommt man insgesamt auf ungefähr 9 000 Vögel.

Kirchhoff (1982) schätzte die Vogelbeifänge an der Ostseeküste von Schleswig-Holstein nach seinen Untersuchungen in den Wintern 1977/1978 bis 1980/1981 an 6 ausgewählten Fischerplätzen ($n = 2\ 839$) auf ca. 15 800.

Eine entsprechende Rechnung nur für die Pommersche Bucht, aber auch für andere Küstenabschnitte Mecklenburg-Vorpommerns, ist nicht nur wegen der größeren Vogelbestände erheblich schwieriger. Die flacheren und deshalb für ein breiteres Spektrum von See- und Wasservögeln nutzbaren Seegebiete sind größer und erstrecken sich auch noch in weiter Entfernung von der Küste. Nur ein Teil dieser Gewässer ist mit den kleinen Fahrzeugen der eigentlichen

⁶⁹ Die Schätzungen erfolgten allerdings auf der Grundlage umfangreicher Zählungen in zahlreichen Gebieten der Ostsee (s. Durinck et al. 1994).

Küstenfischer erreichbar. Die entfernteren Bereiche werden mit größeren Fahrzeugen befischt, wie sie in Saßnitz oder Warnemünde, aber auch an der Peenemündung liegen, und zwar teils mit Stellnetzen (hohes Beifang-Risiko für Vögel), teils mit Schleppnetzen (geringes Beifang-Risiko für Vögel). Schließlich ist die Pommersche Bucht geteilt, je zu einem Fünftel in polnische und deutsche Territorialgewässer, der übrige Teil in nicht ganz gleiche polnische und deutsche AWZ.

Sollen entsprechende Berechnungen für die Pommersche oder die Mecklenburger Bucht erfolgen, wären Daten zur Fischereiintensität guter Fanggründe außerhalb der Reichweite der kleinen Boote der Küstenfischer erforderlich, insbesondere von der Oderbank und den Seegebieten in und vor der Wismarbuch, aber auch vom Seegebiet westlich des Adlergrundes und vom Plantagenetgrund. Außerdem sollten hinreichend sichere, räumlich differenzierte Referenzdaten (-modelle) zur Vogeldichte zu den Zeiten der Fischereiaktivitäten aufbereitet werden. Mit den Untersuchungsergebnissen der letzten Jahre (Daten von den Wasservogelzählungen des Landes und von verschiedenen Forschungsprojekten) sollten ausreichende Grundlagen dafür vorliegen.

Dennoch gibt es auch eine Hochrechnung für größere Teile der Ostsee, allerdings nach einer ganz anderen Methode ausgeführt: Lunneryd et al. (2004) ermittelten aus ihren Untersuchungen jährlich 18 000 Vögel als Opfer der schwedischen Berufsfischerei.

Es kann hier nicht beurteilt werden, wie nahe die Zahl der Wirklichkeit kommt, doch sie ist der nur für die Stellnetzfisher in der Danziger und in der etwa gleich großen Kieler Bucht ermittelten Zahl sehr ähnlich. Vergleicht man den Fahrzeugbestand in der Danziger Bucht (230 Boote, Stempniewicz 1994) und der Kieler Bucht (590 Boote, davon seinerzeit aber nur 78 motorisierte, Kirchhoff 1982) mit dem der schwedischen Küstenfischerei (1 119 Boote, Fiskeriverket 2001), die ja nur einen Teil dieser Beifänge der Berufsfischerei (zusätzlich mindestens 260 größere Fahrzeuge) erzeugt hat, lässt sich die vermutlich methodisch bedingte Abweichung von einem mindestens doppelt so hohen Erwartungswert trotz der an der südlichen Ostseeküste erheblich höheren Winterbestände kaum noch erklären. Der sehr hohe Anteil der Kormorane steht offenbar teilweise für den Reusenanteil der Fischerei (Lunneryd 2004), obwohl gewiss auch Kormorane in Stellnetzen gefangen wurden⁷⁰, könnte aber auch auf die subjektive Überformung der Daten (Wahrnehmung der Beifänge durch die Fischer) bei der angewendeten Methode (Telefoninterviews) hinweisen.

Das Ergebnis ist aber für weitergehende Rechnungen ohnehin kaum brauchbar. Schwedische Fischer fischen in schwedischen Territorialgewässern und in internationalen Gewässern verschiedener AWZ. Dort fischen natürlich auch Fischer anderer Länder. Außerdem ist der vorzugsweise von der schwedischen Fischerei befischte Teil der Ostsee, obwohl es ein sehr großer Teil ist, nicht repräsentativ für die gesamte Ostsee, denn die zahlen- und artenmäßig bedeutendsten Überwinterungsgebiete liegen in deren südlichen und westlichen Teilen. Hinzu kommt die in Schweden sehr starke Freizeit- und Eigenbedarfsfischerei entlang der Küste, größtenteils in privaten Gewässern – ähnlich wie in Finnland – sie blieb hier unberücksichtigt. Zur Einschätzung der Arten-Verhältnisse der Beifänge in den Überwinterungsgebieten der südlichen Ostseeküste lassen sich die Daten von Kirchhoff (1982), Kowalski & Manikowski (1982); Kieś & Tomek (1990), Stempniewicz (1994) sowie Schirmeister (Daten 1989–2005) verwenden (Tabelle 4.2.12.1). Angaben von Dagys & Žydelis (2002) sind nur eingeschränkt nutzbar, da zwar die Auswertung, aber keine Datenübersicht veröffentlicht wurde. Für die Gegenprobe mit einem gut untersuchten und im Wesentlichen auf die Ostsee beschränkten Bestand erscheinen die schwedischen Trottellummen geeignet (Österblom et al. 2002).

⁷⁰ Die starke norwegische Stellnetzfisherei fing sogar 75 % der beringten und in Fischereigeräten wiedergefundenen Kormorane (n = 277), der Rest ging in Reusen (Follestad & Runde 1995); s. auch Oldén et al. (1988).

Tabelle 4.2.12.1. Anteile der Vogelarten [%] in den Beifängen der Küstenfischerei an der südlichen Ostseeküste und im niederländischen Vergleichsgebiet *Percent numbers of bird species in bycatches of coastal fisheries along the southern Baltic Sea coast and in the Netherlands*

Art Species	IJsselmeer u. Marker- meer	Kieler Bucht	Pommer- sche Bucht Usedom	Pommer- sche Bucht Ostteil	Putziger Wiek (Dan- ziger Bucht)	Danziger Bucht, westl. Teil
	n = 10 097 van Eerden et al. (1999)	n = 2 839 Kirchhoff (1982)	n = 11 263 nach Daten 1989–2005 Schirmeister	n = 581 Kowalski & Manikowski (1982)	n = 860 Kieś & Tomek (1990)	n = 1 254 Stempniewicz (1994)
Seetaucher-Art <i>Gavia spec.</i>	–	–	–	–	2,3	–
Stemtaucher <i>Gavia stellata</i>	0,0	–	6,5	–	–	0,4
Prachtaucher <i>Gavia arctica</i>	–	–	0,4	1,7	–	0,2
Eistaucher <i>Gavia immer</i>	–	–	–	–	–	0,1
Gelbschnabel-Eistaucher <i>Gavia adamsii</i>	–	–	–	–	–	0,1
Ohrentaucher <i>Podiceps auritus</i>	0,0	–	0,1	–	–	0,2
Schwarzhalstaucher <i>Podiceps nigricollis</i>	0,0	–	0,0	–	–	–
Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i>	14,4	–	2,4	–	0,2	2,2
Rothalstaucher <i>Podiceps grisegena</i>	0,2	–	2,0	0,9	1,6	0,4
Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	0,5	–	0,4	–	–	0,1
Höckerschwan <i>Cygnus olor</i>	–	–	0,1	–	–	–
Graugans <i>Anser anser</i>	–	–	0,0	–	–	–
Stockente <i>Anas platyrhynchos</i>	–	–	0,0	–	–	–
Tafelente <i>Aythya ferina</i>	3,4	–	0,1	–	–	–
Bergente <i>Aythya marila</i>	23,0	2,1	0,6	–	0,5	7,7
Reiherente <i>Aythya fuligula</i>	25,2	8,0	0,1	–	–	1,5
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>	0,0	63,8	0,6	1,0	2,7	5,5
Prachteiderente <i>Somateria spectabilis</i>	–	–	–	–	0,1	0,1
Trauerente <i>Melanitta nigra</i>	0,2	17,8	7,2	15,8	0,6	6,2
Samtente <i>Melanitta fusca</i>	0,0	1,3	1,6	26,9	21,9	23
Eisente <i>Clangula hyemalis</i>	0,0	5,1	74,1	53,0	41	48,3
Schellente <i>Bucephala clangula</i>	7,6	0,8	0,2	–	–	0,2
Zwergsäger <i>Mergus albellus</i>	2,2	–	0,0	–	–	0,1
Gänsesäger <i>Mergus merganser</i>	5,4	–	0,1	0,2	–	0,1
Mittelsäger <i>Mergus serrator</i>	16,9	–	1,6	0,2	2	0,6
Blessralle <i>Fulica atra</i>	0,9	1,2	0,1	–	–	1
Möwen-Art <i>Larus spec.</i>	–	–	–	–	0,8	–
Lachmöwe <i>Larus ridibundus</i>	–	–	0,3	–	–	–
Stummöwe <i>Larus canus</i>	–	–	0,0	–	–	–
Weißkopfmöwe <i>Larus (arg.) cachinnans</i>	–	–	0,0	–	–	–
Silbermöwe <i>Larus argentatus</i>	–	–	0,3	–	–	–
Heringsmöwe <i>Larus fuscus</i>	–	–	0,0	–	–	–
Mantelmöwe <i>Larus marinus</i>	–	–	0,1	–	–	–
Trottellumme <i>Uria aalge</i>	–	–	0,5	0,3	20,5	0,8
Tordalk <i>Alca torda</i>	–	–	0,2	–	4,9	0,4
Gryllteiste <i>Cephus grylle</i>	–	–	0,2	–	0,2	0,7
Krabbentaucher <i>Alle alle</i>	–	–	–	–	–	0,1
unbestimmter Vogelrest <i>indet.</i>	–	–	–	–	0,5	–

Für Vergleichsdaten aus der Pommerschen Bucht wurde nicht auf die Tabellen Schirmeisters (2003) zurückgegriffen, da dort die Daten von Außenküste und Hinterland nicht getrennt waren. Der hohe Anteil von Kormoranen bei Schirmeister (2003) wird dadurch reduziert, denn die wenigsten von ihnen kamen in der Pommerschen Bucht in Stellnetzen um, sondern sind Reusenopfer aus den Gewässern des Oderästuars⁷¹ südlich bzw. westlich der Insel Usedom.

In der Tabelle 4.2.12.1 zeichnet sich ein Gradient der Dichte der Überwinterungsbestände verschiedener Arten ab, der aber auch stark durch die örtlichen ökologischen Bedingungen in den untersuchten Gewässern überformt wird. Obwohl es im niederländischen Vergleichsgebiet (van Eerden et al. 1999) auch größere Gewässertiefen gibt, dominieren flachere Bereiche. Eutrophes Süßwasser lässt große Bestände der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) aufwachsen, die den größten Teil der Nahrungs-Biomasse der Tauchentenarten stellen. Außerdem gibt es größere Bestände Fisch fressender Arten, insbesondere von Haubentauchern. Insofern ähneln die Verhältnisse etwas denen im Oder-Ästuar, vor allem im Stettiner Haff.

Die Unterschiede werden in der Neigung der flache Gewässer (2–4 m) bevorzugenden Tauchentenarten deutlich, zur Überwinterung weiter nach Westen auszuweichen (s. auch Kieler Bucht, Kirchhoff 1982), da im Ostseegebiet im Falle des Zufrierens die Ausweichmöglichkeiten beschränkt sind. Dieses Risiko steht für die flache Gewässer (bzw. solche mit geringer Seegangsbelastung) bevorzugenden Fischfresser, in Mecklenburg-Vorpommern besonders die 3 Sägerarten, nicht mit gleicher Konsequenz, da sie bei Vereisung auch tiefere Gewässer nutzen können (s. z.B. Heinicke & Naacke 2002). Dadurch wird auch die Wahrscheinlichkeit bestimmt, im Winter in Stellnetze zu geraten. Tauchenten sind in der Pommerschen Bucht erheblich weniger gefährdet als die auf etwas tieferen Seegewässern überwinternden Meerestenten (Eisente 3–10 m, Samt- und Trauerente 4–16 m)⁷². Allerdings muss in den Boddengewässern mit erhöhten Beifängen von Tauchenten gerechnet werden, die sich im Westteil von Mecklenburg-Vorpommern (v.a. Wismarbucht, vgl. Grimm 1985; Böhme 1993) mehr über den Winter verteilen als im Ostteil, wo hohe Konzentrationen vor allem im Frühjahr auftreten (z.B. Bergente im Greifswalder Bodden: Leipe & Sellin 1983).

Darüber hinaus zeichnet sich im Artenspektrum der Vogel-Beifänge, neben dem oben erwähnten generellen West-Ost-Gradienten, ein Qualitätssprung ab, der die „wirklich“ westliche Ostsee, nämlich die Beltsee einschließlich der Kieler und der Mecklenburger Bucht, von den östlich davon gelegenen Gewässern Arkonasee (einschl. Pommersche Bucht) und zentrale Ostsee unterscheidet. Abgesehen von einem mäßigen Einfluss von Eigenheiten der einzelnen untersuchten Gewässer weisen die Artenspektren von der westlichen Küste der Pommerschen Bucht (Daten 1989–2005, B. Schirmeister) große Ähnlichkeiten mit den in Polen und Litauen gefundenen auf, größere als mit denen aus westlicher gelegenen Gebieten. Dieser Befund ist nicht überraschend, denn er widerspiegelt ja nur die Verteilung der Vögel. Diese wiederum ist das Resultat eines ganzen Geflechts von Ursachen, unter denen Salinität, klimatischer Gradient, morphologische Eigenschaften der Gewässer und Lage zu den Reproduktionsgebieten der Überwintererbestände hervorzuheben sind. Für die Benthos fressenden Arten sollte die Salinität der wichtigste Grund für den o.g. Qualitätssprung im Artenspektrum sein, die starken Einfluss auf das Artenspektrum und die Größe (bei Mollusken auch Schalendicke) benthischer Organismen hat. Das kommt beispielsweise in der Verteilung der nahrungsökologisch recht unterschiedlichen Arten Eiderente und Eisente zum Ausdruck (s. auch Kapitel 5).

⁷¹ Das deckt sich mit den Befunden aus den Niederlanden (van Eerden et al. 1999), wo es auch zahlreiche Kormorane, aber nur einen geringen Anteil in Stellnetzen gibt (s. Tabelle 4.2.12.1).

⁷² Diese Arten können auch noch Gewässer mit größeren Tiefen nutzen, was aber nur bei sehr günstigen Nahrungsangeboten effektiv ist.

Für die Eisente sind die Pommersche Bucht sowie, je nach Verlauf des Winters, einige weitere Gewässer der südlichen Ostsee, die Hauptüberwinterungsgebiete (Durinck et al. 1994). Obwohl es für die Daten Schirmeisters (2003) noch keinen hinreichenden Flächenbezug für eine dichtebezogene Auswertung gibt, scheinen die Befunde von Stempniewicz (1994), nach denen in der Danziger Bucht knapp 20 % (16,7–22,3 %) der Eisenten-Höchstbestände in Stellnetzen umkommen⁷³, auch für die Pommersche Bucht zuzutreffen, zumindest für die mit Stellnetzen befischten Teile mit Tiefen bis etwa 12 m. Bei größeren Wassertiefen, vor allem im Arbeitsbereich der Fischerei mit etwas größeren Kuttern (Übergangsbereich von der Küsten- zur Kleine Hochseefischerei, z.B. Standorte Wismarbucht, Warnemünde, an der Peenemündung oder Saßnitz, letzterer mit Anteil größerer Kutter) sollte der Eisenten-Anteil geringer sein, dafür der Anteil der größeren Meereseisenten (Samt- und Trauerente, nach Westen zunehmend Eiderente) sowie der Fisch fressenden Arten höher. Grimm (1985) fand, dass in der Wismarbucht bis zu 8 % des Bergenten-Höchstbestandes in Stellnetzen umkommen. Das entspräche auch den von Dagys & Žydėlis (2002) geschätzten Größenordnung (5–10 %).

Die Befunde aus der Danziger Bucht (Kieś & Tomek 1990; Stempniewicz 1994) widerspiegeln die weiter östliche Schwerpunktlage der Überwinterungsgebiete der Samtente⁷⁴ und der Alken⁷⁵, was auch bei Dagys & Žydėlis (2002) noch deutlich wird (hier kommt aber noch die Scheckente hinzu).

Ernsthafte Widersprüche zwischen den Darstellungen der Mittwinterdichte der Vögel bei Durinck et al. (1994) und den Beifangergebnissen aus der südlichen Ostsee können nicht ausgemacht werden. Beispielsweise scheint auf den ersten Blick ein solcher Widerspruch im Beifangverhältnis von Samtente und Trauerente zu bestehen (Schirmeister 2003): Durinck et al. (1994) zufolge sollte man für die Pommersche Bucht zumindest ebenso viele Samt- wie Trauerenten erwarten. Es spricht aber einiges dafür, dass sich Trauerenten – in der Brutzeit eine Binnenlandart – häufiger in Landnähe aufhalten (wo die Stellnetze der kleinen Küstenfischerei häufiger sind) als die Samtenten – in der Brutzeit eher eine Küstenart (vgl. Tabelle 4.2.12.1). Die Daten von Kowalski & Manikowski (1982) widerlegen das noch nicht, denn dort waren beide Arten relativ häufig vertreten – und sie stammen aus nur einem Winter.

Entlang der nördlichen Ostseeküste und im Bereich Ålandsee-Estland dürfte der Anteil von Alkenvögeln höher als an der südlichen Ostseeküste sein, denn an diesen teilweise felsigen Küsten gibt es einige Brutplätze dieser Arten. Die größten Verluste treten dort vermutlich im Herbst unter den Jungvögeln auf, wenn bis zur Vereisung der Gewässer Fischerei mit Stellnetzen betrieben wird. Das deutet sich auch in Befunden aus Norwegen an, wo ähnliche Beziehungen zwischen Brutplätzen und Fanggründen bestehen und ein relativ hoher Anteil der Alken bereits im ersten Lebenshalbjahr gefangen wird (Follestad & Strann 1991; Follestad & Runde 1995), teilweise vor Erreichen der vollen Flugfähigkeit (vgl. Olsson et al. 1999).

Ergänzend soll erwähnt werden, dass auch Vogelbeifänge auf Binnengewässern bedeutende Größenordnungen erreichen können. Neben dem Bericht von Kretschmann (1960) und dem „Binnenanteil“ der Daten 1989–2005 von B. Schirmeister (Gothensee, Schmollensee) liegt aber nur ein Hinweis von Oldén et al (1988) vor, die unter Berufung auf G. Andersson mitteil-

⁷³ Die Nutzung lokaler Höchstbestände (z.B. Stempniewicz 1994; van Eerden et al. 1999) für die Beurteilung der Auswirkungen der fischereibedingten Mortalität ist nur ein Behelf, der im Kerngebiet des Überwinterungsraumes einer Art (also für die Pommersche und die Danziger Bucht vor allem die Eisente) noch am besten geeignet ist. Weniger nützlich ist dieser Vergleichswert bei schwer erfassbaren Arten, die in geringer Dichte vorkommen und deren Bestandsgröße deshalb nicht hinreichend sicher geschätzt werden kann sowie bei Arten mit starker Dynamik (Durchzug), z.B. Eiderente bei Stempniewicz (1994) sowie Mittelsäger und Rothalstaucher bei van Eerden et al. (1999).

⁷⁴ Zumindest ist die Schwerpunktlage östlicher als die der Überwinterungsgebiete der Trauerente.

⁷⁵ Zu den Unterschieden der Befunde von Kieś & Tomek (1990) und Stempniewicz (1994) siehe Kap. 4.2.2.

ten, dass vom Roxen (Roxsee, sjön Roxen) in Östergötland beispielsweise eine Angabe über den Fang von ca. 100 Gänsesägern bei nur einer Befischung gemacht wurde.

Ganz sicher hat es Vogelbeifänge in erheblichen Mengen auch früher gegeben. Schirmeister (1993) wies darauf hin, dass es in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts üblich war, solche Tiere auf dem Swinemünder Markt feilzubieten. In mehreren Berichten aus den letzten beiden Jahrzehnten wird aber erwähnt, dass die Vogelbeifänge gegenüber früheren Zeiten zugenommen hätten. Oldén et al. (1988) zufolge berichteten die Fischer in Kattegat von einem geradezu sprunghaften Anstieg dieser Beifänge von den 1970er zu den 1980er Jahren, den die Autoren nur zum geringen Teil auf neueres Netzmaterial (bes. monofile und multimonofile Nylonnetze, welche die früher verwendeten Baumwollgarne ablösten) oder geänderte Fischereitechnik zurückführten; dort sollten es vor allem Veränderungen der Überwinterungsgebiete sein, auf die auch Zugbeobachtungen hindeuteten. Im Allgemeinen kann aber durchaus den Vermutungen gefolgt werden, dass zu den Beifang-Zunahmen sowohl die Intensivierung des Fischereiaufwandes als auch die heute üblichen Netzmaterialien und Maschenweiten (tendenziell größer) beitragen.

Beides, Intensivierung des Fischereiaufwandes wie auch schwer verrottbare Netzmaterialien, haben auch zu einer Zunahme verankerter oder frei treibender Geisternetze geführt, zu deren Bedeutung für Vögel es eine Anzahl von Einzelbeobachtungen gibt, wenn auch für den Ostseeraum keine Untersuchungen vorliegen. Ob bedeutsamer für die eine oder die andere Tiergruppe, im Sinne einer Minderung von Einwirkungen auf die marinen Ökosysteme gibt es ausreichend Anlass, auch die Verluste von Stellnetzen zu vermeiden (Potter & Pawson 1991; Kaiser et al. 1996; Bullimore et al. 2001; Fiskeriverket 2001; Chuenpagdee et al. 2003; Larsson et al. 2003; Morgan & Chuenpagdee 2003; Tschernij & Larsson 2003). Neben betriebsbedingten Verlusten von Stellnetzen können diese auch durch das Befahren der Stellnetzgebiete mit Wasserfahrzeugen entstehen. Als vielleicht extremsten Fall nennen z.B. Larsson et al. (2003) Gebiete in der Ostsee vor Schonen, wo in den Grenzzonen von Stellnetz- und Schleppnetzfisherei regelmäßig Stellnetze von Trawls überfahren und dabei zerrissen werden (s. auch Båge 2001)⁷⁶. Möglicherweise können generelle klare räumliche oder zeitliche Trennungen der Fischereiarten (ggf. mit Pufferzonen ohne Fischerei) eine Lösung sein (z.B. Fiskeriverket 2003 a, 2004 a⁷⁷). Ansonsten wird als mögliches Mittel gegen Geisterfischerei häufiger der Einsatz von in Seewasser verrottbaren Garnen genannt (z.B. Fiskeriverket 1999; Länsstyrelsen Västra Götalands län 2003 b; Larsson et al. 2003; KRAV 2005), was aber in der Praxis problematisch sein könnte, da lange Haltbarkeit des Materials ein wichtiges Verkaufsargument ist. Außerdem geben Kaiser et al. (1996) die höchste Fangeffizienz für die ersten Monate des Netzverlustes an – das Verrotten oder „Aufweichen“ müsste demnach ziemlich schnell erfolgen.

⁷⁶ Andererseits werden durch Grundschleppnetze auch Geisternetze eingefangen: Jennings & Kaiser (1998) nennen z.B. unter Berufung auf Brothers (1992) den „Fang“ von 341 Stellnetzfragmenten bei 286 Schleppnetzzügen auf der Georges Bank (Atlantik vor Neufundland). Das zeigt jedoch eher die Größenordnung des Problems.

⁷⁷ Mit dem Begrenzen der für die Schleppnetzfisherei zugelassenen Zonen bzw. dem Begraden oder Zurückziehen dieser Grenzen sollen zwar in erster Linie die Lebensgemeinschaften des Benthals geschont werden, da sie nicht nur für die marinen Ökosysteme schlechthin, sondern vor allem als Reproduktions- und Aufwuchsgebiete für wirtschaftlich interessante Arten bedeutsam sind, die Maßnahmen können aber auch stärker auf die Trennung von Fischereiarten ausgerichtet werden, zwischen denen Konflikte möglich sind.

4.3 Vogelbeifänge im Ostseeraum – Konsequenzen für regionale Vogelpopulationen

Bird bycatches in the Baltic Sea area – consequences for regional bird populations

Schwierigkeiten einer Einschätzung. Die Beschränktheit von Wertungen nur aus lokaler Sicht wird bei den Untersuchungen an der niederländischen Binnenküste deutlich (van Eerden et al. 1999, Tabelle 4.2.10.4). Die Autoren schätzen zunächst den Anteil der Opfer an den jeweils festgestellten Höchstbeständen des Untersuchungsgebietes, was eine Überschätzung der Auswirkungen ausschließt, sofern die geschätzten Höchstbestände der Realität nahe kommen. Zumindest für die Arten mit größeren Winterbeständen bzw. längeren Aufenthalten in Zugrastquartieren erscheint ein solcher Vergleich brauchbar, nicht aber für Arten, deren Bestände einer starken Dynamik unterliegen.

Eine wirklichkeitsnahe Einschätzung der fischereibedingten Mortalität müsste eher auf der Grundlage der *mittleren* Bestandsgrößen erfolgen (Mittelwerte über die Zug- bzw. Überwinterungssaison bzw. über die Fischereiperiode), z.B. wie bei Dagens & Žydelis (2002), idealerweise sogar anhand eines phänologischen Modells. Daten zu mittleren Beständen sind bisher allerdings nur für wenige Gebiete der Ostsee verfügbar, da ihre Erhebung mit einigem Aufwand verbunden ist. Vor allem das Befahren oder Befliegen der uferferneren Seegebiete findet bestenfalls ein oder zwei mal jährlich statt, in den meisten Gebieten nur im Abstand von mehreren Jahren. Für die südwestlichen Teile der Ostsee jedoch würde die Menge der inzwischen gesammelten Daten eine ausreichende Grundlage für einfache Modelle der zeitlichen Verteilung und Dichte der Vögel bilden, weil durch Untersuchungen im Zusammenhang mit der beabsichtigten Nutzung der Windenergie im Offshore-Bereich umfangreiche Bestandserfassungen zu verschiedenen Jahreszeiten stattgefunden haben. In diesem Zusammenhang wurden derartige Modelle offenbar auch schon erstellt und genutzt.

Schätzung nach Ringwiederfunden. Für die Einschätzung möglicher Auswirkungen müssten weiterhin die Daten gut untersuchter Populationen herangezogen werden. Eine solche (Sub-)Population ist der Ostseebestand der Trottellumme, dessen Sterblichkeit von Olsson et al. (2000) anhand von Ringfundmeldungen untersucht wurde (s. Abb. 4.2.8.5). Die Hälfte aller Ringablesungen geht auf Fänge in Fischereigerät zurück, überwiegend in Stellnetzen (s. Abb. 4.2.8.6)⁷⁸. Von etwa 8 % der so gefangenen und abgelesenen Tiere wurde zwar berichtet, dass sie noch am Leben waren (s. Kap. 4.2.8) und freigelassen wurden, aber ein nicht näher bestimmter Teil von ihnen war verletzt (z.B. durch Attacken von Mäwen), was in den meisten Fällen auch tödlich endet, teils durch die Verletzungen selbst, teils durch Prädatoren, denen die geschwächten Tiere leichter zum Opfer fallen. Damit ist die Fischerei der bedeutendste Mortalitätsfaktor für die baltische Subpopulation, bei der die Überlebensrate adulter Tiere in den letzten Jahrzehnten auch noch einem bisher nicht geklärten Abwärtstrend zu unterliegen scheint (Olsson et al. 2000)⁷⁹. Möglicherweise ist ein Niedergang oder gar Zusammenbruch des Bestandes bisher nur durch den mit einigem Aufwand betriebenen Schutz in der Reproduktionsphase verhindert worden.

⁷⁸ Relativ hohe Anteile von Fischereiopferten wurden auch bei Ringwiederfunden von Alkenvögeln in Norwegen festgestellt (Follestad & Runde 1995): Tordalk 13 %* (n = 76), Trottellumme 62,5 % (n = 152), Papageitaucher 25 % (n = 44), Gryllteiste 49 % (n = 61); „n“ bezieht sich auf Tiere mit auswertbaren Angaben zu den Todesursachen; * = bei erheblich höherem Anteil geschossener Tiere.

⁷⁹ Unter 45 in der Pommerschen Bucht in Netzen gefangenen Trottellummen fand Schirmeister (2003) nur eine beringte und mit 3,8 Individuen pro Winterhalbjahr liegen keine Zahlen vor, die an besondere Hochrechnungen für dieses Gebiet auch nur denken lassen. Die Zahlen könnten in den äußeren Teilen der Pommerschen Bucht, die mit etwas größeren, von Schirmeister (2003) nicht beprobten Fahrzeugen befischt werden, höher liegen.

Es steht die Frage, ob es nicht auch anderen See- und Wasservogelbeständen ähnlich ergeht. Dazu könnte man versuchen herauszufinden, ob die Analyse der Vogelbeifänge die Befunde von Olsson et al. (2000) stützt.

Einen weiteren Ansatz bieten die bei Kirchhoff (1982) unter Berufung auf N. E. Franzmann (in litt.) und Franzmann (1980) erwähnten 521 Wiederfunde auf der Christiansø beringter Eiderenten, von denen 36 (knapp 7 %) als in Netzen ertrunken zurückgemeldet wurden, also deutlich weniger als bei der Trottellumme. Allerdings lässt sich diese Rückmelderate, überwiegend aus Dänemark, nicht auf Entenarten mit anderer Winterverbreitung anwenden. 48 % der wiedergefundenen Vögel wurden nämlich geschossen. In keinem anderen Land der Ostsee bzw. Skandinaviens ist die Wasservogeljagd so ausgeprägt wie in Dänemark⁸⁰ – dadurch werden die Mortalitätsverhältnisse stark verschoben – die von Jägern erbeuteten Tiere mindern rechnerisch den Anteil der in Netzen verfangenen Vögel – und schließlich können geschossene Vögel nicht mehr in Netzen ertrinken. Für eine sich weniger dicht unter Land aufhaltende Art, dazu bei weniger intensiver Wasservogeljagd, könnte der Anteil der fischereibedingten an der gesamten Mortalität also zwischen 10 und 20 % liegen, vielleicht sogar wenig höher⁸¹. Wie sich das in absoluten Zahlen darstellen kann, zeigt das Beispiel der Eis-, Samt-, Trauer- und Bergenten (Stempniewicz 1994) in der Danziger Bucht (Zatoka Gdańska); s. Tab. 4.2.2.3.

Die große Anzahl von Eisenten. Die Eisente ist ein relativ häufiger Brutvogel der Tundren. Der Ostseebestand dieser Art brütet offenbar ganz überwiegend im subarktisch-arktischen europäischen Russland, der skandinavische Brutbestand (Seen der Fjällgebiete, ausnahmsweise Küste; Svensson et al. 1999) ist vergleichsweise klein. Obwohl Eisenten auf der Ostsee nach wie vor zu den häufigen Arten zählen, fanden Bauer & Glutz von Blotzheim (1992) Hinweise, dass die Bestände zumindest in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts erheblich größer gewesen sein müssen⁸². Unklar ist bisher, ob es einen solchen Rückgang gegeben hat, wie stark dieser war und welche Ursachen ggf. dafür in Frage kommen. Nach der von Durinck et al. (1994) herausgegebenen Schätzung muss man für Anfang der 1990er mit einem Ostseebestand von etwa 4,3 Mio. Eisenten⁸³ rechnen. Kämen nicht, wie für die vielleicht stärker mit Stellnetzen befischte Danziger Bucht berechnet (Stempniewicz 1994), an die 20 %, sondern nur 10 bis 12 % der Eisenten⁸⁴ in Netzen um, wäre das jährlich bereits eine halbe Million Tiere. Da sich Eisenten bei der Nahrungssuche grundsätzlich in flachen Gewässern aufhalten, die i.d.R. auch eine erhöhte Attraktivität für Stellnetzfisher haben, sollte die Gefahr einer Überschätzung ziemlich gering sein. Dabei scheint der Bestand der Eisente allerdings noch eine recht stabile Entwicklung aufzuweisen.

Besonders gefährdet: See- und Lappentaucher. Derzeit kann nicht beurteilt werden, ob die Ursache zunehmender absoluter und relativer Beifänge von Seetauchern, insbesondere Stern- tauchern, in stabilen bis positiven Bestandstrends oder eher in einer Verlagerung von Überwinterungsgebieten zu suchen ist.

⁸⁰ Ringfundrückmeldungen 1940 bis 1993 von Eiderenten aus Norwegen (n = 323) wiesen dagegen nur 1 % geschossene, aber 42 % in Fischereigerät ertrunkene Tiere auf (Follestad & Runde 1995).

⁸¹ Dass der Bestand einer unter starkem Druck von Jagd und Fischerei stehenden Art auch zunehmen kann, zeigte bereits Joensen (1973); allerdings sind Eiderenten seit Jahrzehnten an ihren Brutplätzen geschützt. Gegenwärtig ist die Ostseepopulation der Eiderente jedoch von Rückgängen durch eine ungewöhnlich erhöhte Mortalität betroffen, die verschiedene Ursachen hat (Desholm et al. 2002).

⁸² Die Aussage wurde von der beobachteten Intensität des Zuges abgeleitet und durch das bis in die 1980er Jahre noch ziemlich unvollständige Bild der überwinternden Bestände im Ostseeraum gestützt. Auch Rose & Scott (1994) geben den nordwesteuropäischen Winterbestand, der nur etwas größer als der Ostseebestand sein müsste, noch mit 2 Mio. Individuen an.

⁸³ Die sehr hoch erscheinende Zahl bedeutet für die Ostsee 10 Tiere pro Quadratkilometer Wasserfläche oder, bezogen auf die intensiver von Enten besuchten Teile der Ostsee, um 50 Tiere pro Quadratkilometer.

⁸⁴ Anteil am erfassten Höchstbestand, wie dieser sich zum mittleren Bestand verhält, ist nicht geklärt.

Besonderer Aufmerksamkeit bedürfen deshalb vor allem Arten mit negativen oder unsicheren Bestandstrends *und* erhöhtem Risiko, der Stellnetzfisherei zum Opfer zu fallen. Zu den Arten mit erhöhtem Risiko gehören nach den Befunden von Dagens & Žydelis (2002) die Seetaucher und die Lappentaucher. Weniger stark betroffen, aber doch einem überdurchschnittlichen Risiko ausgesetzt, sind die Meerestenten.

Gefährdung in unterschiedlichen Gebieten. Vogelarten, die im Laufe der Zug- und Überwinterungssaison die Rast- und Nahrungsgebiete wechseln, können in verschiedenen Gebieten dem Mortalitätsfaktor Stellnetzfisherei ausgesetzt sein. Bergenten, von denen beispielsweise in der Wismarbucht Grimm (1985) zufolge im Spätherbst und Frühwinter 8 % des örtlichen Bestandsmaximums in Stellnetzen verenden, können im Mittwinter im IJsselmeer einem ähnlichen Risiko ausgesetzt sein: van Eerden et al. (1999) ermittelten, dass 9,4 % des örtlichen Höchstbestandes der Art in Netzen ertranken. Am Ende des Winters und über mehrere Wochen im Frühjahr halten sich diese Tiere weiter östlich auf und bilden z.B. im Greifswalder Bodden große Rastbestände – wo um diese Zeit eine starke Stellnetzfisherei auf Hering läuft. Heringe heften ihren Laich an Wasserpflanzen und verschiedene Hartsubstrate. Im Greifswalder Bodden sind Konflikte deshalb unausweichlich, wenn Heringen auf ihren Laichgründen nachgestellt wird (s. z.B. Leipe 1989 b). Seegras (*Zostera marina*) sowie Braun- und Rotalgen (z.B. *Fucus vesiculosus*, *Furcellaria fastigiata*) sind hier das bevorzugte Laichsubstrat (z.B. Gröhsler 2003). Das Seegras gedeiht vor allem in Wassertiefen (2–4 m)⁸⁵, die Tauchenten für ihre Nahrungssuche bevorzugen. Auch die Habitate der Braun- und Rotalgen sind hier nach unten durch Lichtmangel begrenzt, so dass alle Heringslaichgründe in optimalen Tauchtiefen verschiedener Entenarten liegen.

Die Bestandszahlen der Bergente geben bislang zwar keinen Anlass zur Besorgnis, doch die in den genannten Gebieten zahlreich auftretende und relativ gut zu beobachtende Art steht hier nur als Beispiel. Weil nicht auf so geringe Wassertiefen wie die Tauchenten angewiesen, außerdem nicht in großen Gesellschaften ruhend, fallen beispielsweise Lappentaucher (Rothals-, Hauben-, Schwarzhals- und Ohrentaucher) weniger auf. Diese sind aber in allen Gebieten einem noch größeren Risiko ausgesetzt: Gemessen an den im IJsselmeer und Markermeer festgestellten Höchstbeständen sind die von van Eerden et al. (1999) gefundenen Verluste geradezu exorbitant (s. Tabelle 4.2.10.4), selbst wenn man für die kleineren Arten eine gewisse Unterschätzung der Rastbestände für möglich halten muss. Arten, deren Bestände noch weiteren aktuellen Bedrohungen ausgesetzt sind (z.B. durch die Ausbreitung des Minks), können dadurch erheblich gefährdet werden.

Sind Auswirkungen auf regionale Seevogelpopulationen möglich? Grundsätzlich wurde die Frage, ob der durch die Fischerei hervorgerufene Teil der Mortalität für eine regionale Population (Subpopulation) bedeutsam sein kann, bereits von Olsson et al. (2000)⁸⁶ am Beispiel der Trottellumme mit einem Ja beantwortet (s. Abschnitt 4.2.8). Entsprechende Aussagen sind

⁸⁵ Begrenzende Faktoren nach oben sind wahrscheinlich Seegang, geringerer Schlickgehalt des Sandes und vielleicht auch Konkurrenz durch *Potamogeton*-Arten, nach unten limitiert der Lichtmangel.

⁸⁶ Olsson et al. (2000) stützten sich überwiegend auf die Meldung der Todesumstände bei Ringwiederfinden. Diese liefert für sich allein noch keine zuverlässige Grundlage zur Untersuchung der Mortalitätsursachen. Abgesehen davon, dass gewöhnlich nur ein kleiner Teil der Population beringt und von diesen oft nur ein kleiner Teil wiedergefunden wird, enthalten die Rückmeldungen nur zum Teil Angaben zu den Fundumständen, oft weniger als die Hälfte. Hinzu kommen sprachliche Verständigungsprobleme, wie sie etwa bei den verschiedenen Typen der Fischereigeräte häufig sind. Schließlich haben die unterschiedlichen Todesumstände ganz klar auch eine unterschiedliche Wahrscheinlichkeit für den Fund des Ringes zur Folge: wohl am häufigsten bei Jagd und Fischerei, abnehmend bei Anflug an Lichtquellen bzw. durchsichtige Hindernisse (Fenster u.ä.), Stromschlag an Freileitungen, Anflug an Freileitungen, Funktürme und Fahrzeuge, letztlich wenig wahrscheinlich bei Erbeutung durch einen Prädator oder Tod durch Krankheiten. Zuverlässige Aussagen sind deshalb nur bei hohem Anteil beringter Tiere und vor allem bei gründlich untersuchten Populationen möglich. Das ist hier offenbar der Fall.

allerdings nur möglich, wenn die Dynamik einer regionalen Population und insbesondere die Größe und die Ursachen der Mortalität hinreichend bekannt sind. Davon kann bei den meisten Arten nicht die Rede sein.

Diesem Problem sahen sich auch Dierschke et al. (2003) gegenüber, als sie die Frage diskutierten, ob man populationsbiologisch begründete Schwellenwerte für die Beeinträchtigung von Seevogelpopulationen, wie sie etwa durch die Errichtung von Windenergieanlagen auf See oder andere neue bzw. das bisherige Maß überschreitende Nutzungen entstehen, ermitteln oder definieren könnte. Die Autoren schlugen deshalb für die weitere Diskussion 2 Lösungswege vor, gewissermaßen einen „guten“ und einen „behelfsmäßigen“, wohl wissend, dass für den aus wissenschaftlicher Sicht zu bevorzugenden Ansatz über populationsbiologische Modelle in der Regel Daten – respektive Zeit und Geld – fehlen werden.

Der Vorschlag Dierschkes et al. (2003) für einen Behelf setzt bei einem bewährten Kompromiss an, der bei hinreichender Berücksichtigung des Zustandes der Population, hier insbesondere der Populationsgröße, den politischen und administrativen Ansprüchen an handhabbare Normen entgegenkommt: das Kriterium von 1 % der Größe einer biogeographischen Population⁸⁷. Wenn, so das Argument der Autoren, der Aufenthalt von 1 % der Populationsgröße einer Art in einem Gebiet die Schwelle ist, ab der sich die Vertragsstaaten verpflichtet haben, das Gebiet und seinen Tierbestand als international bedeutsam zu schützen, sollte „... eine Beeinträchtigung spätestens dann als unzulässig zu betrachten ... (sein), wenn 1 % der biogeographischen Population vom Lebensraumverlust betroffen ist“ (Dierschke et al. 2003).

Lebensraumverlust kann für Populationen wildlebender Tiere eine Beeinträchtigung sein, die für deren Fortbestand schwerwiegend und nachhaltig ist, unter Umständen aber auch ausgeglichen werden kann. Das einzuschätzen oder gar zu prognostizieren ist wegen der Wechselwirkung zahlreicher Einflüsse i.d.R. sehr problematisch. Dagegen scheint der Tod einer Anzahl von Individuen – wie durch Fischereigerät – wegen seiner unmittelbaren Wirkung auf den ersten Blick generell unakzeptabel. Dessen Wirkung auf die Populationsentwicklung kann jedoch ebenfalls unterschiedlich sein. Wachsende oder „stabil gepufferte“ Populationen⁸⁸ (z.B. mit sog. Populationsreserve) können auch drastische Verluste – natürliche oder anthropogene – bis zu einem gewissen Grad ungefährdet ertragen. Kleine und vor allem durch andere Umweltfaktoren stark beeinträchtigte Populationen⁸⁹ können aber bereits durch scheinbar marginale Verluste gefährdet werden. Dieser Aspekt wurde von Dierschke et al. (2003) – über die Mortalität – nur im Zusammenhang mit Populationsmodellen diskutiert.

Schließlich ist die Einschätzung der Wirkungen zusätzlicher bzw. neuer Belastungen der Meeresumwelt, um die es Dierschke et al. (2003) ging, nur eingeschränkt mit den hier behandelten Effekten der Fischerei zu vergleichen. Beifang von Vögeln gibt es zumindest seit vielen Jahrzehnten, wenngleich es aus verschiedenen Gründen in einigen Gebieten, vielleicht auch in den meisten, zur Zunahme dieser Beifänge gekommen ist: durch starke Zunahme der Stellnetzfisherei, wie in den Baltischen Staaten (z.B. Dagys & Žydelis 2002), durch Ände-

⁸⁷ Das Kriterium geht auf eine Einigung der Konferenz der Vertragsstaaten des Übereinkommens über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wat- und Wasservögel, von internationaler Bedeutung (Ramsar-Konvention, 1971) zurück, die 1990 in Montreux beschlossen wurde und offenbar einem Vorschlag von Atkinson-Willes (1972) folgt. Der damalige Beschluss enthielt noch weitere Kriterien zur Beurteilung von international bedeutsamen Feuchtgebieten, die eine differenzierte Betrachtung der Situation der an Feuchtgebiete gebundenen Arten verlangen, doch ist das 1-%-Kriterium das populärste, zumal es ohne populationsbiologische Kenntnisse zu verstehen ist.

⁸⁸ Beispiele in Mittel- und Nordeuropa sind der Kormoran und einige Möwenarten.

⁸⁹ Beispiele sind der Ohrentaucher (s. auch Tab. 4.3.1 und 4.3.3) bzw. mehrere Wasservogelarten (Dezimierung durch eingewanderten Mink, z.B. Craik 1997; Nordström et al. 2002), aber auch alle auf Grönland brütenden Watvogelarten (Beeinträchtigung durch Intensivierung oder Auflassung sowie durch Prädatoren-Überschüsse).

rung von Zugrast- und Überwinterungsgebieten (Oldén et al. 1988) oder durch technische Veränderung der Fanggeräte (dünne, oft monofile Garne, größere Maschenweiten).

Insofern bietet die Diskussion von Dierschke et al. (2003) für das in dieser Studie behandelte Thema zwar Denkanstöße, aber keine Lösungsansätze. Wie die Problemlage erkennen lässt, ist die Entwicklung einer neuen Bewertungsgrundlage auch nicht im Handumdrehen möglich.

Im Folgenden werden deshalb die aus den untersuchten Studien ermittelbaren Daten zunächst ins Verhältnis zur Größe von Populationen bzw. regionalen Beständen gesetzt, wobei eine Beschränkung auf die 10 in der Pommerschen Bucht vor Usedom am häufigsten in Stellnetzen gefangenen Arten erfolgte. Zusätzlich wurde der Ohrentaucher (*Podiceps auritus*) als Art mit sehr restriktiver Verbreitung betrachtet.

Tabelle 4.3.1. Vergleich der im Mittel jährlich in der Pommerschen Bucht vor Usedom in Stellnetzen gefangenen 10 häufigsten Vogelarten sowie des Ohrentauchers mit deren nordwest-europäischen und Ostsee-Überwinterer-Beständen *Comparison of numbers of migrating and wintering seabirds and waterfowl caught in set-nets by coastal fishermen in the Pomeranian Bay off the island of Usedom with their northwest European populations and their Baltic sea wintering stocks, 10 most numerous caught species and Slavonian Grebe*

Art Species	mittlere jährl. vor Usedom gefangene Anzahl Individuen*	Referenzbestände			Anteile zu den verschiedenen Referenzbeständen [%]		
		Nordwest-europa**	Überwinterer in der Ostsee***	Ostsee vor Deutschland❖	Nordwest-europa	Überwinterer in der Ostsee	Ostsee vor Deutschland
Eisente <i>Clangula hyemalis</i>	521	4.700.000	4272.400	596.000	0,011	0,012	0,087
Trauerente <i>Melanitta nigra</i>	51	1.300.000	783.310	177.000	0,004	0,007	0,029
Sterntaucher <i>Gavia stellata</i>	46			1.950			2,359
Seetaucher <i>Gavia stellata/arctica</i>	49	110.000	56.665	4.250	0,045	0,086	1,153
Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i>	17	100.000	11.325	9.700	0,017	0,150	0,175
Rothalstaucher <i>Podiceps grisegena</i>	14	15.000	5.510	950	0,093	0,254	1,474
Samtente <i>Melanitta fusca</i>	11	1.000.000	932.690	51.200	0,001	0,001	0,021
Mittelsäger <i>Mergus serrator</i>	11	100.000	44.325	13.500	0,011	0,025	0,081
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>	4	3.000.000	1.048.230	242.000	0,000	0,000	0,002
Bergente <i>Aythya marila</i>	4	310.000	145.700	111.000	0,001	0,003	0,004
Trottellumme <i>Uria aalge</i>	4	8.300.000	45.000	700	0,000	0,009	0,571
Ohrentaucher <i>Podiceps auritus</i>	1	5.000	1.830	580	0,020	0,055	0,172

* Küstenstreifen der Pommerschen Bucht vor Usedom, Daten nach B. Schirmeister 1989–2005.

** Nach Angaben verschiedener Autoren ausgewählt und ggf. nach den neueren Erfassungen korrigiert von Durinck et al. (1994).

*** Errechneter Wert nach Durinck et al. (1994).

❖ Bestandsgrößen deutsche Ostsee (Garthe et al. 2003)

In der Tabelle 4.3.1 werden die in der Pommerschen Bucht vor Usedom in Stellnetzen gefangenen Arten mit den 3 verfügbaren Referenzbeständen verglichen. Da Bewertungsmaßstäbe noch nicht erarbeitet wurden, sind aus jeder Schar von Werten Häufigkeitsklassen gebildet und markiert worden. Um die auf den ersten Blick sehr kleinen Werte richtig zu verstehen, muss auf die geringe Größe des regelmäßig genutzten Fanggebiets hingewiesen werden, in dem die Stichproben gesammelt wurden: Es wird nach den Angaben B. Schirmeisters auf 150–300 km² geschätzt. Der Erfassungsgrad der Vogelbeifänge für dieses Gebiet wird im Mittel auf höchstens 50 % angesetzt, obwohl örtlich (Ahlbeck, Heringsdorf) wahrscheinlich etwa 70–90 % erreicht wurden⁹⁰. Eine Hochrechnung der mit dieser Stichprobe ermittelten Verluste auf die Rast- und Überwinterungsgebiete dieser Arten im Ostseeraum bzw. in der

⁹⁰ Die effektive Größe der beprobten Fläche liegt damit in der Größenordnung von 100 km².

südwestlichen Ostsee ist trotz des umfangreichen Datenmaterials nicht zulässig. Dazu wären Verteilungsmodelle der Arten über eine mittlere Zug- und Überwinterungssaison sowie mehr Information über Art und Intensität der Fischerei im gesamten Bezugsgebiet erforderlich.

Weiteren Aufschluss können Vergleiche zwischen den Anteilen der jährlich in verschiedenen Gebieten gefangenen Vögel am Ostseebestand geben. In 3 Fällen liegen Hochrechnungen für größere Meeresbereiche vor (Tabelle 4.3.2), in den anderen Fällen muss die in den eigentlichen Untersuchungen erfasste Anzahl genügen (Tabelle 4.3.3). Auch hier sind die – gemessen an ihren Ostseebeständen – am stärksten betroffenen Vogelarten hervorgehoben.

Tabelle 4.3.2. Vergleich der für 3 Küstenabschnitte der westlichen bzw. südlichen Ostsee errechneten Vogelbeifänge der Küstenfischerei für die 10 vor Usedom am häufigsten in Stellnetzen gefangenen Arten *Comparison of estimated bird-bycatch and share of Baltic Sea stock in 3 coastal areas of the western and southern Baltic Sea, southeastern Kattegat, Kiel Bay, and Gdańsk Bay, for the 10 most frequent species caught in the Pomeranian Bay off the island of Usedom*

Art <i>Species</i>	Ostseebestand (Durinck et al. 1994)	Südöstl. Kattegat ①		Kieler Bucht ②		Danziger Bucht ③	
		Anzahl jährlich gefangener Individuen	Anteil der Opfer zum Ostsee- bestand [%]	Anzahl jährlich gefangener Individuen	Anteil der Opfer zum Ostsee- bestand [%]	Anzahl jährlich gefangener Individuen	Anteil der Opfer zum Ostsee- bestand [%]
Eisente <i>Clangula hyemalis</i>	4.272.400	k.A.		750	0,018	8.443	0,198
Trauerente <i>Melanitta nigra</i>	783.310	42–84	0,01	2.600	0,332	1.084	0,138
Sterntaucher* <i>Gavia stellata</i>		42–84		k.A.		k.A.	
Seetaucher* <i>Gavia stellata/arctica</i>	56.665	k.A.	> 0,07–0,15	k.A.		k.A.	
Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i>	11.325	k.A.		k.A.		k.A.	
Rothalstaucher <i>Podiceps grisegena</i>	5.510	k.A.		k.A.		k.A.	
Samtente <i>Melanitta fusca</i>	932.690	42–84	0,01	200	0,021	4.020	0,431
Mittelsäger <i>Mergus serrator</i>	44.325	k.A.		k.A.		k.A.	
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>	1.048.230	k.A.		9.400	0,897	961	0,092
Bergente <i>Aythya marila</i>	145.700	k.A.		300	0,206	1.346	0,924
Trottellumme <i>Uria aalge</i>	**85.980	3795–4006	4,41–4,66	k.A.		k.A.	

① Vogel-Beifänge im südöstlichen Kattegat (Übergangsbereich zum Öresund), nach Oldén et al. (1988), aus 6 Untersuchungsjahren.

② Vogel-Beifänge in der Kieler Bucht, Küste vor Schleswig-Holstein, nach Kirchhoff (1982), 4 Untersuchungsjahre.

③ Vogel-Beifänge im westlichen (polnischen) Teil der Danziger Bucht (Zatoka Gdańska), nach Stempniewicz (1994), 8 Untersuchungsjahre.

* Die Seetaucherarten wurden in den meisten Studien nicht unterschieden.

** Die Verluste im Kattegat treffen kaum den in der Ostsee brütenden Teil (ca. 45.000 Indiv.) der in der Ostsee überwinternden Trottellummen (mit Kattegat 86.000 Indiv.), sondern überwiegend Tiere aus der Nordsee.

k.A. keine Angaben, wahrscheinlich kein Nachweis *no data, probably not recorded or only found in small numbers.*

Hinsichtlich ihrer Größe lassen sich die in Tabelle 3.4.2 zusammengestellten Gebiete recht gut vergleichen: Die Gebiete südöstliches Kattegat (Oldén et al. 1988) und polnischer Teil der Danziger Bucht (Stempniewicz 1994) sind mit 1 100–1 300 km² etwa gleich groß, die von Kirchhoff (1982) untersuchten Fischereigebiete vor Schleswig-Holstein erreichen etwa die doppelte Größe⁹¹.

Die Anzahl der beprobten Fischer bzw. Fischereifahrzeuge beeinflusst die Höhe erfasster Vogelverluste in Stellnetzen erheblich, wenn auch nicht ausschließlich. Unterschiede in der Höhe des Anteils in Netzen ertrunkener Vögel an deren Ostseebestand (Tabelle 4.3.3) lassen sich damit teilweise erklären. Soweit aus den Veröffentlichungen rekonstruierbar, war die

⁹¹ Die Größen der Gebiete, auf die sich die Berechnungen der Autoren beziehen, mussten mangels konkreter Angaben nach deren Beschreibung geschätzt werden.

Anzahl beprobter Fahrzeuge bzw. die Kontrollintensität bei den Untersuchungen im Ostteil der Pommerschen Bucht (Zatoka Pomorska; Kowalski & Manikowski 1982) und in der Putziger Wiek (Zatoka Pucka; Kieś & Tomek 1990) geringer, in der Danziger Bucht (Zatoka Gdańska; Stempniewicz 1994) ähnlich hoch und in der Kieler Bucht (Kirchhoff 1982) höher als bei den Untersuchungen vor Usedom 1989–2005 (B. Schirmeister). Da aber die Aufzeichnungen Schirmeisters keine und die vorgenannten Veröffentlichungen nur annähernde Angaben dazu enthalten, sollten rechnerische Anpassungen nicht präziser als eine Synopsis sein.

Um Missverständnisse durch anscheinend kleine Zahlen von Stellnetzopfern – vor allem in der Tabelle 4.3.3 – zu vermeiden, wird hier auf die im Verhältnis zu den Rast- und Überwinterungsgebieten geringe Größe der Untersuchungsgebiete hingewiesen; im Weiteren auf die Darstellungen im Kapitel 4.2. Bedeutsam ist ferner, dass weder in den vor Usedom noch in den in der östlichen Pommerschen Bucht gesammelten Daten Stichproben von der Oderbank (Ławica Odrzańska) enthalten sind, wo für einige Arten erheblich höhere Bestandsdichten festgestellt wurden (z.B. Garthe et al. 2003, 2004; Garthe & Sonntag 2004; s. auch Kap. 5).

Aus den in Tabelle 4.3.3 zusammengestellten Daten lassen sich deshalb mit hinreichender Sicherheit folgende Aussagen ableiten:

- Die Vogelverluste in Stellnetzen von Küstenfischern in der Pommerschen Bucht vor der Insel Usedom sind ähnlich hoch oder höher als die bei anderen Untersuchungen an der südlichen Ostseeküste.
- Das Spektrum der vor Usedom betroffenen Arten ähnelt stark den Verhältnissen bei Untersuchungen entlang der polnischen Ostseeküste. Diese Aussage lässt sich wahrscheinlich auch auf die Untersuchungen an der litauischen Außenküste (Dagys & Žydelis 2002) ausdehnen, die aber wegen unvollständiger Wiedergabe der Daten nicht in die Tabelle 4.3.3 eingestellt wurden.
- Das Spektrum der vor Usedom stark betroffenen Arten unterscheidet sich erheblich von dem in der Kieler Bucht (vgl. auch Bräger & Nehls 1987; Bräger et al. 1995). Diese Aussage lässt sich wahrscheinlich auch auf die Verhältnisse in der Wismarbuch ausdehnen (Grimm 1985; s. auch Böhme 1993).
- Die im südöstlichen Katttegat von Oldén et al. (1988) gefundenen Verhältnisse (s. Tabelle 4.3.2 und Abschnitt 4.2.8) weisen kaum Gemeinsamkeiten mit denen an der südlichen Ostseeküste auf. Die Ursachen sind ökologischer Art (bes. nahrungsökologische und gewässermorphologische Unterschiede), da sich die Fischerei nur wenig unterscheidet.
- Von den Verlusten in Stellnetzen der Küstenfischer in der Pommerschen Bucht vor der Insel Usedom sind Lappentaucher (*Podiceps spec.*) und Seetaucher (*Gavia spec.*) erheblich stärker als andere Arten betroffen. Die Verluste des Mittelsägers und der Eisente verlangen ebenfalls erhöhte Aufmerksamkeit. Diese Befunde werden auch durch die Feststellungen von Dagys & Žydelis (2002) und die umfassenden Untersuchungen in den Niederlanden durch van Eerden et al. (1999) gestützt.

Im Hinblick auf das Spektrum betroffener Arten wird darauf hingewiesen, dass in den an die Pommersche Bucht grenzenden Boddengewässern (Saaler Bodden bis Stettiner Haff/Zalew Szczeciński) andere Vogelarten stärker von der Stellnetz- und Reusenfischerei betroffen sind. Die Notizen B. Schirmeisters deuten auf eine starke Beteiligung des Kormorans hin, vor allem immaturer Tiere im Herbst. Eine Betroffenheit der dort rastenden und überwinternden Säger (Gänsesäger, evtl. auch Zwergsäger) sowie einiger Tauchentenarten (Reiherente, Tafelente, im Greifswalder Bodden vor allem auch Bergente) ist ebenfalls zu erwarten.

Tabelle 4.3.3. Vergleich der im Mittel jährlich in der Pommerschen Bucht vor Usedom 10 häufigsten in Stellnetzen gefangenen Vogelarten sowie des Ohrentauchers mit Beifängen dieser Arten in anderen Untersuchungen an der südlichen Ostseeküste *Comparison of numbers of the 10 most numerous bird species and Slavonian Grebe caught in set-nets by coastal fishermen in the Pomeranian Bay off the island of Usedom with numbers from samples of other bycatch analyses along the southern Baltic Sea coast*

Art Species	Ostseebestand nach Durinck et al.(1994)	Kieler Bucht ①			Pommersche Bucht vor Usedom ②			Pommersche Bucht, Ostfeil (Dziwnów) ③			Putziger Wiek ④			Danziger Bucht ⑤		
		Anzahl jährlich gefangener Individuen	Anzahl der jährlich gefangener Individuen	Anteil der Opfer zum Ostseebestand [%]	Anzahl jährlich gefangener Individuen	Anteil der Opfer zum Ostseebestand [%]	Anteil der Opfer zum Ostseebestand [%]	Anzahl jährlich gefangener Individuen	Anteil der Opfer zum Ostseebestand [%]	Anteil der Opfer zum Ostseebestand [%]	Anzahl jährlich gefangener Individuen	Anteil der Opfer zum Ostseebestand [%]	Anteil der Opfer zum Ostseebestand [%]	Anzahl jährlich gefangener Individuen	Anteil der Opfer zum Ostseebestand [%]	Anteil der Opfer zum Ostseebestand [%]
Eisente <i>Clangula hyemalis</i>	4.272.400	36,0	0,001	521,3	0,012	0,007	308	0,007	117,7	0,003	75,8	0,002				
Trauerente <i>Melanitta nigra</i>	783.310	126,3	0,016	50,7	0,006	0,012	92	0,012	1,7	0,000	9,8	0,001				
Sterntaucher <i>Gavia stellata</i>		-	-	45,8	↓	-	-	-	↓	↓	↓	↓				
Seetaucher* <i>Gavia stellata/arctica/spec.</i>	56.665	-	-	48,8	0,086	0,018	10	0,018	7,3	0,013	1,25	0,002				
Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i>	11.325	-	-	16,9	0,150	-	-	-	0,7	0,006	3,5	0,031				
Rothalstaucher <i>Podiceps grisegena</i>	5.510	-	-	14,4	0,261	0,091	5	0,091	4,7	0,085	0,6	0,011				
Samtente <i>Melanitta fusca</i>	932.690	9,5	0,001	11,3	0,001	0,017	156	0,017	62,7	0,007	36,1	0,004				
Mittelsäger <i>Mergus serrator</i>	44.325	-	-	11,3	0,026	0,002	1	0,002	5,7	0,013	1,0	0,002				
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>	1.048.230	452,5	0,043	4,4	0,000	0,001	6	0,001	7,7	0,001	8,6	0,001				
Bergente <i>Aythya marila</i>	145.700	14,8	0,010	3,9	0,003	-	-	-	1,3	0,001	12,0	0,008				
Trottellumme <i>Uria aalge</i>	85.980	-	-	3,8	0,004	0,002	2	0,002	58,7	0,068	1,3	0,001				
Ohrentaucher <i>Podiceps auritus</i>	1.830	-	-	0,9	0,048	-	-	-	-	-	0,3	0,014				
Mittlere jährlich Anzahl erfasster Individuen		709,8		703,9			581		286,7		156,8					

① Vogel-Beifänge aus der Kieler Bucht, Küste vor Schleswig-Holstein, nach Kirchhoff (1982), 4 Untersuchungsjahre.

② Vogel-Beifänge im Küstenstreifen der Pommerschen Bucht vor Usedom (ohne Oderbank), Daten nach B. Schirmeister 1989–2005, 16 Untersuchungsjahre.

③ Vogel-Beifänge aus dem Ostfeil der Pommerschen Bucht (Zatoka Pomorska) (ohne Oderbank/Lawica Odzajska), nach Kowalski & Manikowski (1982), 1 Untersuchungsjahr.

④ Vogel-Beifänge aus der Putziger Wiek (Zatoka Pucka) im Westen der Danziger Bucht (nicht aus deren flachsten nordwestlichen Teilen), nach Kies & Tomek (1990), 3 Untersuchungsjahre.

⑤ Vogel-Beifänge aus dem Westfeil der Danziger Bucht (Zatoka Gdańska) (ohne Putziger Wiek/Zatoka Pucka), nach Stempniewicz (1994), 8 Untersuchungsjahre.

* Von den 49 im jährlichen Mittel vor Usedom gefangenen Seetauchern waren 46 Sternentaucher (*Gavia stellata*); in den meisten Studien wurden die Seetaucherarten jedoch nicht unterschieden. Art nicht genannt, wahrscheinlich im Fangmaterial nicht vorhanden Species not listed, probably not collected in the sample.

↓ Daten des Sternentauchers (*Gavia stellata*) sind im Wert für Seetaucher (*Gavia spec.*) enthalten Numbers of Red-throated Divers are included in the divers' line.

5 Räumliches und zeitliches Konfliktpotential mit der Küstenfischerei Mecklenburg-Vorpommerns

Spatio-temporal potential for conflicts with the coastal fisheries of Mecklenburg-Western Pomerania

5.1 Datengrundlagen

Data base

Erfassungen durch das IfAÖ. Das IfAÖ hat in den Jahren 2002–2004 in verschiedenen Abschnitten der westlichen Ostsee ganzjährig Schiffs- und Flugzeugzählungen im Rahmen von Genehmigungsverfahren für Offshore-Windenergieanlagen durchgeführt. In allen Fällen wurden das zeitliche und räumliche Auftreten aller regelmäßig vorkommenden Seevogelarten sowie von Fischereiaktivitäten erfasst. Dabei wurden drei Seegebiete untersucht, die wichtige Teile der äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns enthalten (Tabelle 5.1.1; s. auch IfAÖ 2005). Das Untersuchungsgebiet „Westlich Adlergrund“ lag zwar zum größten Teil in der Ausschließlichen Wirtschaftszone und damit außerhalb der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Die hier ermittelten Ergebnisse lassen aber auch wichtige Rückschlüsse auf die Verhältnisse in den angrenzenden Küstengewässern zu.

Tabelle 5.1.1. Seevogelerfassungen durch das IfAÖ *Sea bird counts conducted by IfAÖ*

Seegebiet	Zeit der Erfassung	Untersuchungsfläche Schiff	Untersuchungsfläche Flugzeug
Südliche Lübecker Bucht / Äußere Wismarbucht	November 2003 – April 2004	90 km ²	126 km ²
Plantagenetgrund / Seegebiet vor Darß/Zingst	August 2002 – Juli 2003 (Schiff) bzw. April 2004 (Flug)	592 km ² (max. 704 km ²)	1.092 km ²
Westlich Adlergrund	September 2002 – August 2004	624 km ²	2.016 km ²

5.2 Der Schlüsselfaktor Nahrung

Food availability as a key factor

Die Verteilung rastender Seevögel ist wesentlich vom Nahrungsangebot abhängig. Dieses wird nicht nur durch die Dichte potentieller Nahrungsorganismen, sondern ebenso von ihrer Erreichbarkeit bestimmt. Im Bereich der Ostsee werden Vorkommen und Erreichbarkeit der Nahrung für tauchende Wasservögel vorrangig durch die Wassertiefe bestimmt. Dabei führen die nahrungsökologischen Unterschiede zwischen den Fisch fressenden See- und Lappentauchern sowie Alkenvögeln einerseits und den Benthos fressenden Meerestenten andererseits zu Unterschieden bei der bevorzugten Wassertiefe und damit in der räumlichen Verteilung.

Für Arten, die ihre Nahrung am Meeresboden suchen, gilt generell, dass die Individuendichte auf See mit zunehmender Wassertiefe abnimmt. Diese einfache Grundregel resultiert zunächst aus der Tatsache, dass der energetische Aufwand für den Nahrungserwerb mit zunehmender Tauchtiefe steigt. Bei einer detaillierten Betrachtung fällt jedoch auf, dass die Verfügbarkeit geeigneter Beuteorganismen die strikte Tiefenabhängigkeit überlagert und es dadurch zu regionalen und artspezifischen Besonderheiten kommt. Für die häufigen Wintergäste wird im Folgenden deshalb die Nahrungsbiologie (und die daraus resultierende Verteilung der Rastvorkommen) kurz erläutert.

5.2.1 Tauchenten als Muschelfresser (innere Küstengewässer, küstennahe Flachgründe mit Miesmuschelbänken entlang der Außenküste)

Diving ducks as mussel consumers (inner coastal waters and shallow coastal grounds with blue mussel beds)

Reiherente und Bergente. Bei Stellnetzopfern in der Wismar-Bucht und in der Kieler Bucht machten kleine Miesmuscheln *Mytilus edulis* von 1–15 mm Länge 90 % aller Nahrungsorganismen aus (Kirchhoff 1979; Böhme 1991). Im IJsselmeer, wo Reiher- und Bergenten Dreikantmuscheln fressen, selektierten sie vorrangig Tiere von 10–20 mm Länge (de Leeuw 1999). Die Bevorzugung kleiner Muscheln ergibt sich aus der Möglichkeit, diese in großer Zahl mittels eines im Schnabel erzeugten Irrigationsstromes von der Muschelbank abzusaugen (suction feeding). Größere Muscheln müssen dagegen einzeln erbeutet werden. Die Verdauung großer Muscheln erfordert zudem einen höheren Energieaufwand beim Vorwärmen im Ösophagus und beim Schalenknacken im Muskelmagen. Die Schlundgröße und die Stärke der Magenmuskulatur begrenzen das nutzbare Beutespektrum nach oben. Die Nahrungsaufnahmerate ist beim *suction feeding* erheblich größer als beim Fressen größerer Muscheln (de Leeuw & van Eerden 1992). Dennoch kommen beide Nahrungsaufnahmestrategien zum Einsatz.

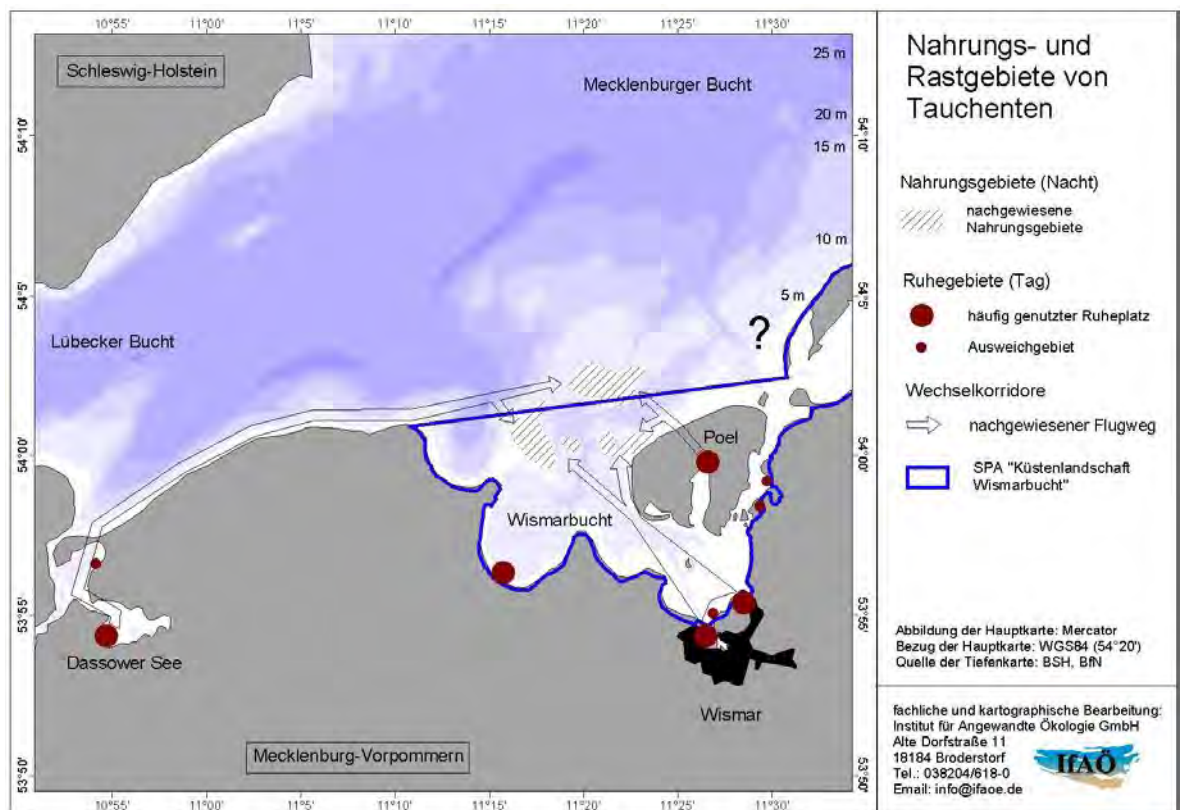


Abbildung 5.2.1.1. Flugbewegungen rastender Tauchenten in der Wismar-Bucht nach Radarerfassungen 2003/2004 (Beobachtungen des IfAÖ) *Daily movements of wintering diving ducks between roosts and feeding grounds in the Wismar Bay observed by radar (IfAÖ)*

Berg- und Reiherenten sind nachtaktiv. Deshalb sind ihre Nahrungsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern kaum bekannt. Konkrete Daten gibt es nur aus der Wismar-Bucht. Dort liegen die Nahrungsgebiete der Bergenten in den äußeren Küstengewässern im Bereich der Flach-

gründe bis etwa 5 m Wassertiefe (Abb. 5.2.1). Reiherenten suchen diese ebenfalls zur Nahrungssuche auf.

Darüber hinaus nutzten Reiherenten vermutlich auch Nahrungsgründe in den inneren Küstengewässern. Darauf weisen Stellnetzopfer im Bereich des östlichen Greifswalder Boddens hin (Leipe 1986).

5.2.2 Tauchenten als Konsumenten von Makrophytensamen, Crustaceen, Insekten, Schnecken und Muscheln (Flachwasserzonen makrophytenreicher innerer Küstengewässer)

Diving ducks as consumers of macrophytal seeds, crustaceans, insects, snails, and mussels (shallow inner coastal waters with rich macrophytal life)

Schellente. Die häufig tagaktiven Schellenten nutzen vorrangig makrophytenreiche Flachwasserzonen in inneren Küstengewässern als Nahrungshabitat (Salzhaff, Greifswalder Bodden, Stettiner Haff). Hier ernähren sie sich von Makrophytensamen (Potamogeton) und Wirbellosen im Phytal (Amphipoden, Isopoden, Schnecken, Muscheln). Die jeweilige Zusammensetzung variiert in Abhängigkeit von den lokalen naturräumlichen Gegebenheiten (Madsen 1954).

Tafelente. Nahrungsgebiete von Tafelenten im Küstenbereich von M-V sind nicht untersucht, da die Art nachtaktiv ist. Tagsüber nutzen sie Schlafplätze in den inneren Küstengewässern. Der Gesamtbestand beträgt 10 000–20 000 Individuen (Nehls & Struwe-Juhl 1998). Aus der Literatur ist bekannt, dass Tafelenten vorzugsweise Oligochaeten, Chironomiden und Makrophyten (z.B. „Fruchtkörper“ von Characeen) fressen (Glutz von Blotzheim 1999). Davon ausgehend ist zu erwarten, dass die Nahrungsgründe von Tafelenten vorrangig im ästuarinen Bereich (z.B. Ribnitzer See, Stettiner Haff) und in Lagunen mit Süßwasserzufluss liegen.

5.2.3 Meerestenten als Muschelfresser (Flachgründe in den äußeren Küstengewässern mit dichtem Vorkommen von kleinen Muscheln bis 20 m Wassertiefe)

Sea ducks as mussel consumers (shallow coastal waters with beds of small mussel up to a depth of 20 m)

Eiderente. Eiderenten sind die größten Meerestenten der Westpaläarktis. Sie haben auf Grund ihrer Körpergröße einen sehr hohen Energiebedarf und müssen, um diesen decken zu können, große Beuteorganismen fressen (Nehls 1995). In der westlichen Ostsee fressen sie im Winter überwiegend Miesmuscheln, Sandklaffmuscheln *Mya arenaria* und Islandmuscheln *Arctica islandica* (Kirchhoff 1979; Meissner & Bräger 1990; Böhme 1991). Alle drei Muschelarten werden vergleichsweise groß. Jeweils 40–80 % aller von Eiderenten in der Kieler und Mecklenburger Bucht gefressenen Miesmuscheln wiesen eine Schalenlänge > 20 mm auf (Kirchhoff 1979; Meissner & Bräger 1990; Böhme 1991). Miesmuscheln mit einer Schalenlänge < 20 mm sind nach Nehls (1995) nur unter bestimmten Voraussetzungen (hoher Fleischgehalt, geringe Schalendicke, geringe Tauchtiefe, hohe Dichte an Beuteorganismen etc.) geeignet, den täglichen Energiebedarf von Eiderenten im Winter zu decken.

Das Größenwachstum ist bei marinen Muschelarten u.a. eine Funktion des Salzgehalts des umgebenden Milieus. Je geringer die Salinität, desto kleiner bleiben die Tiere (z.B. Kube 1996). Östlich der Darßer Schwelle, wo die Salinität am Meeresboden im Bereich der für Eiderenten potentiell geeigneten Miesmuschelvorkommen in 10–15 m Wassertiefe ganzjährig unter 10 psu liegt, erreichen nur noch vergleichsweise wenige Miesmuscheln eine Schalen-

länge > 20 mm (IfAÖ, eigene Untersuchungen). Entsprechend fehlt den Eiderenten hier im Winter eine geeignete Nahrungsgrundlage. Östlich der Darßer Schwelle können sie offenbar nur noch an flachen Steilküsten mit anstehenden Restsedimenten überwintern, da hier die Tauchtiefen zum Abweiden von kleinen Miesmuscheln auf Steinen nur 2–3 m betragen.

Eisente. Eisenten fressen überwiegend Muscheln. Um den Tauchaufwand zum Nahrungserwerb gering zu halten, bevorzugen sie flache Nahrungsgründe bis 15 m Wassertiefe (Abb. 5.2.3.1 und 5.2.3.2). Im Verlaufe der Wintersaison, wenn in den flachsten Bereichen die Nahrungsressourcen ausgebeutet sind, erfolgt die Nahrungssuche in zunehmend tieferen Gebieten. Ähnlich den Tauchenten, können auch Eisenten ihre Nahrung mit verschiedenen Erwerbs-techniken erbeuten. Im Bereich von Miesmuschelbänken fressen sie Muschelbrut und vagile Epifauna mittels *suction feeding*. Auf sandigen Flachgründen werden solitär im Boden lebende Herz- und Sandklaffmuscheln < 15 mm Schalenlänge genutzt (Kube & Skov 1996). Neuere Untersuchungen des IfAÖ am Adlergrund und am Plantagenetgrund haben ergeben, dass Eisenten Miesmuscheln als Nahrung bevorzugen, wenn sie die Wahl haben (Kube et al. 2004). Vermutlich können sie durch *suction feeding* ihren täglichen Energiebedarf schneller decken. Die Dichte rastender Vögel über flachgründigen Miesmuschelbänken ist daher stets an der Kapazitätsgrenze. In Sandbodengebieten ist die Dichte dagegen eine Funktion des Gesamtbestandes. Die Dichte nahrungssuchender Eisenten kann dabei auf Sandboden mitunter die Dichtewerte über Miesmuschelbänken übersteigen.

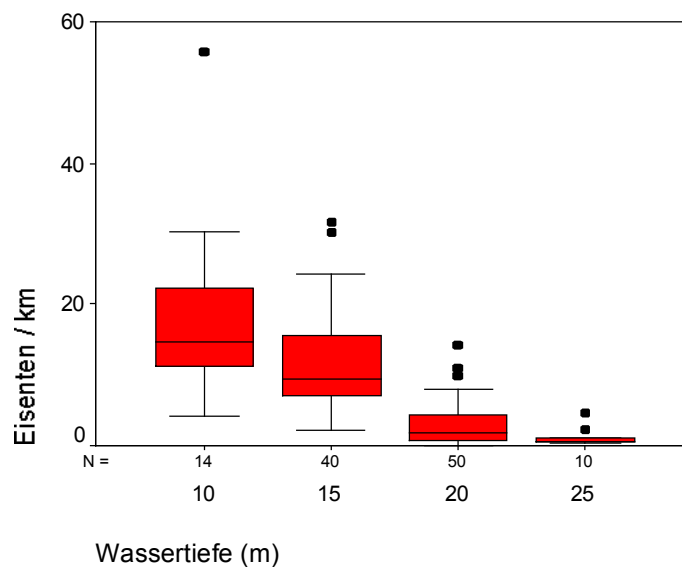


Abb. 5.2.3.1. Tiefenabhängige Verteilung der Eisenten am Plantagenetgrund 2002–2004 (Vögel pro km eines 397,3 m breiten Transseks, 9 Flugzeugzählungen des IfAÖ) *Depth-dependent distribution of Long-tailed Ducks in the Plantagenetgrund area 2002–2004 (number of birds per km of a 1 300 ft transect belt, 9 samples surveyed from aircraft, IfAÖ)*

Gegen Ende der Wintersaison ändert ein Teil der Eisenten sein Nahrungsverhalten und wechselt in den küstennahen Bereich bzw. sogar in den Greifswalder Bodden. Hier nutzen sie von Februar bis Mai den energetisch günstigen Heringslaich als Nahrungsquelle (hoher Energiegehalt, geringer Aufwand bei der Verdauung; Leipe & Sellin 1983). Heringe laichen an Seegrass und Festsedimenten (Leipe & Scabell 1990).

Trauerente. Trauerenten nutzen in der westlichen Ostsee nur einen einzigen Habitattyp zur Rast: sandige Flachgründe < 10 m Wassertiefe (Hannibal und Lieps, Prerowbank, Plantagenetgrund, Oderbank, seltener die Boddenrandschwelle). In diesen Gebieten ernähren sie sich vorrangig von Sandklaffmuscheln und Herzmuscheln *Cerastoderma lamarcki* (Schalenlänge

10–30 mm). Miesmuscheln, die Hauptnahrung aller anderen Meerestentenarten, werden in der westlichen Ostsee kaum gefressen (Kirchhoff 1990; Meißner & Bräger 1990).

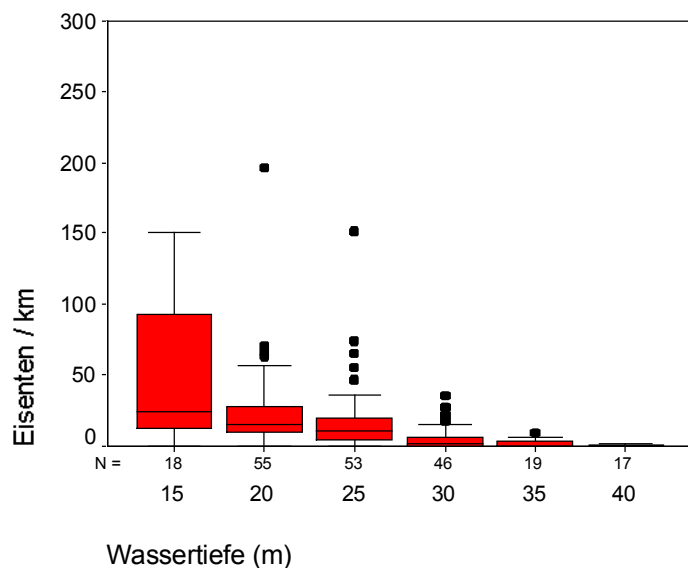


Abb. 5.2.3.2. Tiefenabhängige Verteilung der Eisenten Westlich Adlergrund 2003/2004 (Vögel pro km eines 397,3 m breiten Transsekt, 4 Flugzeugzählungen des IfAÖ) Depth-dependent distribution of Long-tailed Ducks in the Adlergrund area 2003/2004 (number of birds per km of a 1 300 ft transect belt, 4 samples surveyed from aircraft, IfAÖ)

Samtente. Samtenten nutzen in der Westpaläarktis nur drei Überwinterungsgebiete: das nördliche Kattegat, die nördliche Pommersche Bucht und die Rigaer Bucht. Die Ursachen für diese, für einen Entenvogel außergewöhnliche geographische Restriktion sind unbekannt, da die Nahrungsökologie dieser Art in der Ostsee noch nie umfassend untersucht wurde. Bisher liegen lediglich Magenuntersuchungen aus dem nördlichen Kattegat und der Gdańsker Bucht vor (Madsen 1954; Stempniewicz 1986). Im Kattegat fraßen die Tiere verschiedene Muschelarten, vorrangig jedoch Miesmuscheln, die in der nördlichen Pommerschen Bucht und in der Rigaer Bucht fehlen. In der Gdańsker Bucht fraßen die Vögel neben Sandklaff-, Herz- und Baltischen Plattmuscheln *Macoma balthica* auch viel Fisch. Die Art scheint in gewisser Weise ein Nahrungsopportunist zu sein, was die Interpretation der Winterverbreitung erschwert.

In Mecklenburg-Vorpommern gibt es vier Gebiete, in denen im Winter regelmäßig Samtenten vorkommen (IfAÖ eigene Beob., Müller 1994–2004):

Wismar-Bucht (Lieps/Hannibal)	100–200 Individ.
Plantagenetgrund	10–50 Individ.
nördliche Pommersche Bucht (inklusive Südhang Arkonabecken) (deutsche AWZ: 55.000 Individ., polnischer Teil: bis 300.000 Individ.)	1 000–5 000 Individ.
nördliche Boddenrandschwelle (Thiessower Haken/Ruden/Greifswalder Oie)	1 000–5 000 Individ.

5.2.4 Fisch fressende See- und Wasservögel

Fish eating seabirds and waterfowl

Fischfresser sind in ihrer Nahrungssuche nur bedingt an die Wassertiefe gebunden. Für diese Arten ist vielmehr die Verfügbarkeit der Beutefische in hoher Dichte die Voraussetzung für die Wahl des Nahrungshabitats. Artsspezifische Unterschiede resultieren vermutlich aus den

spezifischen Möglichkeiten zum Beuteerwerb. Die Fischarten spielen dagegen oftmals kaum eine Rolle. Die Nahrungswahl erfolgt zumeist opportunistisch. Nahrungsökologische Untersuchungen liegen aus M-V bislang nur für den Kormoran vor. Daher ist es für die meisten Arten kaum möglich, konkrete Nahrungsgebiete zu benennen.

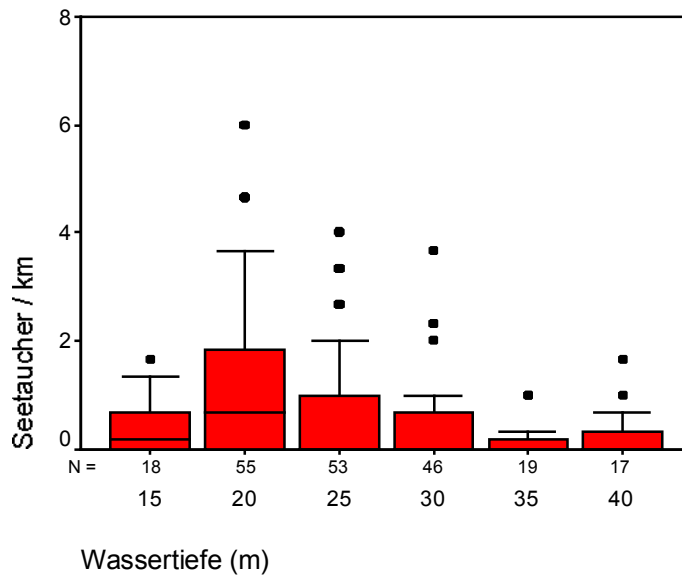


Abbildung 5.2.4.1. Tiefenabhängige Verteilung der Seetaucher Westlich Adlergrund 2003/2004 (4 Flugzeugzählungen des IfAÖ) *Depth-dependent distribution of divers in the Adlergrund area 2003/2004 (4 samples surveyed from aircraft, IfAÖ)*

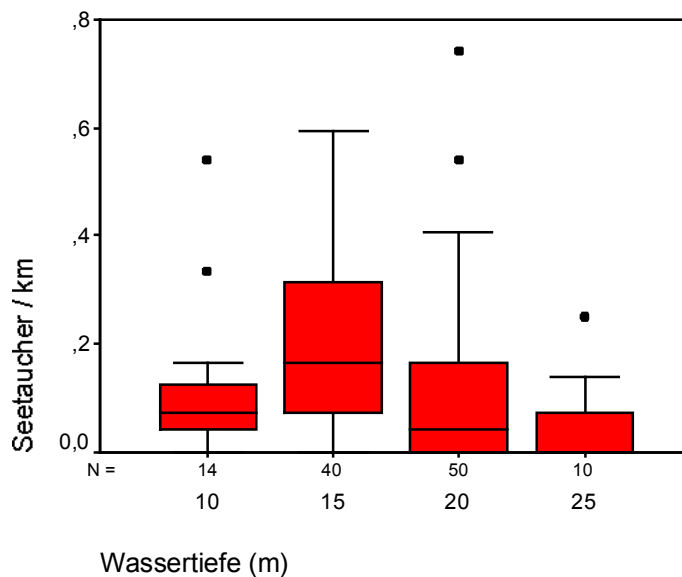


Abbildung 5.2.4.2. Tiefenabhängige Verteilung der Seetaucher am Plantagenetgrund 2002-2004 (9 Flugzeugzählungen des IfAÖ) *Depth-dependent distribution of divers in the Plantagenetgrund area 2002-2004 (9 samples surveyed from aircraft, IfAÖ)*

Seetaucher. Prachtaucher überwintern vor allem im Seegebiet um Rügen (500–1 500 Ind.). Ihre Verteilung bei Tag wird partiell durch den Schiffsverkehr beeinflusst, so dass man aus den beobachteten Dichten nicht zwingend Rückschlüsse auf das Nahrungshabitat ziehen kann. Witterungsbedingt können die Aufenthaltsgebiete von Tag zu Tag räumlich stark variieren.

Die Nahrungswahl der Prachtttaucher in der Arkonasee ist nicht untersucht. Die Analyse der tiefenabhängigen Verteilung (Abb. 5.2.4.1) lässt darauf schließen, dass Prachtttaucher vorzugsweise im Bereich von Hanglagen fischen. Da hier auch die Fischereiaktivität vielfach besonders hoch ist, kann man eine opportunistische Wahl der Beute in Bereichen aktuell hoher Fischdichte (bezogen auf fressbare Größen) vermuten.

Sterneltaucher überwintern in M-V nur in geringer Zahl (< 500 Ind.). Sie rasten während des Heimzuges von Februar bis April im Bereich der küstennahen Flachgründe (Plantagenetgrund, Abb. 5.2.4.2; westliche Pommersche Bucht). Aufgrund der saisonalen und räumlichen Deckung des Vorkommens mit dem Laichgeschehen des rügenschen Frühjahrsherings ist ein entsprechender Zusammenhang zu vermuten (aber nicht belegt). Auch für diese Art könnten Hanglagen bei der Nahrungssuche von Bedeutung sein.

Lappentaucher. Lappentaucher nutzen vorzugsweise flache Miesmuschelbänke und Seegraswiesen im Bereich der äußeren Küstengewässer. Nahrungswahl und Habitatwahl sind nicht untersucht.

Kormoran. Kormorane betreiben nur einen geringen Zeitaufwand für die tägliche Nahrungssuche. Ein Altvogel kann seinen Tagesbedarf von durchschnittlich etwa 250 Gramm Fisch innerhalb von nur zwei Stunden täglicher Jagdzeit decken. Zur Brutzeit steigt der Nahrungsbedarf am Ende der Jungenaufzuchtperiode auf maximal 600 Gramm Fisch pro Tag an (Grémillet et al. 1995). Der geringe tägliche Aufwand für die Nahrungssuche resultiert aus dem Opportunismus bei der Wahl der Beutefische. Kormorane fressen vermutlich stets die Fische, die in ihrem jeweiligen Aufenthaltsgebiet am häufigsten im Angebot sind, bzw. am einfachsten zu erbeuten sind. Für die vorpommerschen Kormorane konnten bislang 15 Fischarten als Beute nachgewiesen werden. Dabei muss man allerdings anmerken, dass die Nahrungsökologie in diesem Gebiet bis zum heutigen Tage noch nie umfassend analysiert wurde. Es existieren vier Studien (Berger 1970; Preuß 2002; Ubl 2004; Strunk 2005). Die Angaben der vier Studien erlauben unter Berücksichtigung der Fischbiologie zumindest folgende allgemeingültigen Aussagen: In den vorpommerschen Boddengewässern fressen Kormorane am Beginn der Brutzeit (März/April) überwiegend Heringe. Stichling, Barsch und Plötz, die drei häufigsten Fischarten in den Bodden, sind ebenfalls relevant, jedoch erlangen sie erst nach Ende der Laichzeit des Rügenschens Frühjahrsherings im Mai/Juni die Hauptbedeutung. Andere Fischarten sind dagegen nahezu bedeutungslos und werden nur unter bestimmten Voraussetzungen in größeren Mengen erbeutet.

Kormorane jagen in fast allen Küstengewässern in M-V. Bevorzugt werden jedoch flache Gewässer mit hoher Fischdichte (hohe Trophie) bei ausreichender Sichttiefe (Libben, südwestliche Pommersche Bucht). Gejagt wird einzeln oder in großen Verbänden mit mehreren Tausend Individuen.

Alken. Die häufigste Alkenart in Mecklenburg-Vorpommern ist der Tordalk. Das Vorkommen von Tordalken beschränkt sich in der westlichen Ostsee weitgehend auf die Arkonasee (Klein et al. 2004). Die höchsten Dichten wurden im Bereich der Hanglagen des Arkonabeckens registriert. In der Mecklenburger Bucht sind Tordalken selten (vgl. Bräger 1995; IfAÖ eigene Beob.).

Das Vorkommen von Trottellummen beschränkt sich in der westlichen Ostsee weitgehend auf das Bornholmbecken, die Adlergrundrinne und das Arkonabecken. Innerhalb der Hoheitsgewässer von Mecklenburg-Vorpommern halten sich nur sehr wenige Trottellummen auf.

Beide Alkenarten ernähren sich in der Ostsee nahezu ausschließlich von Sprotten (Lyngs & Durinck 1998). Diese pelagische Fischart ist im Winterhalbjahr in den tieferen Ostseebecken im Bereich der Hanglagen besonders zahlreich anzutreffen.

Im Gegensatz zu den anderen Alkenarten ist das Vorkommen von Gryllteisten in der südlichen Ostsee auf die Flachgründe beschränkt. Das westlichste Überwinterungsgebiet ist der Adlergrund (Durinck et al. 1994; Bräger 1995; Garthe et al. 2003). Innerhalb der Hoheitsgewässer von Mecklenburg-Vorpommern sind Gryllteisten selten. Gryllteisten ernähren sich im Winterquartier vermutlich von benthischen Wirbellosen (insbesondere epibenthische Crustaceen, Glutz von Blotzheim & Bauer 1999).

5.3 Fischereiliche Nutzung und Zugphänologie der Vögel

Temporal overlaps between fishery and bird migration

Sowohl die Fischerei als auch das Auftreten der potenziell betroffenen Vogelarten zeigen deutliche saisonale Unterschiede. Nur wenn beide zeitlich und räumlich zusammentreffen, ist eine Gefährdung von Vogelbeständen möglich. Daher soll an dieser Stelle für mehrere Teilgebiete der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns das saisonale Auftreten von Rastvogelansammlungen mit den bevorzugten Zeiten der Fischerei insbesondere mit Stellnetzen und Langleinen verglichen werden.

5.3.1 Jahreszeitliche Verteilung der Fischereiaktivität

Seasonal pattern of fisheries activities

Der Umfang fischereilicher Aktivitäten wird wesentlich vom Auftreten der Fische (z.B. Laichzeit des Herings *Clupea harengus* im Frühjahr) als auch von zeitlichen und mengenmäßigen Fangbeschränkungen bestimmt.

Die jahreszeitliche Verteilung des Fangaufwandes der deutschen Fischerei kann nach Fanggeräten aufgeschlüsselt den amtlichen Fischereistatistiken der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) entnommen werden. Sie beruhen auf Logbuchscheinen und Fangmeldungen der deutschen Fischereiflotte, die Fangaktivitäten der Fischer aus anderen Ländern sind darin nicht enthalten. Eine ungefähre räumliche Zuordnung ist anhand der ICES-rectangles möglich. In Abb. 5.3.1.1–Abb. 5.3.1.4 wird der monatliche Fangaufwand der Stellnetzfisherei für die Gewässer rund um Rügen (ICES-Gebiet 24) nach Daten der BLE beispielhaft für das Jahr 2002 dargestellt. Es zeigt sich ein gebietsweise differenzierter Schwerpunkt der Stellnetzfisherei im Winterhalbjahr (Oktober–April, z.T. auch Mai). Die Verteilung der Fischereiaktivitäten wird dabei auch von z. T. jahrweise wechselnden Fangbeschränkungen beeinflusst, z. B. vom Dorschfangverbot im Zeitraum 15.4.–31.5.2003.

In Abbildung 5.3.1.5 bis 5.3.1.7 wird der jahreszeitliche Fischereiaufwand mit Langleinen und Dreiwand-/Trammelnetzen im Jahr 2002 dargestellt. Diese Fanggeräte werden deutlich seltener bzw. mit geringerem Zeitaufwand als Stellnetze und überwiegend im Frühjahr und Sommer eingesetzt. Nur Dreiwandnetze werden südlich Rügens (ICES-rectangle 37G3) bis in den Oktober in nennenswertem Umfang verwendet.

Weitere Daten zur relativen Häufigkeit von Fischereiaktivitäten im Jahresverlauf konnten im Zuge der Seevogelerfassungen durch das IfAÖ in zwei Seegebieten ermittelt werden, wobei zwischen der Sichtung von Markierungsstangen für Stellnetze und Langleinen („Fischereigerät“) und Fischkuttern unterschieden wurde. Auch danach findet die Stellnetzfisherei in den äußeren Küstengewässern sowohl westlich als auch östlich Rügens vorrangig von September bis Mai statt, mit einem Maximum von Februar bis April (Abb. 5.3.1.8 bis 5.3.1.10). Sichtungen von Fischkuttern zu anderen Zeiten betreffen teils Schleppnetzfisherei und teils Hochseeangelfahrten.

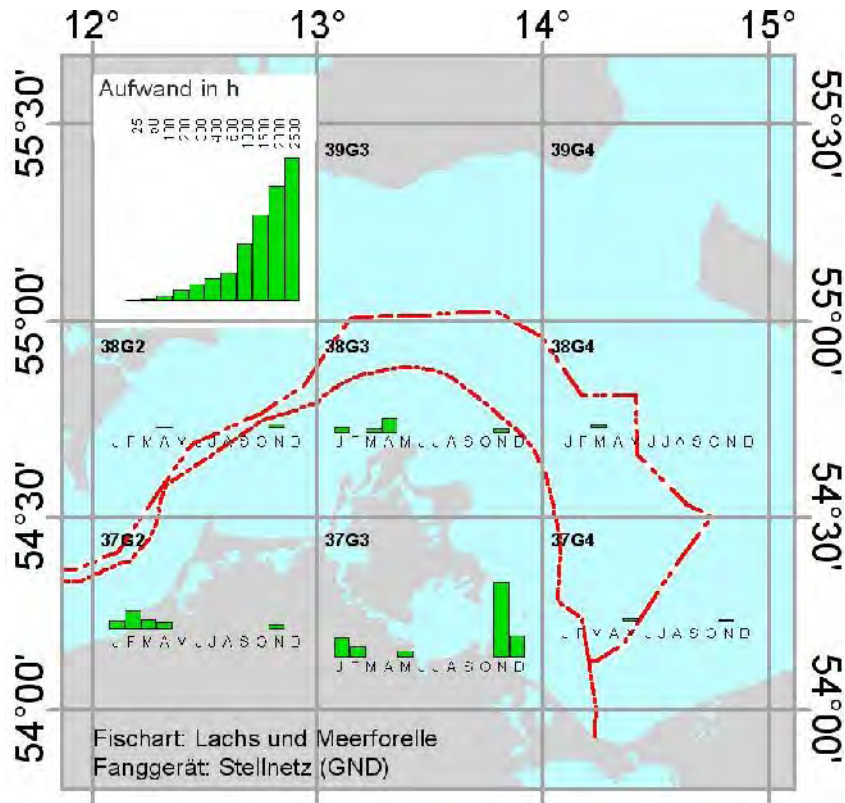


Abbildung 5.3.1.1. Jahreszeitliche Verteilung der Stellnetzfisherei auf Lachs und Meerforelle im ICES-Gebiet 24 (IfAÖ in: Döring et al. 2005) *Monthly amount of gill-net fishing for salmonids in ICES area 24*

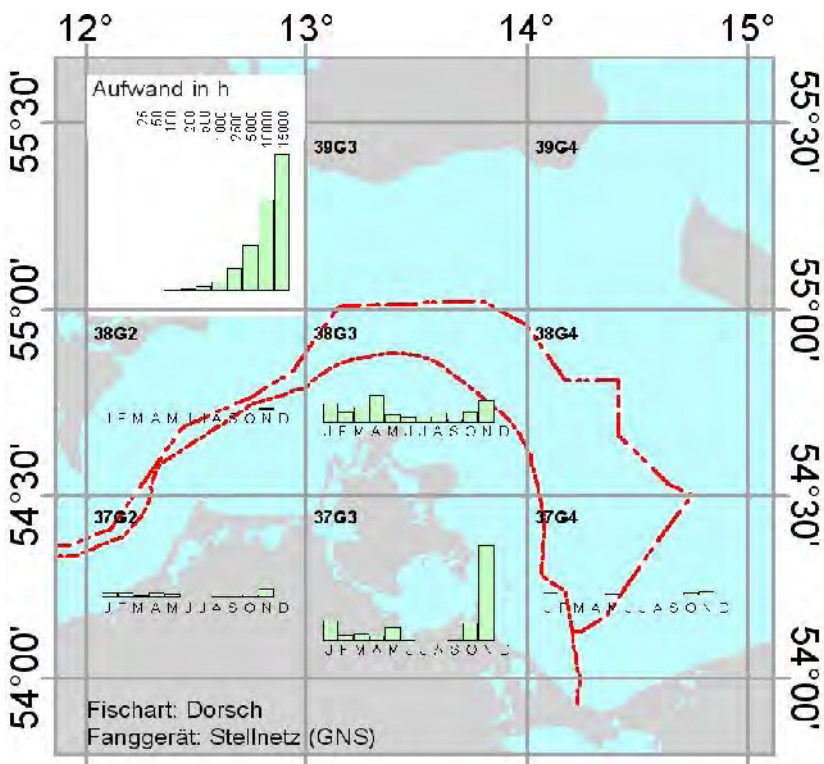


Abbildung 5.3.1.2. Jahreszeitliche Verteilung der Stellnetzfisherei auf Dorsch im ICES-Gebiet 24 (IfAÖ in: Döring et al. 2005) *Monthly amount of gill-net fishing for Cod in ICES area 24*

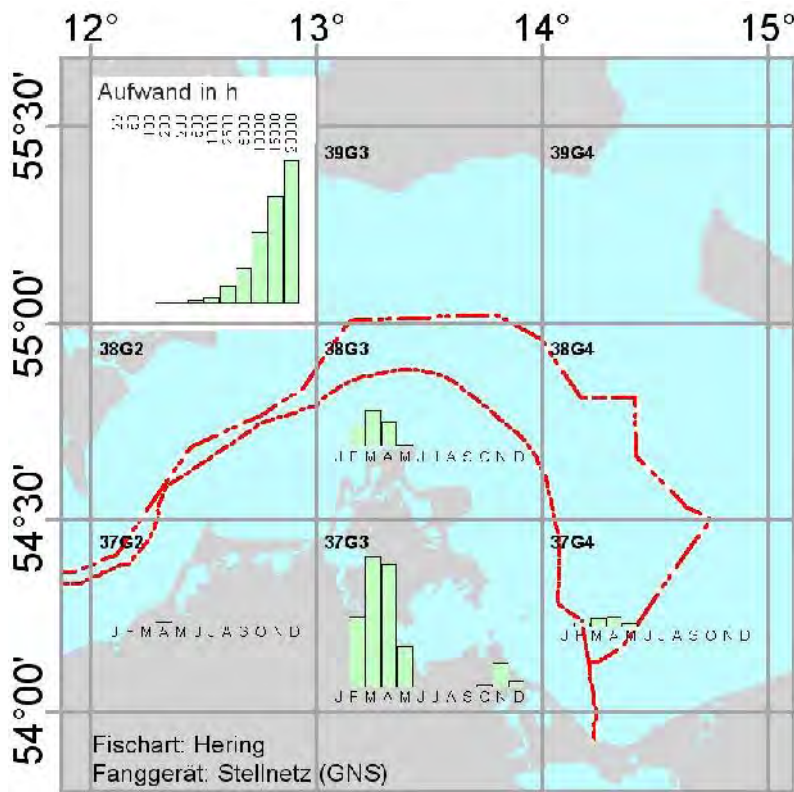


Abbildung 5.3.1.3. Jahreszeitliche Verteilung der Stellnetzfisherei auf Hering im ICES-Gebiet 24 (IfaÖ in: Döring et al. 2005) *Monthly amount of gill-net fishing for Herring in ICES area 24*

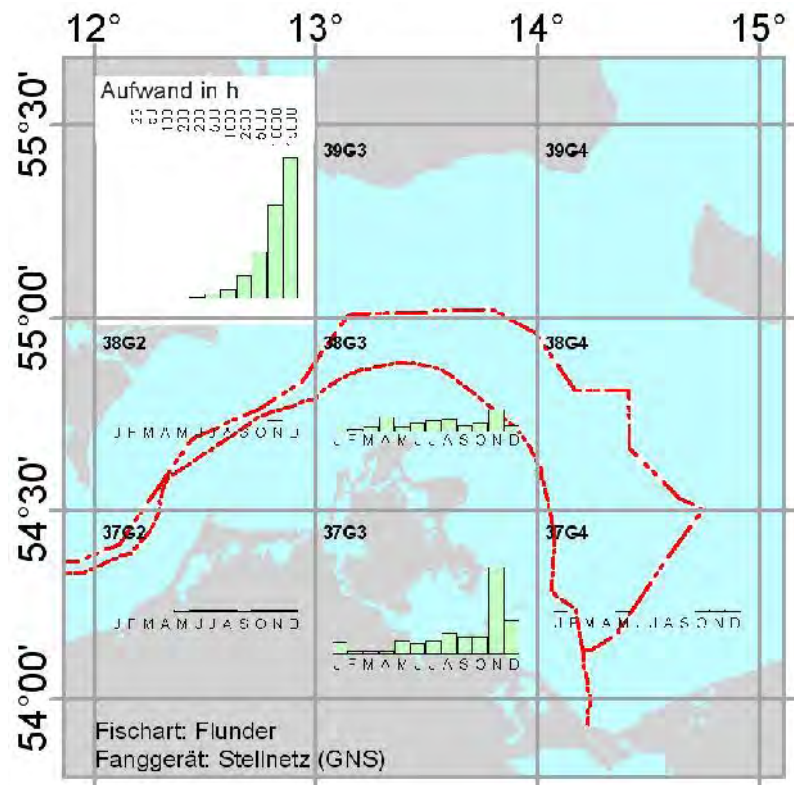


Abbildung 5.3.1.4. Jahreszeitliche Verteilung der Stellnetzfisherei auf Flundern im ICES-Gebiet 24 (IfaÖ in: Döring et al. 2005) *Monthly amount of gill-net fishing for Flounder in ICES area 24*

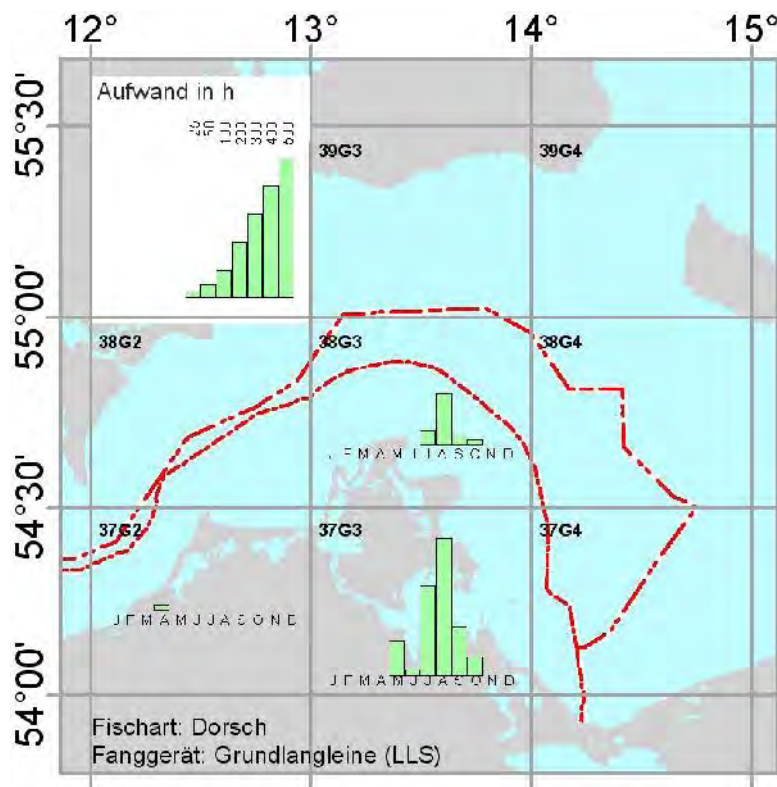


Abbildung 5.3.1.5. Jahreszeitliche Verteilung der Langleinenfischerei auf Dorsch im ICES-Gebiet 24 (IfAÖ in: Döring et al. 2005) *Monthly amount of longline fishing for Cod in ICES area 24*

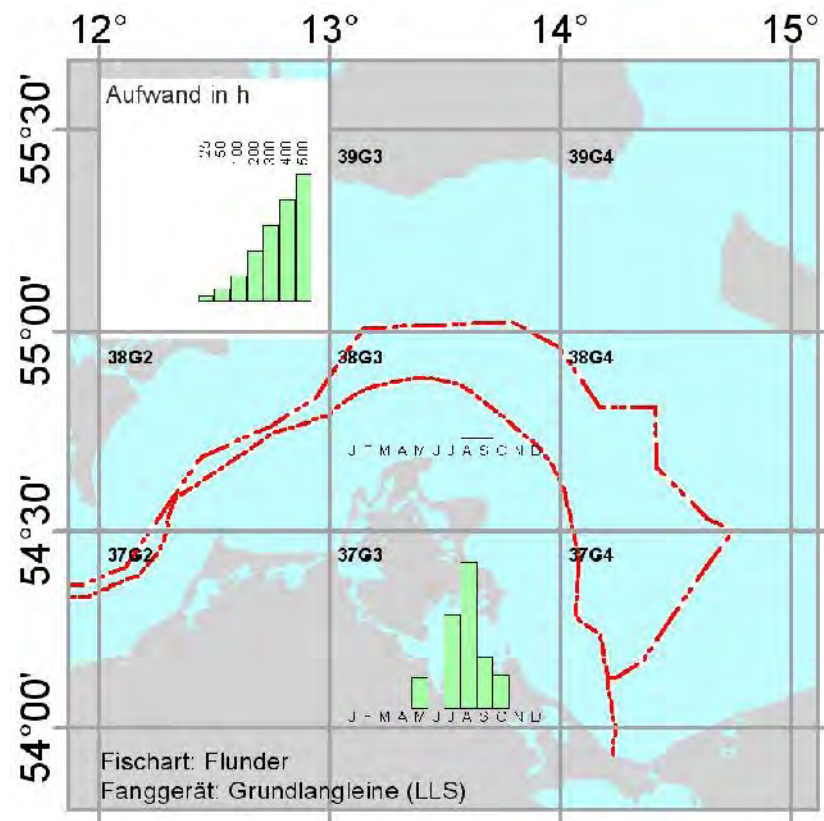


Abbildung 5.3.1.6. Jahreszeitliche Verteilung der Langleinenfischerei auf Flundern im ICES-Gebiet 24 (IfAÖ in: Döring et al. 2005) *Monthly amount of longline fishing for Flounder in ICES area 24*

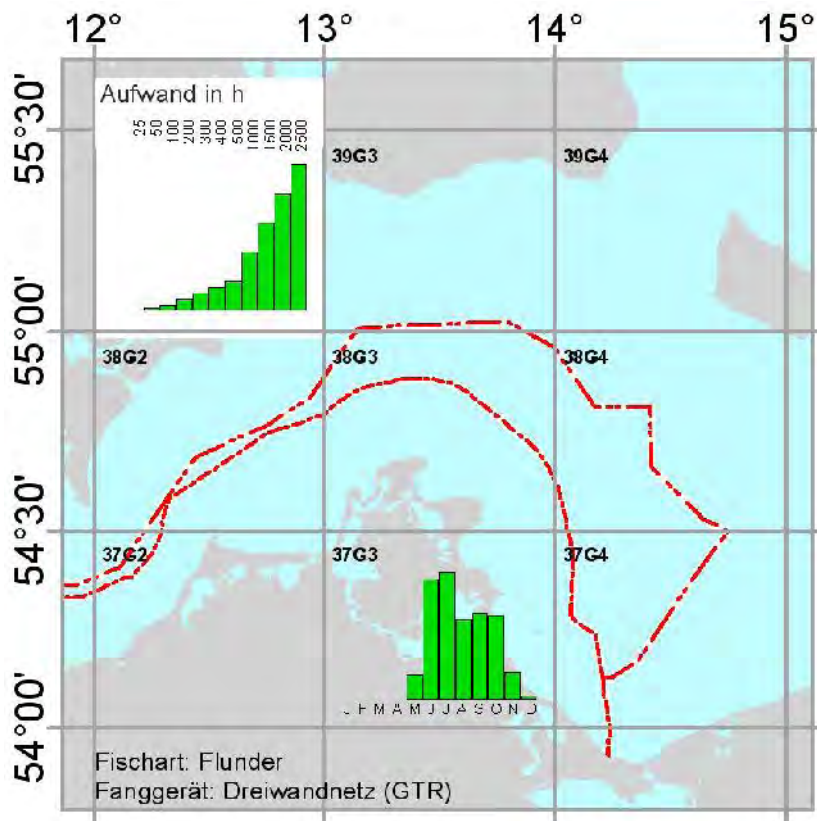


Abbildung 5.3.1.7. Jahreszeitliche Verteilung der Fischerei mit Dreiwand-/Trammelnetzen auf Flunder im ICES-Gebiet 24 (IfaÖ in: Döring et al. 2005) *Monthly amount of trammelnet fishing for Flounder in ICES area 24*

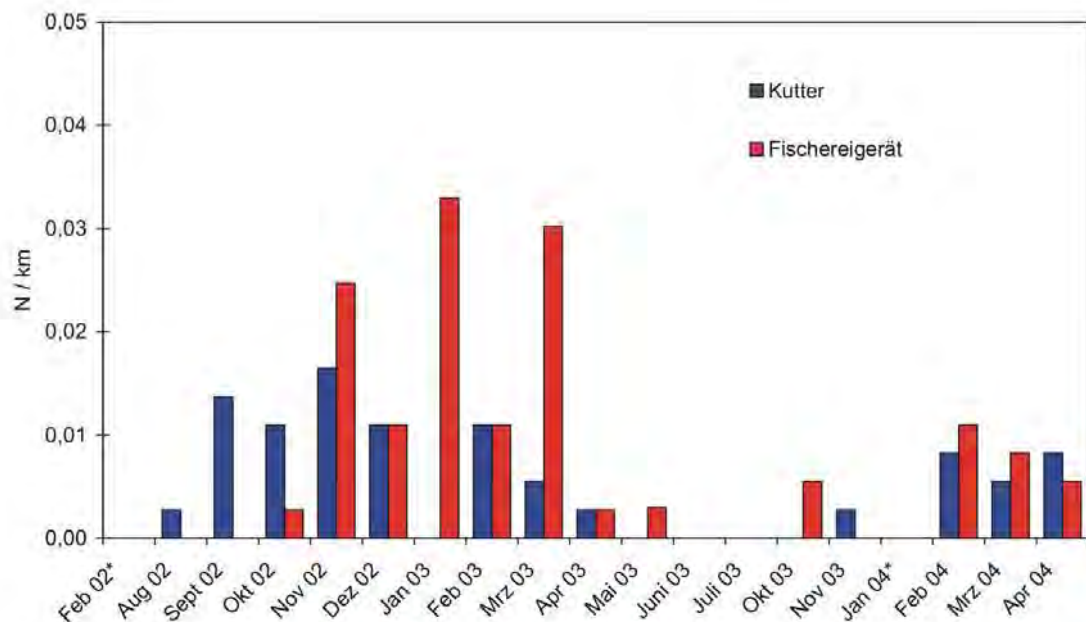


Abbildung 5.3.1.8. Jahreszeitliche Verteilung der Fischereiaktivitäten am Plantagenetgrund (Flugzeugzählungen des IfaÖ) *Relative density of fishing activities in the Plantagenetgrund area derived from aerial counts*

* Teilgebiet erfasst *Area partially surveyed*

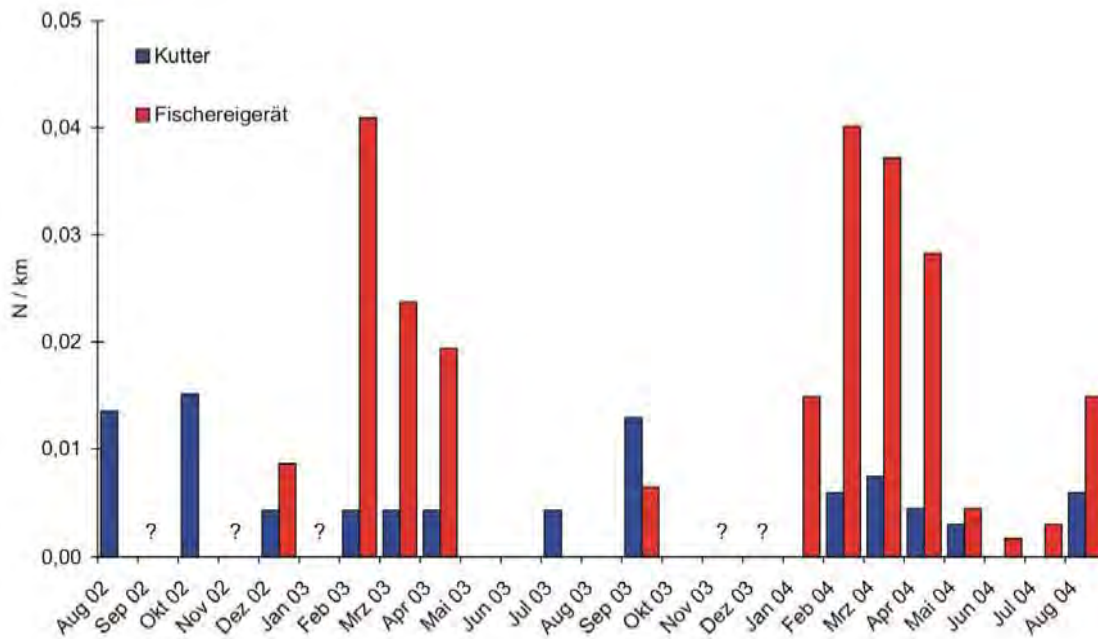


Abbildung 5.3.1.9. Jahreszeitliche Verteilung der Fischereiaktivitäten im Seegebiet Westlich Adlergrund (Netze bzw. Kutter pro Transsekt-km, Flugzeugzählungen des IfAO) *Relative density of fishing activities in the Adlergrund area derived from aerial counts*

? keine Erfassung no survey

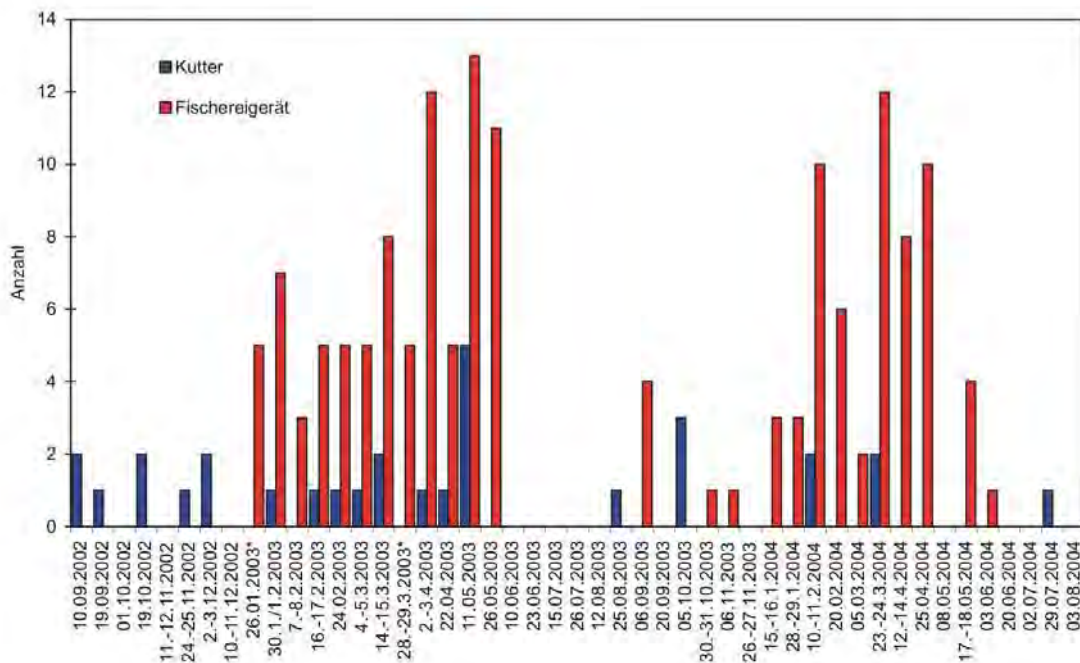


Abbildung 5.3.1.10. Jahreszeitliche Verteilung der Fischereiaktivitäten im Seegebiet Westlich Adlergrund (Schiffszählungen des IfAO) *Relative density of fishing activities in the Adlergrund area derived from ship counts*

5.3.2 Jahreszeitliches Auftreten der Zugvögel

Seasonal pattern of occurrence of resting birds on migration

Zur Phänologie der Rastvögel in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns liegen bisher keine umfassenden Angaben vor. Durch die Erfassungen des IfAÖ kann die Phänologie für drei Seegebiete relativ genau beschrieben werden. Für zwei Gebiete stehen Daten jeweils aus einem durchschnittlich milden Winter (2003/2004) und einem kalten Winter (2002/2003) zur Verfügung, so dass insgesamt ein repräsentatives Ergebnis erzielt wird. In diesen Gebieten wurden allerdings einige Arten, die nur in den inneren Küstengewässern bzw. küstennah rasten, nicht ausreichend erfasst.

Eine Grundlage für phänologische Angaben aus küstennahen Gewässern liefert das Wasservogelmonitoring, das monatlich in fast allen international und national bedeutenden Feuchtgebieten sowie in vielen lokal oder regional bedeutenden Gewässern durchgeführt wird. Dabei werden jedoch die Küsten Mecklenburg-Vorpommerns fast ausschließlich Mitte Januar erfasst (Abb. 5.3.2.1 am Beispiel der Zählseason 2002/2003). Monatliche Zählungen existieren darüber hinaus für Küstenabschnitte der Wismarbucht (Wasservogelzählgemeinschaft „Wismarbucht“), des Greifswalder Boddens (Dietrich Sellin) und des Nationalparks „Vorpommersche Boddenlandschaft“ seit den 1990er Jahren. Diese Daten lagen zur detaillierten Auswertung jedoch nicht vor. Die Phänologie häufiger Rastvögel im Greifswalder Bodden kann basierend auf Sellin (2001) beschrieben werden.

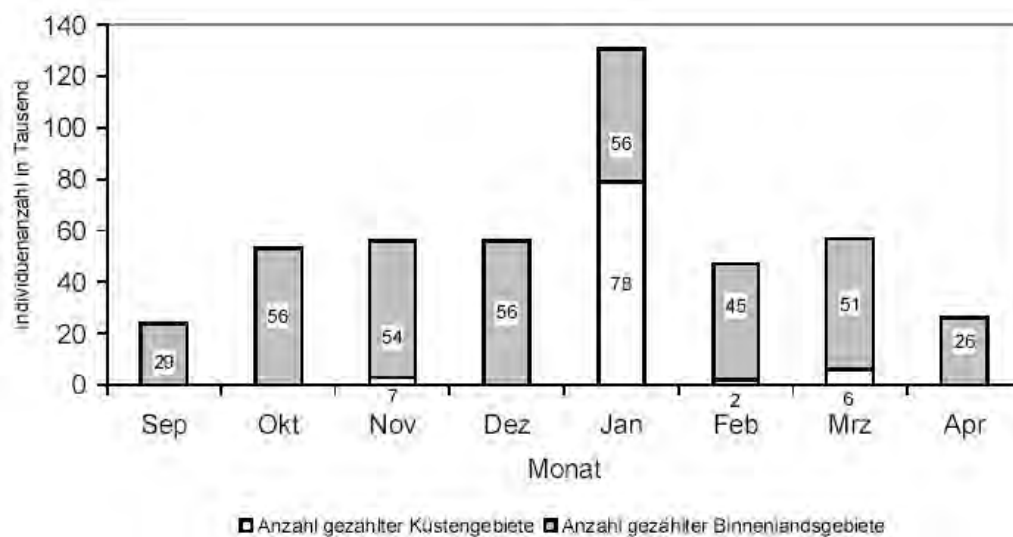


Abbildung 5.3.2.1. Abdeckung der Wasservogelzählung in Mecklenburg-Vorpommern (Rathgeber & Naacke 2003) *Coverage of the International Waterfowl Census in Mecklenburg-Vorpommern*

Zahlen — Anzahl erfasster Zählgebiete Numbers — Numbers of recorded coastal sectors □ and lakes ■
Säulen — Anzahl Vögel Columns — Numbers of birds

Witterungsbedingt war die Abdeckung der Zählgebiete nicht durchgehend vollständig. Das jahreszeitliche Auftreten wird deswegen für Flugzeugzählungen sowie bei den Schiffszählungen am Plantagenetgrund als Anzahl der Vögel pro Transekt-Kilometer dargestellt. Für Schiffszählungen im Gebiet Westlich Adlergrund werden die auf das gesamte Gebiet hochgerechneten Rastbestände dargestellt.

Seetaucher. Als regelmäßige Durchzügler und Wintergäste treten Sterntaucher *Gavia stellata* und Prachtaucher *Gavia arctica* überall in den äußeren Küstengewässern auf, jedoch nur ausnahmsweise in Küstennähe oder in den inneren Küstengewässern. Sie sind in den äußeren

Küstengewässern von Oktober bis April/Anfang Mai anzutreffen. Westlich Rügen wurden größere Anzahlen v.a. zur Zeit des Frühjahrszuges festgestellt (Abb. 5.3.2.2). Im Seegebiet östlich Rügens überwintern Seetaucher dagegen in größerer Dichte. Hierbei handelt es sich wahrscheinlich überwiegend um Prachtaucher, die hier auch mausern und dabei zeitweise flugfähig sind, d.h. ihr Rastgebiet nicht schnell verlassen können (IfAÖ, unveröffentlicht).

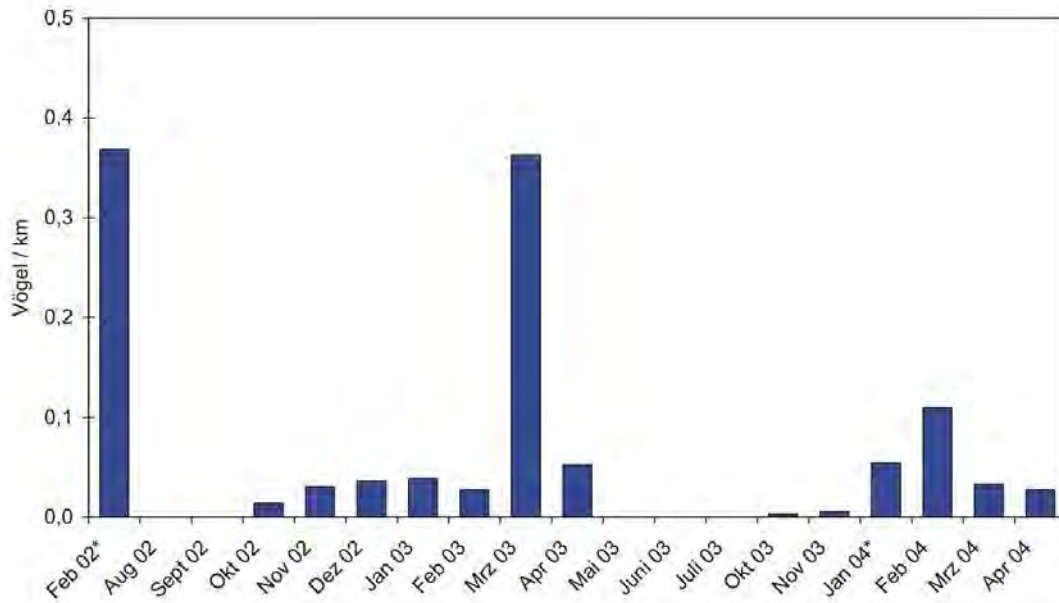


Abbildung 5.3.2.2. Jahreszeitliches Auftreten der Seetaucher am Plantagenetgrund (Flugzeugzählungen des IfAÖ) *Phenology of divers in the Plantagenetgrund area derived from aerial counts*

* Teilgebiet erfasst *area partially surveyed*

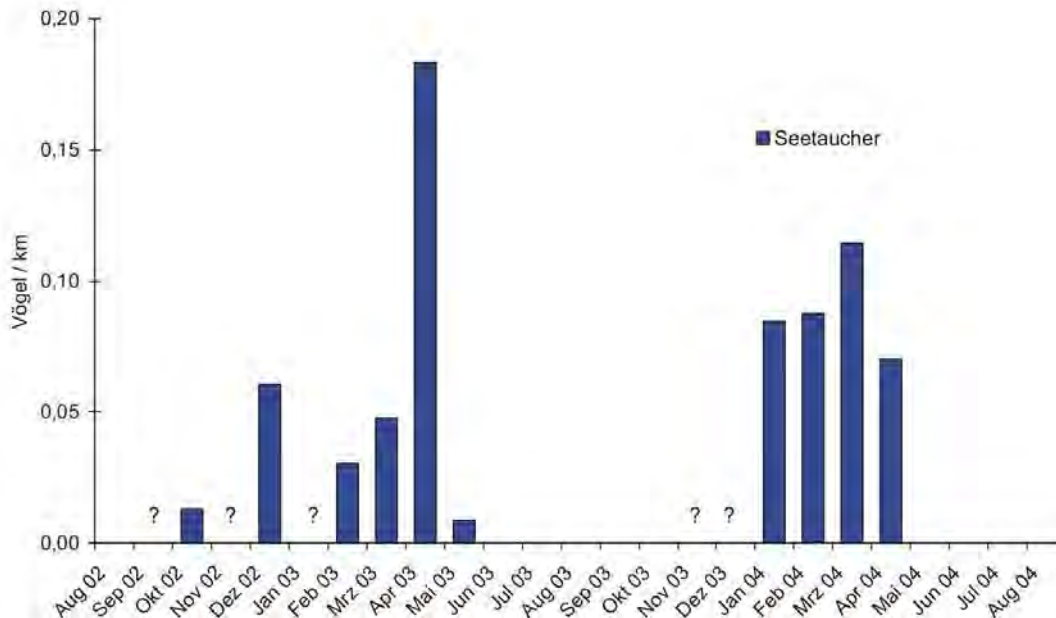


Abbildung 5.3.2.3. Jahreszeitliches Auftreten der Seetaucher im Seegebiet Westlich Adlergrund (Flugzeugzählungen des IfAÖ) *Phenology of divers in the Adlergrund area derived from aerial counts*

? keine Erfassung *no survey*

Lappentaucher. Als regelmäßige Rastvögel treten Haubentaucher *Podiceps cristatus* und Rothalstaucher *Podiceps grisegena* vorwiegend in den inneren Küstengewässern und in unmittelbarer Küstennähe auf. In den äußeren Küstengewässern werden beide Arten vorwiegend im Winter und auf dem Frühjahrszug beobachtet (Abb. 5.3.2.4). Im Greifswalder Bodden kommen Haubentaucher (ähnlich wie im Binnenland) ganzjährig vor mit hohen Rastbeständen von August bis November/Dezember. In der Wismar-Bucht werden vorübergehend auch im Spätherbst, wenn die Binnengewässer vereisen, Ansammlungen von bis zu 1.000 Haubentauchern registriert. Rothalstaucher treten im Greifswalder Bodden vorrangig auf dem Frühjahrszug im März/April auf.

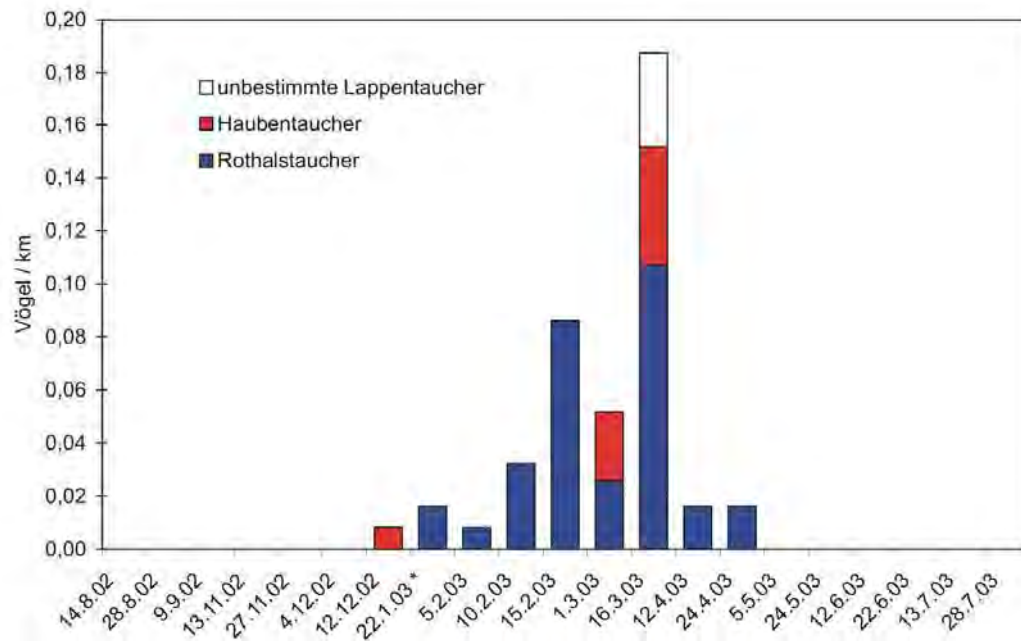


Abbildung 5.3.2.4. Jahreszeitliches Auftreten der Lappentaucher am Plantagenetgrund (Schiffszählungen des IfAÖ) *Phenology of grebes in the Plantagenetgrund area derived from vessel counts*

* Teilgebiet erfasst *Area partially surveyed*; Haubentaucher = Great crested grebe, Rothalstaucher = Red-necked grebe, unbestimmte Lappentaucher = undetermined grebes

Tauchenten. Reiherenten *Aythya fuligula* (Abb. 5.3.2.5) rasten im Herbst und Winter vornehmlich in den inneren Küstengewässern. Im Oktober/November werden in der Wismarbucht und im Greifswalder Bodden die Maximalbestände erreicht, im Winter hält sich die Mehrzahl der Vögel in den jeweils eisfreien Küstengewässern auf. Nennenswerte Rastbestände verbleiben z.T. bis Ende April in den Rastgebieten.

Bergenten *Aythya marila* überwintern in den Küstengewässern von November bis März/Anfang April. In dieser Zeit kann es in den Hauptrastgebieten (Wismarbucht, Greifswalder Bodden) zu Spitzenwerten im November oder Februar kommen, in anderen Jahren sind die Zahlen stabil.

Rastende Schellenten *Bucephala clangula* sind auf den Küstengewässern von Oktober bis einschließlich April in größerer Zahl anzutreffen sind (z.B. Greifswalder Bodden; vgl. Abb. 5.3.2.6).

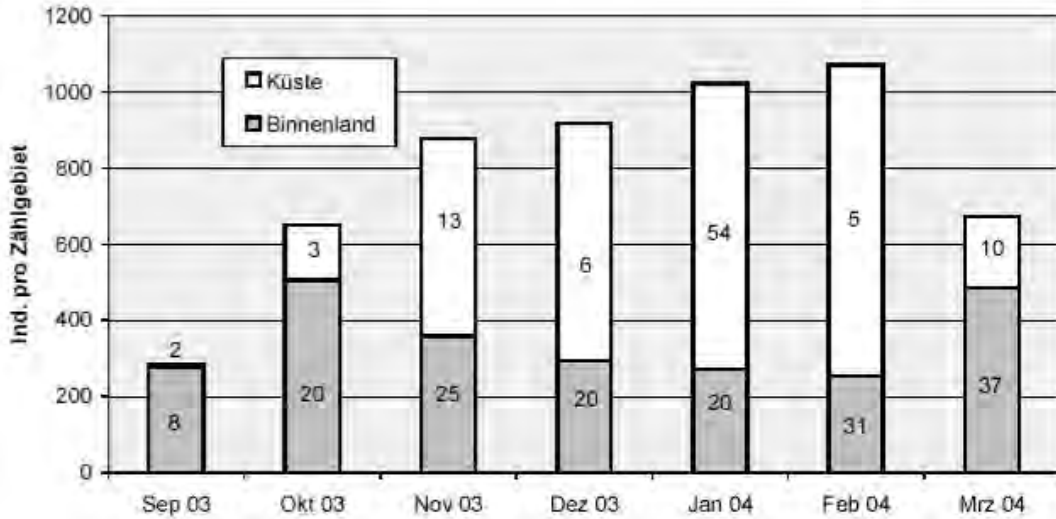


Abbildung 5.3.2.5. Phänologie der Reiherentenrast in Mecklenburg-Vorpommern 2003/2004 (Körner & Naacke 2004) *Phenology of the Tufted Duck in Mecklenburg-Vorpommern 2003/2004*
 Zahlen — Anzahl erfasster Zählgebiete Numbers — Numbers of surveyed coastal sectors □ and lakes ■
 Säulen — Anzahl Vögel Columns — Numbers of birds

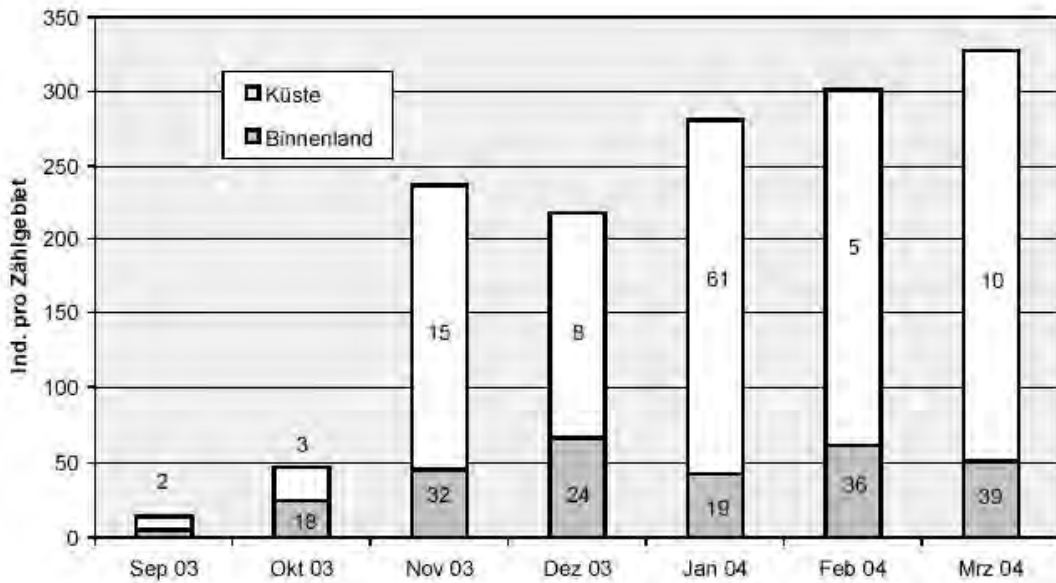


Abbildung 5.3.2.6. Phänologie der Schellentenrast in Mecklenburg-Vorpommern 2003/2004 (Körner & Naacke 2004) *Phenology of the Goldeneye in Mecklenburg-Vorpommern 2003/2004*
 Zahlen — Anzahl erfasster Zählgebiete Numbers — Numbers of surveyed coastal sectors □ and lakes ▭
 Säulen — Anzahl Vögel Columns — Numbers of birds

Meeresenten. Die Eiderente *Somateria mollissima* ist in ihren Winterquartieren von November bis April vor der Außenküste an der Wismarbucht bis zur Prerowbank anzutreffen. Für diese Gebiete liegen keine ausreichenden Daten für die Darstellung der Phänologie vor.

Überwinternde Eisenten *Clangula hyemalis* sind in den äußeren Küstengewässern hauptsächlich von November bis Ende April anzutreffen, in geringer Zahl auch Ende Oktober und Anfang Mai (Abb. 5.3.2.7). Dasselbe gilt für die äußere Wismarbucht. Im Greifswalder Bodden rasten von November bis Mitte Februar nur wenige Eisenten, dort werden aber im März und April regelmäßig Rastkonzentrationen beobachtet.

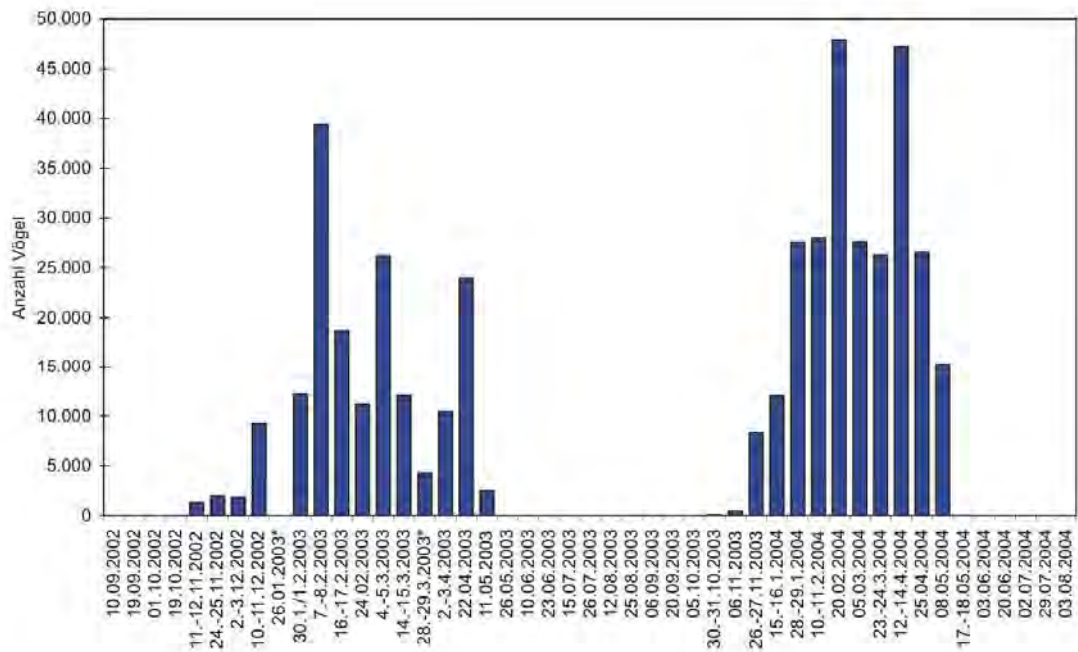


Abbildung 5.3.2.7. Jahreszeitliches Auftreten der Eisente im Seegebiet Westlich Adlergrund (Schiffszählungen des IfAÖ) *Phenology of the Long-tailed Duck in the Adlergrund area derived from vessel counts*

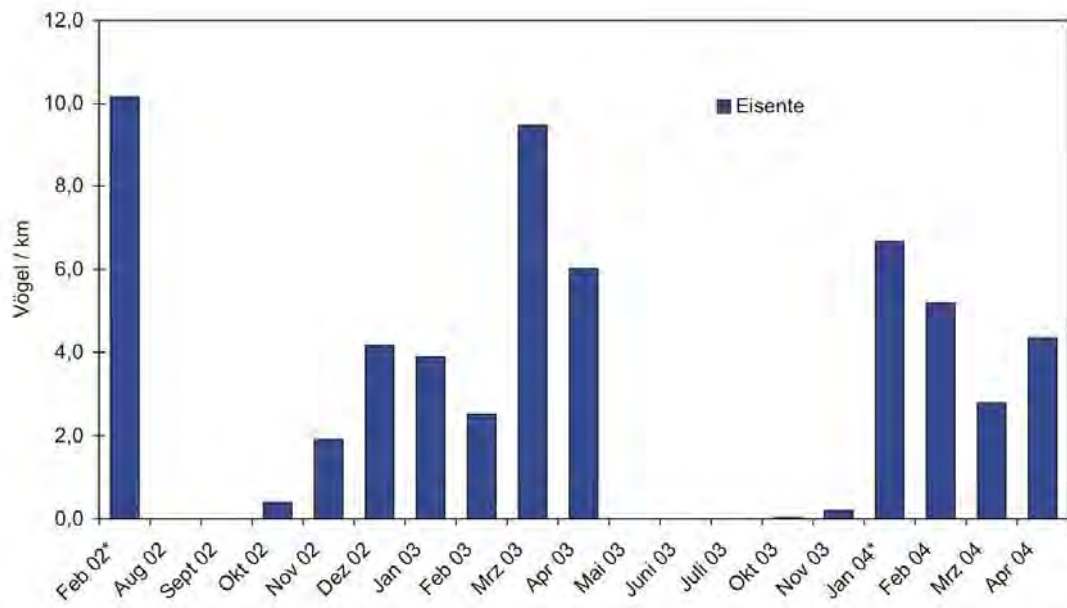


Abbildung 5.3.2.8. Jahreszeitliches Auftreten der Eisente am Plantagenetgrund (Flugzeugzählungen des IfAÖ) *Phenology of the Long-tailed Duck in the Plantagenetgrund area derived from aerial counts*

* Teilgebiet erfasst *Area partially surveyed*

Die Trauerente *Melanitta nigra* kommt in ihrem wichtigsten Rastgebiet, der Pommerschen Bucht, ganzjährig in wechselnder Anzahl vor. Neben der Überwinterung zählen dazu das Auftreten in deutlich erhöhter Zahl und in einem größeren Seegebiet auf dem Frühjahrszug (Abb. 5.3.2.9) sowie die sommerliche Mauser im Bereich der Oderbank (Sonntag et al. 2004).

Ein häufigeres Auftreten im Frühjahr und geringere Rastbestände im Winter sind auch in den Rastgebieten westlich Rügens zu beobachten (Abb. 5.3.2.10).

Samtenten *Melanitta fusca* treten im Hauptrastgebiet in der Pommerschen Bucht von November bis Mai mit einem Maximum zur Zugzeit im April/Mai auf (Abb. 5.3.2.11).

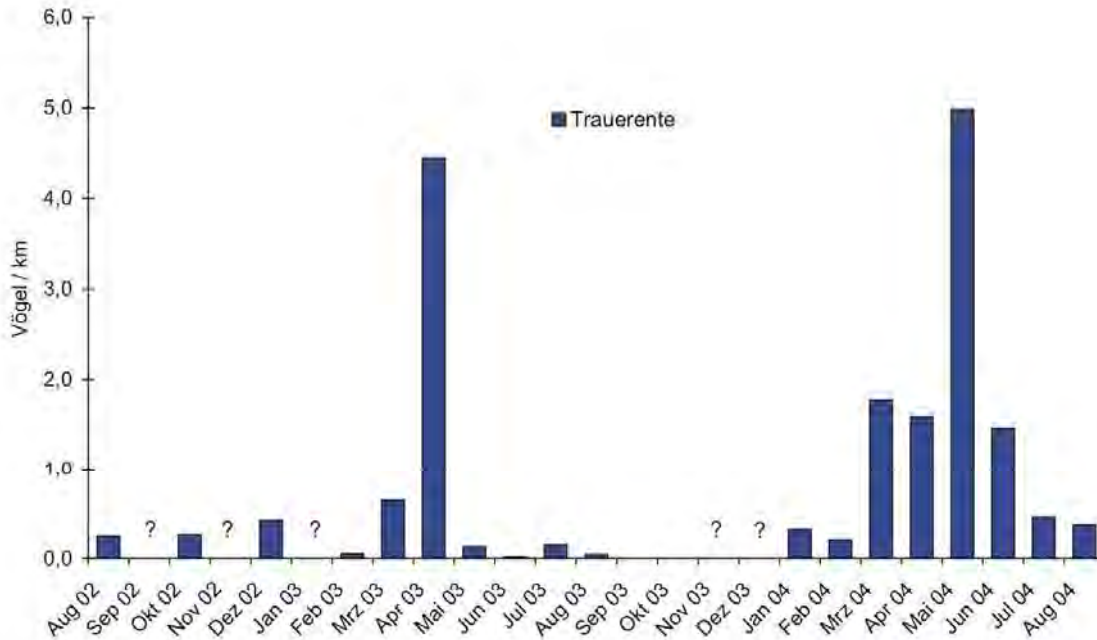


Abbildung 5.3.2.9. Jahreszeitliches Auftreten der Trauerente im Seegebiet Westlich Adlergrund (Schiffszählungen des IfAÖ) *Phenology of the Common Scoter in the Adlergrund area derived from vessel counts*

? keine Erfassung no survey

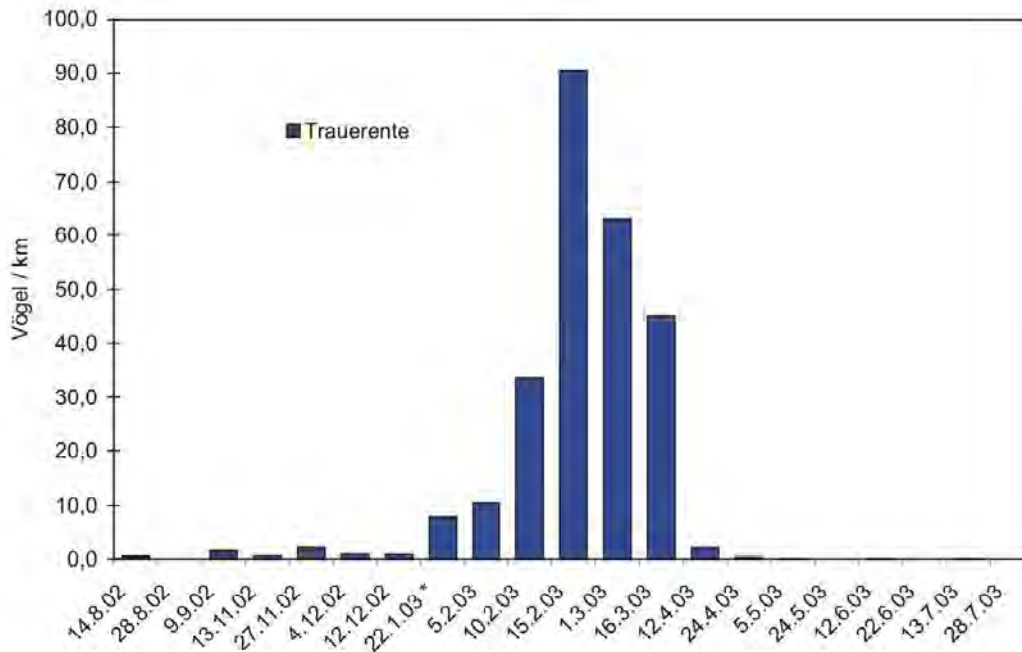


Abbildung 5.3.2.10. Jahreszeitliches Auftreten der Trauerente am Plantagenetgrund (Flugzeugzählungen des IfAÖ) *Phenology of the Common Scoter in the Plantagenetgrund area derived from aerial counts*

* Teilgebiet erfasst Area partially surveyed

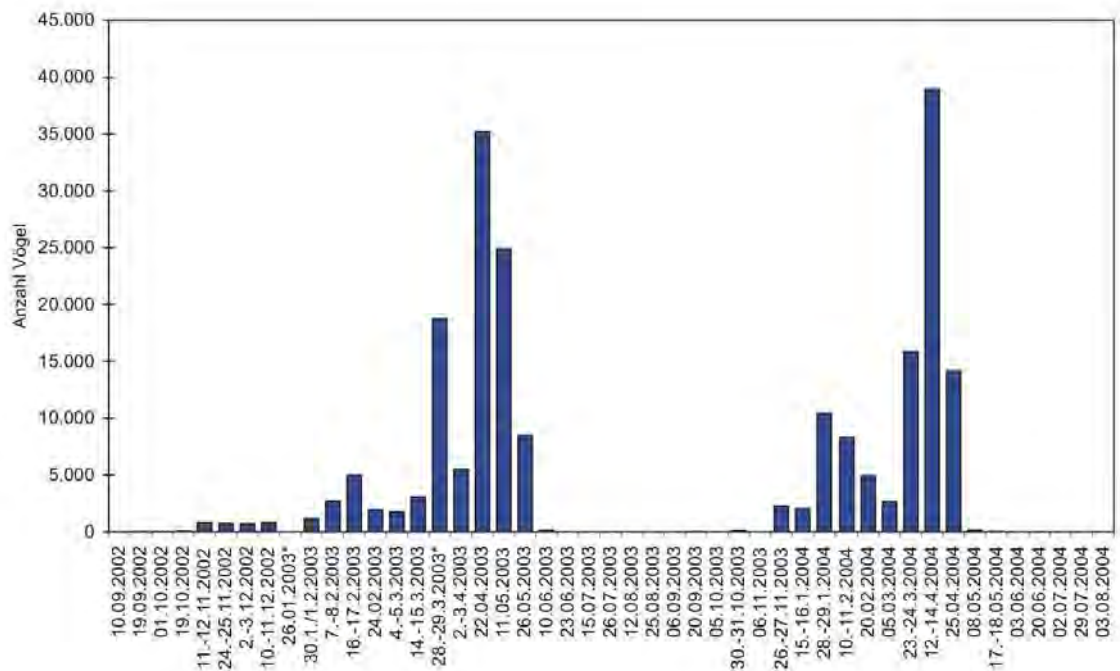


Abbildung 5.3.2.11. Jahreszeitliches Auftreten der Samtente im Seegebiet Westlich Adlergrund (Schiffszählungen des IfAÖ) *Phenology of the Velvet Scoter in the Adlergrund area derived from vessel counts*

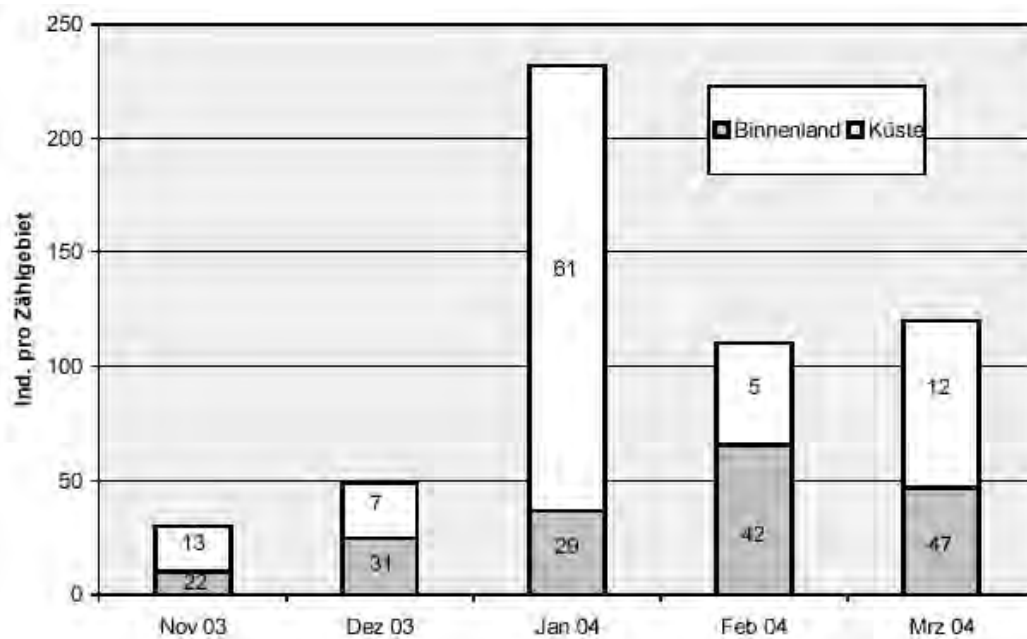


Abbildung 5.3.2.6. Phänologie der Gänsesägerrast in Mecklenburg-Vorpommern 2003/2004 (Körner & Naacke 2004) *Phenology of the Goosander in Mecklenburg-Vorpommern 2003/2004*

Zahlen — Anzahl erfasster Zählgebiete Numbers — Numbers of recorded coastal sectors □ and lakes ■
 Säulen — Anzahl Vögel Columns — Numbers of birds, Binnenland = inland waters, Küste = coast

Säger. Die Rastbestände des Gänsesägers *Mergus merganser* nehmen im November und Dezember durch Zuwanderung zu und erreichen Höchstwerte im Winter (Abb. 5.3.2.12), der Abzug erfolgt im April.

Mittelsäger *Mergus serrator* überwintern in den inneren Küstengewässern und in unmittelbarer Küstennähe vorrangig von Dezember bis April. Im Greifswalder Bodden werden die Maxima beim Durchzug im Dezember und April erreicht, dies dürfte auch für andere Gebiete gelten.

5.3.3 Jahreszeitliches Konfliktpotential

Seasonal potential of conflicts

Der Vergleich der jahreszeitlichen Verteilung der Fischereiaktivität und der Rastvogelvorkommen zeigt, dass die Stellnetzfisherei in allen untersuchten Teilen der äußeren Küstengewässer vorrangig in der Zeit ausgeübt wird, in der die potentiell betroffenen Wasservögel in den Küstengewässern rasten bzw. überwintern. Auswertungen des jahreszeitlichen Auftretens von Stellnetzopfern vor der litauischen Küste zeigten, dass infolge dieser Übereinstimmung die höchsten Opferzahlen pro Monat vor allem im März auftraten (Žydelis 2002). Somit besteht hier ein starkes Konfliktpotential besonders von Oktober bis April.

5.4 Fischereiliche Nutzung und räumliche Verteilung von Rastvögeln

Spatial overlaps between fishery and bird migration

Die Verteilung der Rastvögel in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns ist insgesamt weitgehend bekannt, insbesondere die Konzentrationsgebiete. Wesentlich weniger ist über die vorrangig genutzten Fanggründe der Küstenfisherei bekannt. Durch die Erfassungen des IfAÖ kann die gleichzeitige Nutzung dreier Seegebiete der äußeren Küstengewässer durch Rastvögel und Stellnetz- bzw. Langleinenfisherei relativ genau beschrieben werden. In diesen Gebieten wurden allerdings solche Arten nicht ausreichend erfasst, die entweder nur in den inneren Küstengewässern bzw. küstennah rasten oder die Untersuchungsgebiete nur nachts zur Nahrungssuche aufsuchen (Tauchenten in der Wismarbucht).

5.4.1 Äußere Wismarbucht

Seaward parts of the Wismar Bay

Bei Flugzeug- und Schiffszählungen in der Äußeren Wismarbucht wurden Stellnetze bzw. Langleinen vorwiegend in den Flachwasserzonen am Flachgrund Hannibal, vor der Küste des Klützer Winkels (Abb. 5.4.1.1 und 5.4.1.2) sowie bei Beobachtungen von der Küste aus auch vor der Insel Poel (Schweinsköthel) festgestellt. Diese Flachwasserbereiche wurden ebenfalls von rastenden Eider- und Trauerenten bevorzugt (Abb. 5.4.1.1 und 5.4.1.2) und überdies nach Einbruch der Dunkelheit von Berg- und Reiherenten in großen Schwärmen zur Nahrungssuche aufgesucht (IfAÖ, eigene Beob.). Fischereiliche Nutzung und Verbreitung verschiedener Entenarten mit z.T. international bedeutenden Rastbeständen (IfAÖ 2005) sind in diesem Gebiet offenbar weitgehend deckungsgleich.

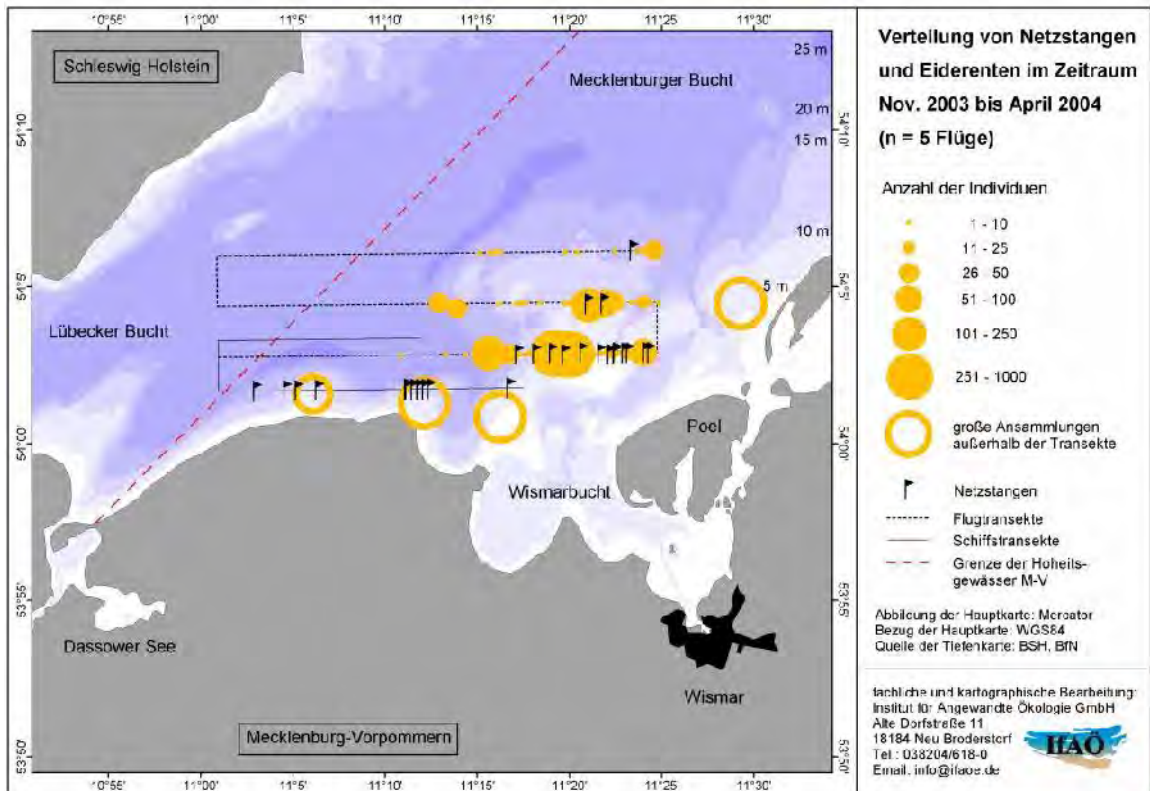


Abbildung 5.4.1.1. Verteilung von Fischereiaktivitäten und rastenden Eiderenten in der Äußeren Wismarbuch nach Flugzeug- und Schiffszählungen im Winter 2003/2004 (IfAO) *Spatial distribution of fishing activities and staging Eiders in the outer Wismar Bay, aerial and vessel surveys*

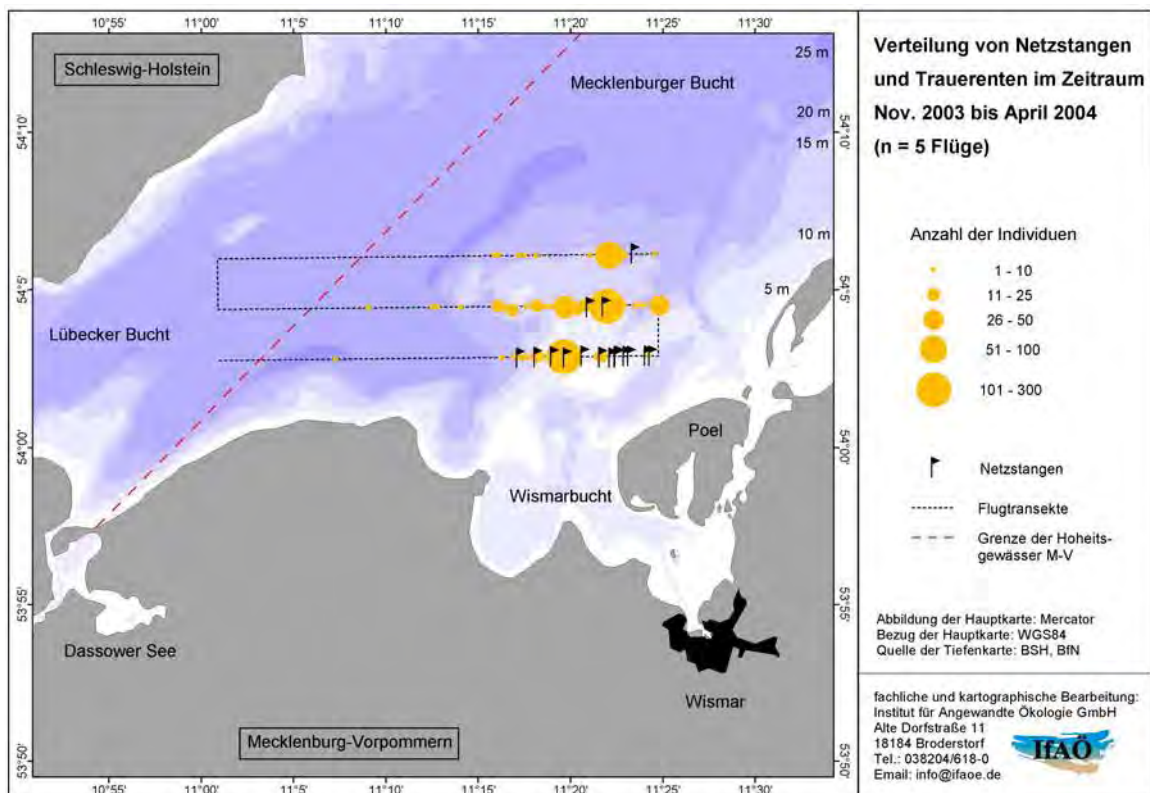


Abbildung 5.4.1.2. Verteilung von Fischereiaktivitäten und rastenden Trauerenten in der Äußeren Wismarbuch nach Flugzeugzählungen im Winter 2003/2004 (IfAO) *Spatial distribution of fishing activities and staging Common Scoters in the outer Wismar Bay, aerial surveys*

5.4.2 Plantagenetgrund

Plantagenetgrund shelf

Im Seegebiet am Plantagenetgrund wurden über zwei Winter hinweg die intensivsten Fangaktivitäten mit Stellnetzen bzw. Langleinen in der Flachwasserzone westlich Hiddensee und damit im Nationalpark „Vorpommersche Boddenlandschaft“ festgestellt (Abb. 5.4.2.1). Dieser Bereich war zugleich ein bevorzugtes Aufenthaltsgebiet der Eisente (Abb. 5.4.2.1), die in diesem Seegebiet in international bedeutenden Beständen überwintert (IfAÖ 2005). Die Fischerei mit ortsfesten Fanggeräten an den Hanglagen zum Arkonabecken im Norden des Untersuchungsgebietes war dagegen deutlich geringer, allerdings wurde hier verstärkt Schleppnetzfisherei beobachtet (IfAÖ, eigene Beob.). Somit erscheint der zweite Vorkommenschwerpunkt für rastende Eis- und Trauerenten, der Plantagenetgrund, weniger stark durch Fischerei beeinträchtigt.

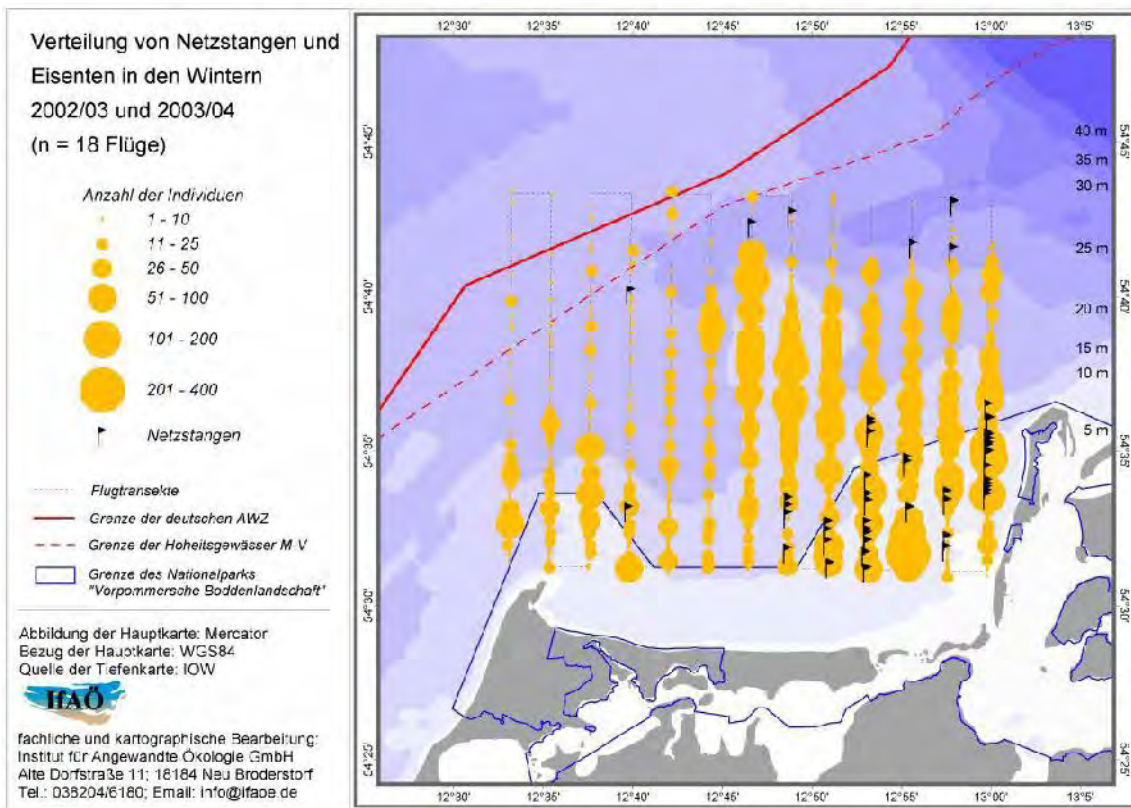


Abbildung 5.4.2.1. Verteilung von Fischereiaktivitäten und rastenden Eisenten am Plantagenetgrund sowie vor Zingst und Hiddensee nach Flugzeugzählungen 2002–2004 (IfAÖ) *Spatial distribution of fishing activities and staging Long-tailed Ducks in the Plantagenetgrund area, aerial surveys*

5.4.3 Pommersche Bucht Westlich Adlergrund

Pomeranian Bay western of Adlergrund shelf

In dem vom IfAÖ untersuchten Seegebiet Westlich Adlergrund am Nordrand der Pommerschen Bucht konzentrierte sich die Stellnetz- und Langleinensfischerei weniger auf die Flachwasserzonen, sondern stärker auf die Hanglagen des Adlergrundes und Ausläufer der Oderbank (Abb. 5.4.3.1 und 5.4.3.2). Infolge der in Kapitel 5.2 dargestellten Tiefenpräferenzen der hier vorrangig überwinterten Rastvögel überschneidet sich dieser vorrangig fischereilich genutzte Bereich mit den bevorzugten Rastgebieten der Seetaucher (Abb. 5.4.3.1). Dies gilt wahrscheinlich in besonders starkem Maß innerhalb der Hoheitsgewässer Mecklenburg-Vorpommerns östlich Rügen, da sich hier regelmäßig größere Zahlen von Seetauchern aufhalten (IfAÖ 2005). Deshalb wäre eine genauere Kenntnis der Fischereiaktivitäten östlich Rügen einschließlich der Tromper und Prorer Wiek wünschenswert. Hier findet in einem nicht näher zu beziffernden Umfang auch eine küstennahe Stellnetzfisherei statt, z. B. im Umkreis der Stadt Saßnitz.

Die in ihrem Vorkommen weitgehend auf Flachwasserzonen begrenzte Eisente ist ebenfalls noch von Fischereiaktivitäten betroffen, da diese auch in den von der Eisente in hoher Dichte genutzten Tiefenbereich vordringen (Abb. 5.4.3.2).

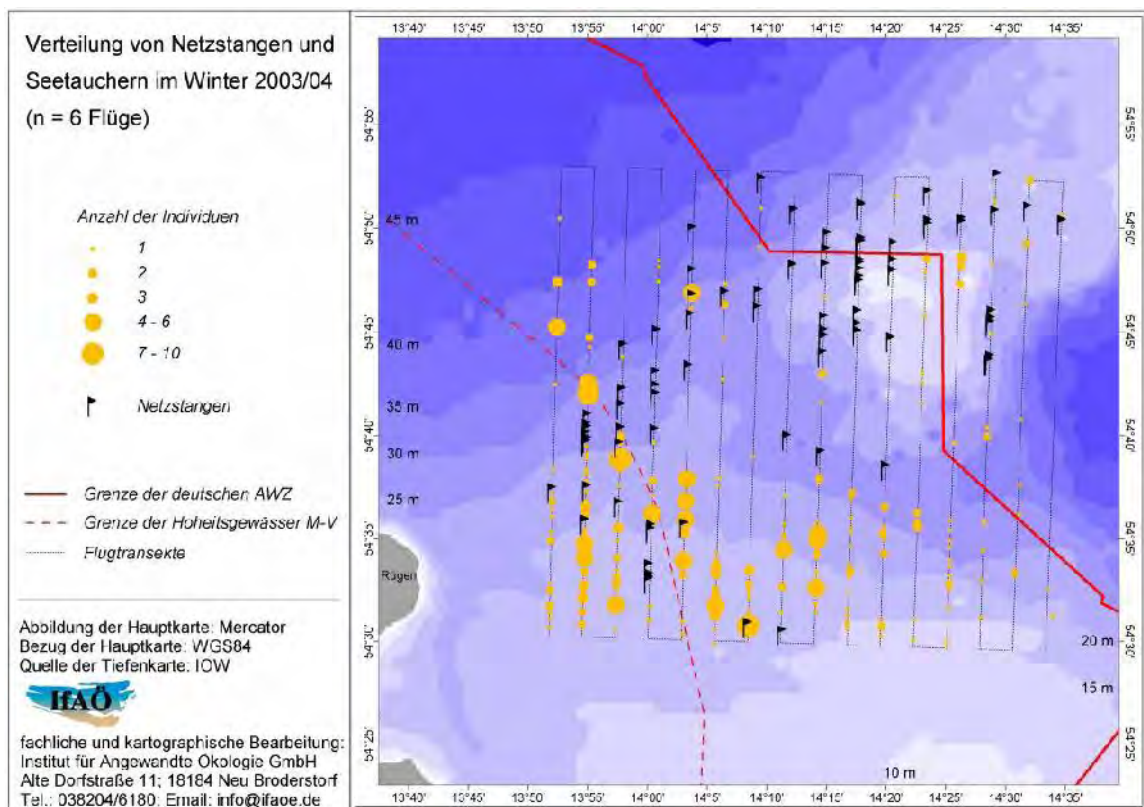


Abbildung 5.4.3.1. Verteilung von Fischereiaktivitäten und rastenden Seetauchern Westlich Adlergrund nach Flugzeugzählungen 2003/2004 (IfAÖ) *Spatial distribution of fishing activities and divers in the Adlergrund area, aerial surveys*

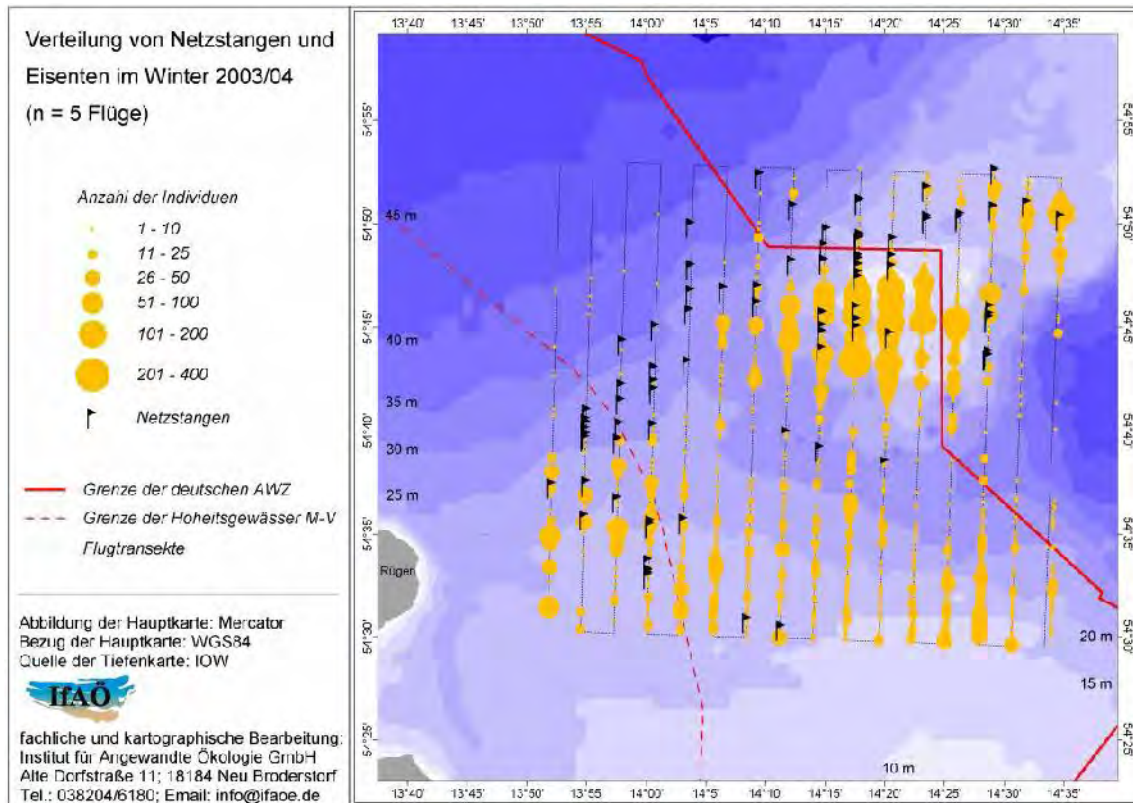


Abbildung 5.4.3.2. Verteilung von Fischereiaktivitäten und rastenden Eisenten Westlich Adlergrund nach Flugzeugzählungen 2003/2004 (IfAO) *Spatial distribution of fishing activities and Long-tailed Ducks in the Adlergrund area, aerial surveys*

5.4.4 Räumliches Konfliktpotential

Spatial potential of conflicts

Die Fischerei mit Stellnetz und Langleine zeigt eine deutlich tiefenabhängige räumliche Verteilung, wobei die jeweils bevorzugte Wassertiefen in unterschiedlichen Gebieten variiert. Nach den vorliegenden Ergebnissen aus Teilgebieten ist davon auszugehen, dass westlich Rügen vorwiegend küstennahe Flachwasserzonen befischt werden, die zugleich die Mehrzahl der bedeutenden Rastgebiete für Tauchenten und Meeresenten ausmachen. In diesem Zusammenhang ist auch die gewöhnlich ufergebundene Reusenfischerei in den Bodden zu erwähnen. Östlich Rügen werden am Nordrand der Pommerschen Bucht in stärkerem Maß die Hangbereiche genutzt. Diese werden auch von den fischfressenden Seetauchern regelmäßig aufgesucht. Somit ergeben sich in beiden beschriebenen Fällen, der Fischerei im küstennahen Flachwasser und an den unterseeischen Hängen, erhebliche Konfliktpotentiale in Bezug auf den Schutz rastender Wasser- und Seevögel.

6 Strategische Ansätze zur Minderung der Vogelverluste durch die Fischerei

Strategic chances to minimize bird losses by fisheries

Die in dieser Studie ausgewerteten Untersuchungen zeigen, dass erhebliche Vogelverluste durch die Fischerei vor allem dort auftreten, wo sich eine hohe Fischereiintensität mit bestimmten Fanggeräten räumlich und zeitlich mit hohen Konzentrationen von rastenden bzw. überwinternden See- und Wasservögeln überlagert. Deshalb lässt sich das Konfliktfeld „Seevögel und Fischerei“ sowohl räumlich (auf die bedeutenden Rast- und Überwinterungsgebiete) als auch zeitlich (auf Zugrast-, Überwinterungs- und Mauserzeiten)⁹² eingrenzen.

Daraus können 2 grundsätzliche strategische Ansätze für die Vermeidung von Vogelverlusten durch die Fischerei abgeleitet werden:

- (1) Modifikationen am Fanggerät, die den Vogelbeifang vermeiden oder vermindern
- (2) Beschränkungen für vogelgefährdende Fischereimethoden in bestimmten Räumen für bestimmte Zeiten.

Technische Modifikationen am Fanggerät. Die Modifikation des Fischereigeräts ist im allgemeinen die Möglichkeit, die für die Fischereiforschung nahe liegt, ist doch die ständige Verbesserung der Fangleistungen und der Selektivität ohnehin ein wichtiger Gegenstand ihrer Arbeit.

Soweit aus der Literatur ersichtlich, gibt es erfolgreiche Vermeidungsmaßnahmen vor allem für Vogelverluste durch Langleinensfischerei, denn die Konflikte konzentrieren sich hier vor allem auf die kurze Zeit des Setzens der Leinen⁹³. Am gebräuchlichsten sind das Beschweren der Leinen durch zusätzliche Gewichte, um die Köder durch schnelleres Absinken dem Zugriff der Vögel zu entziehen, Leinensetzrohre sowie das Erschrecken, Vergrämen oder Behindern der Vögel im Bereich der ablaufenden Leinen durch nachgeschleppte Schreckleinen bzw. Bänder (streamer lines), durch Fähnchen oder Bojen, oft auch Kombinationen dieser Maßnahmen (Melvin 2000; Belda & Sanchez 2001; Dunn & Steel 2001; Løkkeborg 2003; Anonymus 2004a; Artyukhin et al. 2004). Jedoch spielt die Langleinensfischerei für die Vogelverluste in der Ostsee gegenwärtig offensichtlich keine wesentliche Rolle.

In der Ostsee muss sich die Aufmerksamkeit auf die Stellnetzfischerei konzentrieren. Dabei ist zu beachten, dass sich die Stellnetze für die verschiedenen Fischarten (d.h. mit unterschiedlicher Maschenweite) in ihrem Gefährdungspotential für Vögel unterscheiden. Heringsnetze verursachen z.B. wesentlich geringere Vogelverluste als Dorsch-, Lachs- und Plattfischnetze. Hauptursachen dafür sind größere Maschenweiten (s. z.B. Oldén et al. 1988; Dagsys & Žydelis 2002), bei denen die Vögel offenbar häufiger im Schulterbereich festgehalten werden⁹⁴, wodurch Befreiungsversuche oft zum Verfangen der Extremitäten in den Nachbarmaschen führen. Am Tage und bei guter Sichttiefe ist auch nicht auszuschließen, dass die engmaschigen Heringsnetze von den Vögeln unter Wasser besser visuell

⁹² Die hier für Seevögel, vor allem vor der Außenküste und in uferfernen Bereichen der größeren Bodden oder Haffe getroffene Feststellung steht nicht in jedem Fall für Gewässer mit stärkerem Brutvogelbestand, z.B. ufernahe Bereiche in Bodden und Haffen sowie in Seen des Küstenhinterlandes.

⁹³ Unter bestimmten Umständen kann es auch beim Holen der Leinen zu Konflikten kommen, ferner in sehr flachen Gewässern oder bei besonders oberflächennah eingestellten pelagischen Leinen.

⁹⁴ Es wird davon ausgegangen, dass Befreiungsversuche von Vögeln, die sich vor allem bei geringen Maschenweiten im Kopf- oder Halsbereich verfangen, relativ oft erfolgreich sind. Untersuchungsergebnisse über das Verhalten der Vögel in solchen Situationen wurden nicht gefunden.

engmaschigen Heringsnetze von den Vögeln unter Wasser besser visuell wahrgenommen werden können.

Versuchen mit dem Verbessern der Sichtbarkeit von Stellnetzen für Vögel sind offenbar Grenzen gesetzt, denn gerade mit ihrer schlechten Sichtbarkeit scheint ihre Fangleistung verbunden zu sein. Versuche mit auffällig gefärbten Leinen im Material lieferten oft schlechtere Fangergebnisse (s. Mentjes & Gabriel 1999). Durch die Reduzierung der Netzwandhöhen, verbunden mit der möglichst optimalen Positionierung der Netze dort, wo sich der „Zielfisch“ befindet, könnten Effekte erzielt werden (Mentjes & Gabriel 1999), doch erscheint es fraglich, ob das auch unter Praxisbedingungen möglich und effizient sein wird.

Ein aktueller Schwerpunkt der Fischereiforschung ist die Entwicklung von Geräten, mit denen die Beifänge von Kleinwalen vermindert werden können. Der Erfolg von akustischen Vergrämungs- oder Warngeräten wurde zumindest in einigen Versuchen bestätigt, obwohl es in der Praxis zunächst Probleme mit der Zuverlässigkeit und Leistungsfähigkeit dieser „Pinger“ gegeben hatte und deren nachhaltige Wirksamkeit bei Kleinwalen nach wie vor umstritten ist. Immerhin gibt es Versuchsergebnisse, bei denen Vögel trotz der Pinger in unveränderter Anzahl gefangen wurden, die Kleinwalbeifänge aber auf weniger als 10 % zurückgingen (z.B. Fiskeriverket 2001 bzw. Lunneryd et al. 2004). Die akustische Vergrämung scheint also für Vögel keine Lösung zu sein. Ähnliches ist auch für Schall reflektierende Stellnetze zu erwarten, die nach Präparation mit Bariumsalzen von Delfinen wahrnehmbar sein sollen. Jedoch verfügen Vögel über kein Schallortungssystem, so dass diese Maßnahme für sie wirkungslos sein dürfte.

Mentjes & Gabriel (1999) untersuchten im Seegebiet vor Fehmarn den Einfluss verschiedener Modifikationen von Stellnetzen⁹⁵ auf den Fischereiertrag und die Beifänge von Vögeln, dort fast ausnahmslos Eiderenten. Wurde das Verhältnis von Fischereiertrag und Enten-Beifang über alle Modifikationsparameter verglichen, schnitten die von den Fischern aus Erfahrung verwendeten Netzkonstruktionen am besten ab: „Die mit den Versuchsnetzen erzielten Ergebnisse belegen somit insgesamt, daß durch Veränderungen der Netzkonstruktionsparameter (Maschenweite, Netzhöhe, Netzeinstellung) keine nachweisbaren Verbesserungen des unerwünschten Entenbeifangs gegenüber den durch die Praxis bereits optimierten Konstruktionen erzielt werden konnten. Das gilt in der Tendenz unabhängig von den ansonsten ziemlich unterschiedlichen Fang- und Beifangresultaten während der einzelnen Untersuchungsstapen“ (Mentjes & Gabriel 1999: 39). Es ist festzustellen, dass es bislang offensichtlich keine erfolgversprechenden Ansätze gibt, den Vogelbeifang in Stellnetzen durch technische Modifikationen am Fanggerät zu vermindern. Der Frage des Standortes und der Fangzeit kommt damit ein höheres Gewicht zu.

Bei der Fischerei auf Grundfischarten kann der Einsatz von Langleinen eine Alternative zu Stellnetzen sein (Gabriel 1997). Die Langleinenfischerei ist für die Küstenfischer keineswegs neu, wurde jedoch durch die heute effektiveren Stellnetze weitgehend verdrängt. Wie die Versuche von Gabriel (1997) zeigten, müsste die Langleinenteknik aber verbessert werden, wenn sie gegen Stellnetze konkurrieren soll⁹⁶. Im Hinblick auf die Gefährdung von See- und Wasservögeln ist die Langleinenfischerei, wie oben gezeigt wurde, zwar ebenfalls problematisch, doch gibt es hier technische Möglichkeiten, den Zugriff der Vögel zumindest in den kritischen Phasen des Setzens und Holens weitgehend zu verhindern.

⁹⁵ In diesem Zusammenhang wurde außerdem der Dorschfang mit Langleinen getestet (s.u.).

⁹⁶ Wie ein bei Mentjes & Gabriel (1999) genanntes Beispiel zeigt, kann „handwerkliches“ Langleinenfischen, also ohne aufwändige Technik und insbesondere mit dem präziseren Beködem von Hand, wie noch in den 1960er und 1970er Jahren überall verbreitet, Fangerträge liefern, die denen der Stellnetze gleichkommen.

Um diese Alternative richtig einzuschätzen, müssten jedoch die regionalen Besonderheiten stärker berücksichtigt werden. Die Küstenfischerei erfolgt mit sehr kleinen Fahrzeugen, deshalb sind beköderte Haken und Fang dem Zugriff von Vögeln auch ohne Schutzvorrichtungen nur kurzzeitig ausgesetzt. Andererseits sind in der Ostsee Zugriffe beim Setzen und Holen fast ausschließlich von Möwenarten (Laridae) zu erwarten, einer Vogelgruppe, die sich von Abwehrmaßnahmen weniger beeindrucken lässt (z.B. Artyukhin et al. 2004). Als weiteres Problem sind die sehr geringen Wassertiefen in Verbindung mit den hohen Dichten rastender und überwinterner Benthosfresser zu sehen – die beköderten Haken würden also im Zugriffsbereich von Meeres- und Tauchenten liegen. Deshalb kann gegenwärtig nicht sicher prognostiziert werden, in welchem Umfang Langleinenfischerei zur Minderung von Vogelbeifängen beitragen würde. Generell wird die Alternative aber optimistisch gesehen, zumal Gabriel (1997) bzw. Mentjes & Gabriel (1999) bei ihren Versuchen vor Fehmarn relativ geringe Vogelbeifänge feststellten; der Ansatz sollte mit weiteren Untersuchungen verfolgt werden. Das scheint auch deshalb geraten, weil Langleinen außerdem als Ersatz für die mit außerordentlich hohen Discard-Anteilen und ökologischen Schäden am Meeresboden belastete Schleppnetzfisherei auf Aal in Frage kommen (Gabriel 1997; Gabriel & Thiele 1997; Gabriel et al. 1998).

Bei der in den inneren Seegewässern häufiger ausgeübten Reusenfischerei gibt es 2 grundsätzliche Möglichkeiten, Vogelbeifänge zu verhindern: Das Eindringen von (größeren) Vögeln kann mit Gitterkonstruktionen verhindert (nur für den Fang von Fischarten mit geringem Körperquerschnitt geeignet, insbesondere Aal) oder im oberen Teil der Reusen- kammer kann eine Ausstiegsmöglichkeit angebracht werden.

Räumliche und zeitliche Beschränkungen für vogelgefährdende Fischereimethoden. Der bisher offensichtliche Mangel an technischen Möglichkeiten zur Reduzierung von Vogelbeifängen in Stellnetzen gibt der zweiten Möglichkeit zur Minderung von Vogelbeifängen ein höheres Gewicht. Melvin et al. (1999) zufolge bestehen dafür als Optionen:

- die Öffnung (bzw. Schließen) der Fischerei bzw. das selbständige Ausweichen der Fischer unter Berücksichtigung der Dichte der Vögel
- tageszeitabhängige Fischereirestriktionen.

Das Öffnen bzw. Schließen der Fischerei wäre selbstverständlich auf bestimmte Fangmethoden sowie auf bestimmte Gebiete und Zeiten zu beschränken.

Verschiedenen Berichten zufolge (z.B. Mentjes & Gabriel 1999) versuchen die Küstenfischer im Allgemeinen die höchsten Konzentrationen Nahrung suchender Enten zu meiden, indem sie auf Fangplätze mit weniger Vögeln ausweichen. In Seegebieten mit großflächig hohen Vogeldichten sind dem allerdings Grenzen gesetzt. Die Fischer sind dabei auf den Augenschein aus der Perspektive des Bootes und auf ihre Erfahrung angewiesen. Eine höhere Effizienz solcher Vermeidungsmaßnahmen lässt sich nur auf der Grundlage von mehr Information erreichen. Kenntnisse über die zeitliche und räumliche Verteilung der Vögel, ggf. einschl. ihres Tagesrhythmus, aber auch über die fischereilichen Aktivitäten und das Beifanggeschehen sind unerlässlich, um zu brauchbaren Prognosemodellen zu kommen. Das ist ohne Mitwirkung der Fischer nicht möglich.

Die ersten Schritte der beteiligten Seiten sollten sein:

- Modellgerechte Aufbereitung der vorhandenen räumlich und zeitlich differenzierten Information zur Dichte und Verteilung der Vögel (Überwinterungs- und Zugphänologie der Seegebiete)
- Erfassung von Vogel-Beifängen in verschiedenen Fischereigeieten (z.B. auch von Gebieten mit höchsten Vogelkonzentrationen, wie Oderbank, Adlergrund, Plantagenetgrund und Wismarbucht), einschließlich der für eine sachgerechte Auswertung erforderlichen fischereilichen Parameter
- Sammlung von Information und Entwicklung eines einfachen Modells der vorherrschenden Fischereiaktivitäten, das eine räumliche und zeitliche Zuordnung zu der Information über Vögel zulässt.

Im nächsten Schritt ließe sich das alles mit vertretbarem Aufwand zu einem einfachen, für Erkenntnisfortschritte und fischereiliche Entwicklungen flexiblen Modell zusammenführen.

Währenddessen sollte die Entwicklung eines Vertrauensverhältnisses zwischen Naturschutz und Fischerei zu einem wichtigen Ziel werden. Berufsverbände, Genossenschaften und Behörden könnten beispielsweise Kontaktleute benennen, die Information zu diesem Problemfeld erhalten bzw. abrufen können. Im (zeitweiligen) Einsatz vom Moderatoren besteht eine weitere Möglichkeit des Ausgleichs zwischen Nutzungsansprüchen und Schutzerfordernissen.

Die Nichtanwendung von vogelgefährdendem Fischereigerät in den Durchzug-, Rast- und Überwinterungsgebieten der See- und Wasservögel würde zweifelsohne die fischereibedingte Mortalität von Vögeln senken. Damit verbundene räumliche und zeitliche Einschränkungen der Fischerei oder der Wechsel von Fischereiarten können jedoch auch ökonomische Auswirkungen für die Betriebe haben. Deshalb muss die Festlegung und Umsetzung von fischereilichen Einschränkungen zum Schutz der Vögel selbstverständlich die wirtschaftlichen Interessen der Fischereibetriebe berücksichtigen. Im Dialog zwischen der Fischereiwirtschaft und den Fischereibehörden einerseits und dem Naturschutz andererseits muss deshalb nach Wegen gesucht werden, Vogelverluste zu senken, ohne die Fischereibetriebe ökonomisch zu benachteiligen. Über die Förderung bestimmter Anpassungsmaßnahmen oder über neue Wege beim Absatz der Fänge, wie die Einführung von Zertifikaten⁹⁷, sollte nachgedacht werden (s. z.B. Coffey & Dwyer 2000; Döring et al. 2005).

⁹⁷ Zertifikate für nachhaltige Fischerei (und Aquakultur) – vergeben für Betriebe, die beim Fang und bei der Verarbeitung bestimmte Auflagen erfüllen und über bessere Preise den erhöhten Aufwand ausgleichen können – sind seit mehreren Jahren weltweit (z.B. FAO) und in der Europäischen Gemeinschaft in der Diskussion; in einigen Ländern, auch in der Ostsee, werden sie bereits eingeführt (z.B. KRAV 2005).

Erdmann, F.; Bellebaum, J.; Kube, J.; Schulz, A. 2005:
Verluste von See- und Wasservögeln durch die Fischerei unter besonderer Berücksichtigung der international bedeutsamen Rast-, Mauser- und Überwinterungsgebiete in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns
Studie im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
I.L.N. Greifswald, Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz und IfAÖ, Institut für Angewandte Ökologie, Forschungsgesellschaft mbH — Greifswald und Neu Broderstorf: 129 S.

Zusammenfassung

See- und Wasservögel können sich in Fischereigerät verschiedener Art verfangen und so zum Beifang bestimmter Fischereiformen werden.

Nach einer Einführung zu den Wechselwirkungen zwischen der Fischerei und den Seevogelbeständen werden im Ergebnis einer Literaturstudie die wichtigsten Formen der Fischerei und ihre Risiken für See- und Wasservögel im Überblick dargestellt. Weltweit müssen die Fischerei mit Langleinen und mit Stellnetzen als die für Seevögel gefährlichsten Formen angesehen werden. Die Stellnetzfisherei birgt darüber hinaus hohe Risiken für Meeressäuger, Schildkröten und Haie, obwohl sie in der Fischerei als selektive Form des Fanges gilt.

Als Hauptteil der Literaturstudie werden die Verhältnisse in der Ostsee betrachtet. Dafür konnten die Ergebnisse mehrerer Untersuchungen ausgewertet werden, deren wichtigste aus Deutschland, Polen, Litauen und Schweden vorliegen. Eine Studie aus den Niederlanden konnte als Vergleich herangezogen werden. Ergänzend wurden noch nicht veröffentlichte Daten aus den Küstengewässern vor Usedom (B. Schirmeister) analysiert.

Stellnetze, am Grund oder pelagisch gestellt, sind in ihren verschiedenen Formen gefährlich sowohl für Fisch fressende Vögel (See- und Lappentaucher, Säger, Alkenvögel, Kormoran) als auch für Arten, die ihre Nahrung am Gewässergrund finden (Meeresenten, Tauchenten). Die meisten Opfer entlang der südlichen Ostseeküste sind Eisenten, die in der südlichen und westlichen Ostsee ihr Überwinterungsgebiet haben und in großer Zahl vorkommen. Auch andere Entenarten sind häufiger betroffen, vor allem Samt- und Trauerente, gebietsweise auch Eider- und Bergente, im Baltikum auch die Scheckente. Die spezifische Gefährdung ist allerdings bei den nach Fischen tauchenden Arten größer. Unter diesen führen See- und Lappentaucherarten die Opferstatistik an, gebietsweise sind auch Kormorane, Alken und Lummen stärker vertreten. Die Ergebnisse beziehen sich auf Vogelbeifänge der Küstenfischerei, deren Fanggebiete nur wenige Meilen auf See reichen. Zum Beifanggeschehen in küstenferneren Seegebieten liegt aus dem Ostseegebiet keine Information vor, obwohl auch hier die Rast- und Überwinterungsbestände mehrerer Arten recht hohe Dichten erreichen können.

Am Rande wird der Beifang von Meeressäugern betrachtet, dessen Ausmaß in der Ostsee insbesondere für den Bestand von Schweinswalen und Ringelrobben bedeutsam ist.

Die potentiellen Konflikte, die sich aus der räumlichen und zeitlichen Überlappung zwischen den Aktivitäten der Küstenfischerei und dem Auftreten von Seevogelkonzentrationen ergeben, wurden auf der Grundlage von Seevogelzählungen (IfAÖ 2002–2004) im Zusammenhang mit verschiedenen Lebensraumfaktoren analysiert. Seevogelkonzentrationen hängen von der Verfügbarkeit von Nahrung ab; die Bedeutung der räumlichen Verteilung verfügbarer Nahrung wird beschrieben. Durch Vergleich der räumlichen und zeitlichen Muster der Seevogelverteilung in 2 Untersuchungsgebieten vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns mit der von Aktivitäten der Stellnetz- und Langleinenfischerei werden potentielle Konflikte aufgezeigt, da Seevogelvorkommen und Fischerei ausgesprochene räumliche und zeitliche Überlappungen zeigen.

Vorstellungen zu Möglichkeiten der Minderung solcher Vogelbeifänge und zur weiteren Arbeit an dem Problem werden diskutiert.

Erdmann, F.; Bellebaum, J.; Kube, J.; Schulz, A. 2005: Losses of seabirds and waterfowl by fisheries with special regards to the international important resting, moulting, and wintering areas in the coastal waters of Mecklenburg-Western Pomerania
 Study for the Mecklenburg-Western Pomerania State Agency for Environment, Nature Conservation, and Geology. I.L.N. Greifswald, Institute for Landscape Ecology and Nature Protection and IfAÖ, Institute for Applied Ecology Ltd Greifswald and Neu Broderstorf: 129 pp.
Printed in German, headlines and legends of tables and figures are given also in English.

Summary

Seabirds and waterfowl can entangle incidentally in different types of fishing gear and thus become bycatch of some forms of fisheries.

After a short introduction about interactions between seabirds and fisheries the results of a bibliographical study on the main forms of fishery and their risks for seabirds are presented. On a global scale, the most harmful forms are fishing by long line and by set nets (gillnetting, trammel netting). Set nets cause also a high risk to marine mammals, turtles, and sharks, despite its reputation as a selective form of fishery.

The bibliographic search has been mainly focused on the situation in the Baltic Sea. The most important studies, which could be found and analysed, are from Germany, Poland, Lithuania, and Sweden. A study from the Netherlands has been used for comparison and to extend the view. Additionally, data from coastal fisheries off the island of Usedom (NE Germany) sampled by B. Schirmeister during the years 1989–2005 have been analysed. Set nets at the bottom or in the middle of the water column (gillnets, trammel nets, entangling nets) are dangerous for fish eating birds (divers, grebes, mergansers, guillemots, cormorants) as well as for species feeding on macrozoobenthos from the sea floor (sea ducks, diving ducks). The most numerous victims along the southern Baltic coast are Long-tailed Ducks wintering in high numbers in the southern and western Baltic Sea. Other species of ducks also are frequently involved, mostly Common and Black Scoter, in some areas Eider, Scaup, and, in Lithuania, also Steller's Eider. However, the specific threat is much higher for species diving to catch fish. Among these divers and grebes dominate the lists of victims; in some regions Cormorants and guillemots are also frequent. The results are only reflecting the bird bycatches in near-coastal areas. There is no information on bird bycatch at fishing grounds farther offshore, but it is known that high densities of some resting, moulting, and wintering bird species and high fishery intensity may overlap also in these areas.

Additionally, some information on bycatch of marine mammals is given. In the Baltic Sea, bycatch seems to be an important factor affecting Harbour Porpoise and Ringed Seal populations.

The conflict potential arising from spatial and temporal overlaps between fishing activities and seabird rest and wintering, and their relationship to environmental conditions, were analysed on the basis of seabird counts performed by IfAÖ during 2002–2004. Seabird concentrations depend on food availability; the importance of the spatial distribution of available food for the resting and wintering pattern is described. The comparison of spatial and temporal pattern of seabird distribution in two study areas off the coast of Mecklenburg-Western Pomerania with those of gill-net and long line fishing activities revealed potential conflicts because seabird occurrence and fishery show marked spatial and temporal overlaps.

Some ideas to reduce bird bycatch are discussed and proposals for further work on the problem are given.

Literaturverzeichnis

- Alverson, D.L. (1998) Discarding practices and unobserved fishing mortality in marine fisheries: an update. Report prepared for the NMFS. Washington Sea Grant Publication WSG, Seattle.
- Alverson, D.L.; Freeberg M.H.; Murawaski, S.A.; Pope, J.G. (1994) A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fisheries Technical Paper. No. 339. UN Food and Agricultural Organization, Rome.
- Andersson, K.; Jonsson, P. (2003) En ROV-undersökning av trålspar i södra Östersjön. K. Skogs- och Lantbruksakad. Tidskr. 142: 39–42.
- Anonymus (2004a) A Review of Methodologies Aimed at Avoiding and/or Mitigating Incidental Catch of Protected Seabirds (Draft). wgnho rep. 229706. <http://www.doc.govt.nz/Conservation/Marine-and-Coastal/Fishing/010-Conservation-services-programme/pdf/MIT2004-Seabirds-draft.pdf>
- Anonymus (2004b) Putnu piezvejas monitorings 2003.g. Latvijas Ornitoloģijas biedrība. PowerPoint presentation. http://www.lva.gov.lv/monitor/seminari/biodiv_sauszeme/Juras_putni_piezveja.pdf
- Artyukhin, Yu.B.; Burkanov, W.N.; Vyatkin, P.S. (1999) [Unfälle von Seevögeln in Treibnetzen der Lachsfischerei japanischer Schiffe in der Ausschließlichen ökonomischen Zone Russlands in den Jahren 1993–1998. Biologie und Schutz der Vögel Kamtschatkas, Moskau 2: 93–108]
- Артюхин, Ю.Б.; Бурканов, В.Н.; Вяткин, П.С. (1999) Случайная гибель морских птиц в дрейфтерных сетях на промысле лосося японскими судами в исключительной экономической зоне России в 1993–1998 годах. Биология и охрана птиц Камчатки, Москва 2: 93–108.
- Artyukhin Yu.B.; Burkanov, W.N.; Zaachnyi, A.N.; Nikulin, W.S. (2000) [Sterblichkeit von Seevögeln in Treibnetzen japanischer Lachsfischer in russischen Gewässern der Beringsee in den Jahren 1993–1999. Biologie und Schutz der Vögel Kamtschatkas, Moskau 2: 110–126]
- Артюхин, Ю.Б.; Бурканов, В.Н.; Заочный, А.Н.; Никулин, В.С. (2000) Смертность морских птиц в дрейфтерных сетях на японском промысле лососей в российских водах Берингова моря в 1993–1999 годах. Биология и охрана птиц Камчатки, Москва 2: 110–126.
- Artyukhin, Yu.B.; Vinnikov, A.W.; Terentyev, D.A. (2004) [Seevögel und Langleinensfischerei im westlichen Teil der Beringsee und den pazifischen Gewässern Kamtschatkas. Biologie und Schutz der Vögel Kamtschatkas, Moskau 6: 56–78]
- Артюхин, Ю.Б.; Винников, А.В.; Терентьев, Д.А. (2004) Морские птицы и ярусное рыболовство в западной части Берингова моря и тихоокеанских водах Камчатки. Биология и охрана птиц Камчатки, Москва 6: 56–78.
- Artyukhin, Yu.B.; Zaachnyi, A.N.; Kornyeu, S.I.; Nikulin, V.S.; Testin, A.I. (2001) [Sterblichkeit von Seevögeln in Treibnetzen japanischer Lachsfischer in russischen Gewässern der Beringsee in den Jahren 2000–2001. Biologie und Schutz der Vögel Kamtschatkas, Moskau 3: 81–85]
- Артюхин, Ю.Б.; Заочный, А.Н.; Корнев, С.И.; Никулин, В.С.; Тестин, А.И. (2001) Смертность морских птиц в дрейфтерных сетях на японском промысле лососей в российских водах Берингова моря в 2000–2001 годах. Биология и охрана птиц Камчатки, Москва 3: 81–85.
- Atkinson-Willes, G.L. (1972) The international wildfowl censuses as a basis for wetland evaluation and hunting rationalization. In: Carp, E. (ed.) Proc. Int. Conf. Conserv. of Wetland and Waterfowl, Ramsar 1971: 87–119.
- Båge, H. (2002) Regional Utvecklingsplan för Småskaligt Kustfiske Blekinge. Utgivare: Länsstyrelsen Blekinge län, Karlskrona: 34 s. <http://www5.k.lst.se/pdf/fiske/Rusk.pdf>
- Balticseabird (2005) Havsfåglar i Östersjön. En studie av ett ekosystem i förändring. (Website) <http://www.balticseabird.com/bifangst/bifangstfaagel.html>
- Bauer, K.M.; Glutz von Blotzheim, U.N. (1992) Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 3 Anseriformes (2. Teil). 2. Aufl. AULA-V., Wiesbaden: 504 S.
- Bearhop, S.; Thompson, D.R.; Phillips, R.A.; Waldron, S.; Hamer, K.C.; Gray, C.M.; Votier, S.C.; Ross, B.P.; Furness, R.W. (2001) Annual Variation in Great Skua Diets: The Importance of Commercial Fisheries and Predation on Seabirds Revealed by Combining Dietary Analyses. Condor 103: 802–809. <http://www.qub.ac.uk/bb/people/bearhop/pdf/condor.pdf>
- Belda, E.J.; Sánchez, A. (2001) Seabird mortality on longline fisheries in the western Mediterranean: factors affecting bycatch and proposed mitigating measures. Biological Conservation 98: 357–363.
- Berggren, P.; Wade, P.R.; Carlström, J.; Read, A.J. (2002) Potential limits to anthropogenic mortality for harbour porpoises in the Baltic region. Biological Conservation 103: 313–322.
- Bergman, G.; Donner, K.O. (1964) An analysis of the spring migration of the Common Scoter and the Long-tailed Duck in southern Finland. Acta zoologica Fennica 105: 3–59.

- Bergman, M.J.N.; van Santbrink, J.W. (1994) Direct effects of beam trawling on macrofauna in sandy areas off the Dutch coast. In: de Groot S.J. & Lindeboom, H.J. (eds.) Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. Netherlands Institute for Sea Research, Den Burg, Texel: 209–236.
- Bergman, M.J.N.; van Santbrink, J.W. (2000) Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. *ICES Journal of Marine Science* 57: 1321–1331.
- Böhme, D. (1991) Untersuchungen zur trophischen Beziehung zwischen überwinternden Tauchenten und Makrozoobenthos in der Wohlenberger Wiek/Wismar-Bucht. Diplomarbeit, FB Biologie, Universität Rostock.
- Böhme, D. (1993) Zur Nahrungsökologie überwinternder Tauchenten in der Wohlenberger Wiek/Wismar-Bucht. *Beiträge zur Vogelkunde (Jena)* 39: 257–284.
- Bräger, S. (1995) Vorkommen von Tordalk *Alca torda*, Trottellumme *Uria aalge* und Gryllsteiste *Cephus grylle* auf der Ostsee in Schleswig-Holstein. *Vogelwelt* 116: 305–310.
- Bräger, S.; Meißner, J.; Thiel, M. (1995) Temporal and spatial abundance of wintering Common Eider *Somateria mollissima*, Long-tailed Duck *Clangula hyemalis*, and Common Scooter *Melanitta nigra* in shallow water areas of the southwestern Baltic Sea. *Ornis Fennica* 72: 19–28.
- Bräger, S.; Nehls, G. (1987) Die Bedeutung der schleswig-holsteinischen Ostsee-Flachgründe für überwinternde Meeresenten. *Corax* 12: 234–254.
- Brothers, G. (1992) Lost or abandoned fishing gear in the Newfoundland aquatic environment. Department of Fisheries and Oceans, St. Johns, Newfoundland, Canada.
- Bullimore, B.A.; Newman, P.B.; Kaiser, M.J.; Gilbert, S.E.; Lock, K.M. (2001) A study of catches in a fleet of “ghost-fishing” pots – lost fish traps – Statistical Data Included. *Fishery Bulletin*.
- Bzoma, S.; Meissner, W. (2005) Some Results of Long-term Counts of Waterbirds Wintering in the Western Part of the Gulf of Gdańsk (Poland), with Special Emphasis on the Increase in the Number of Cormorants (*Phalacrocorax carbo*). *Acta Zoologica Lituanica* 15: 105–108.
- Camphuysen, C.J.; Garthe, S. (2000) Seabirds and Commercial Fisheries: Population Trends of Piscivorous Seabirds Explained? In: Kaiser, M.J.; de Groot, S.J. (eds.) The Effects of Fishing on Non-target Species and Habitats: Biological, Conservation and Socio-economic Issues. Blackwell Science: 163–184. <http://www.sos.bangor.ac.uk/~oss405/camphuysen.doc>
- Chardine, J.W. (1998) Review of the Seabird Bycatch Problem in Arctic Canada. In: Incidental Take of Seabirds in Commercial Fisheries in the Arctic Countries. Part 1. CAFF Technical Report. <http://www.caff.is/sidur/uploads/incidentalpart1.htm.pdf>
- Carlström, J.; Berggren, P.; Dinnetz, F.; Borjesson, P. (2002) A field experiment using acoustic alarms (pingers) to reduce harbour porpoise by-catch in bottom-set gillnets. *ICES Journal of Marine Science* 59: 816–824.
- Christensen, V.; Guénette, S.; Heymans, J.J.; Walters, C.J.; Watson, R.; Zeller, D.; Pauly, D. (2003) Hundred-year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish and Fisheries* 4: 1–24. <http://www.seaaroundus.org/JournalF.htm?date=4%20Feb%202005&title=Publications:%20Articles%20in%20refereed%20journal>
- Chuenpagdee, R.; Morgan, L.E.; Maxwell, S.M.; Norse, E.A.; Pauly, D. (2003) Shifting gears: assessing collateral impacts of fishing methods in US waters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 517–524. [http://www.mcabi.org/ShiftingGears/Chuenpagdee_et_al_\(Frontiers\).pdf](http://www.mcabi.org/ShiftingGears/Chuenpagdee_et_al_(Frontiers).pdf)
- Coad, B.W.; McAllister, D.E. (2005) Dictionary of Ichthyology. [revised 23 June 2005] <http://www.briancoad.com/Dictionary/CompleteDictionarylatestversion.htm>
- Coffey, C.; Dwyer, J. (2000) Managing EC Inshore Fisheries: Time for Change. Report for The Royal Society for the Protection of Birds. Institute for European Environmental Policy, London: 50 pp.
- Cooper, J.; Dunn, E.; Kulka, D.W.; Morgan, K.H.; Rivera, K.S. (2000) Addressing the Problem: Seabird Mortality from Longline Fisheries in the Waters of Arctic Countries. In: Chardine, J.W.; Porter, J.M.; Wohl, K.D. (eds.) Workshop On Seabird Incidental Catch In The Waters Of Arctic Countries 26–28 April 2000. Report and Recommendations. CAFF Technical Report No. 7: 33–42. <http://www.caff.is/sidur/uploads/BycatchReport.pdf>
- Cooper, J.; Baccetti, N.; Belda, E.J.; Borg, J.J.; Oro, D.; Papaconstantinou, C.; Sánchez, A. (2003) Seabird mortality from longline fishing in the Mediterranean Sea and Macaronesian waters: a review and a way forward. In: Mínguez, E.; Oro, D.; de Juana, E.; Martínez-Abraín, A. (eds.) Mediterranean seabirds and their conservation. *Scientia Marina* 67 (Suppl. 2): 57–64.

- Craik, J.C.A. (1997) Long-term effects of North American Mink *Mustela vison* on seabirds in western Scotland. *Bird Study* 44: 303–309.
- Dagys, M. (1997) Possible impact of gillnet fishing on wintering birds in Lithuanian inshore waters of the Baltic Sea. *Acta Zoologica Lituanica* 6: 112–117.
- Dagys, M.; Žydelis, R. (2002) Bird Bycatch in Fishing Nets in Lithuanian Coastal Waters in Wintering Season 2001–2002. *Acta Zoologica Lituanica*, 12: 276–282.
- Dahlén, B.; Eriksson, M.O.G. (2002) Smålommens *Gavia stellata* häckningsframgång i artens svenska kärnområde. *Ornis Svecica* 12: 1–33.
- Danielsson, S.; Döring, R.; Gruszka, P.; Holst, H.; Kuklik, I.; Liepinis, M.; Nuum, T.; Urtans, E. (2004) Sustainable Baltic Sea Fisheries – the way forward. Coalition Clean Baltic. Uppsala: 33 pp. http://www.ccb.se/pdf/050217_ccb_report_fisheries.pdf
- Danmarks Fiskeriundersøgelser (2004) Strategi 2010. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Danmarks Fiskeriundersøgelser: 19 s. [http://www.dfu.min.dk/dk/publication/files/26102004_\\$\\$strategi%202010%20-%20%20oktober%202004%20-%20lang.pdf](http://www.dfu.min.dk/dk/publication/files/26102004_$$strategi%202010%20-%20%20oktober%202004%20-%20lang.pdf)
- Danmarks Fiskeriundersøgelser (2005) Reduktion af bifangst af småhvaler. Forskningsprojekt 2004–2006. (Website) <http://www.dfu.min.dk/dk/side4.asp?id=1410>
- Dayton, P.K.; Thrush, S.; Coleman, F.C. (2002) Ecological Effects of Fishing in Marine Ecosystems of the United States. Pew Oceans Commission, Arlington, Virginia: 52 pp. http://www.pewtrusts.com/pdf/environment_pew_oceans_effects_fishing.pdf
- DeAlteris, J.; Skrobe, L.; Lipsky, C. (1999) The significance of seabed disturbance by mobile fishing gear relative to natural processes: A case study in Narragansett Bay, Rhode Island. In: Benaka, L. (ed.) *Fish Habitat: Essential Fish Habitat and Rehabilitation*. American Fisheries Society, Bethesda, MD: 224–237. [s. auch: <http://www.fishingnj.org/>]
- De Leeuw, J.J. (1999) Food intake rates and habitat segregation of Tufted Duck *Aythya fuligula* and Scaup *Aythya marila* exploiting zebra mussels *Dreissena polymorpha*. *Ardea* 87: 15–31.
- De Leeuw, J.J.; van Eerden, M.R. (1992) Size selection in diving Tufted Ducks *Aythya fuligula* explained by differential handling of small and large mussels *Dreissena polymorpha*. *Ardea* 80: 353–362.
- Desholm, M.; Christensen, T.K.; Scheiffarth, G.; Hario, M.; Andersson, Å.; Ens, B.; Camphuysen, C.J.; Nilsson, L.; Waltho, C.M.; Lorentsen, S.H.; Kuresoo, A.; Kats, R.K.H.; Fleet, D.M.; Fox, A.D. (2002) Status of the Baltic/Wadden Sea population of the Common Eider *Somateria m. mollissima*. *Wildfowl* 53: 167–203.
- Dierschke, V.; Hüppop, O.; Garthe, S. (2003) Populationsbiologische Schwellen der Unzulässigkeit für Beeinträchtigungen der Meeresumwelt am Beispiel der in der deutschen Nord- und Ostsee vorkommenden Vogelarten. *Seevögel* 24: 61–72.
- Döring, R.; Holst, H. (2002) Millionengrab Meer – Ökonomische und ökologische Auswirkungen von Beifängen und Rückwürfen in der Fischerei. Studie im Auftrag von WWF Deutschland. http://www.wwf.de/imperia/md/content/pdf/meereunksten/studie_millionengrab_meer.pdf
- Döring, R.; Laforet, I.; Bender, S.; Sordyl, H.; Kube, J.; Brozda, K.; Schulz, N.; Meier, T.; Schaber, M.; Kraus, G. (2005) Wege zu einer natur- und ökosystemverträglichen Fischerei am Beispiel ausgewählter Gebiete der Ostsee. Endbericht des F+E-Vorhabens (FKZ 802 25 010). Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg: 298 S. www.habitatmarenatura2000.de/de/downloads/berichte/Oekosystemvertraegliche_Fischerei_Ostsee_2005.pdf
- Dunn, E., Steel, C. (2001) The impact of longline fishing on seabirds in the North-East Atlantic: Recommendations for reducing mortality. Bedfordshire, UK: Royal Society for the Protection of Birds, Norwegian Ornithological Society, and Joint Nature Conservation Committee.
- Duphorn, K.; Kliewe, H.; Niedermeyer, R.O.; Janke, W.; Werner, F. (1995) Die deutsche Ostseeküste. Sammlung geologischer Führer 88, Berlin, Stuttgart: 281 S.
- Durinck, J.; Skov, H.; Jensen, F.P.; Pihl, S. (1994) Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. EU DG XI research contract no. 2242/90-09-01, Ornis Consult report: 110 S.
- Eerden, M.R. van; Dubbeldam, W.; Muller, J. (1999) Sterfte van watervogels door visserij met staande netten in het IJsselmeer en Markermeer. RIZA rapport nr. 99.060: 42 pp.

- EU-Kommission — Kommission des Rates der Europäischen Gemeinschaften (2005) Vorschlag für eine VERORDNUNG DES RATES mit technischen Maßnahmen für die Erhaltung der Fischereiresourcen in der Ostsee, den Belten und dem Öresund und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1434/98. 2005/0014 (CNS)
http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/site/de/com/2005/com2005_0086de01.pdf
- FAO — UN Food and Agricultural Organization (1996 a) The State of World Fisheries and Aquaculture 1996 (SOFIA 1996). Rome. http://www.fao.org/sof/sofia/index_en.htm
- FAO — UN Food and Agricultural Organization (1996 b) Fisheries and Aquaculture in Europe: Situation and Outlook in 1996. FAO Fisheries Circular No. 911 FIPP/C911. Fisheries Department, FAO, Rome, Italy.
http://www.dec.ctu.edu.vn/cdrom/cd6/projects/faofish_1197.htm
- FAO — UN Food and Agricultural Organization (1998) The State of World Fisheries and Aquaculture 1998 (SOFIA 1998). Rome. http://www.fao.org/sof/sofia/index_en.htm
- FAO — UN Food and Agricultural Organization (1999) International Plan of Action for Reducing Incidental Catch of Seabirds in Longline Fisheries.
<ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/006/x3170e/X3170E00.pdf>
- FAO — UN Food and Agricultural Organization (2002) The International Plan of Action for Reducing Incidental Catch of Seabirds in Longline Fisheries. <http://www.fao.org/fi/ipa/incide.asp>
- FAO — UN Food and Agricultural Organization (2004) The State of World Fisheries and Aquaculture 2004 (SOFIA 2004). Rome. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/007/y5600e/y5600e03.pdf>
- Fiskeriverket (1999) Fiskeriverkets sektorsmål för ekologiskt hållbar utveckling. Sektorsmål och förslag till åtgärder under miljö kvalitetsmålen "Levande sjöar och vattendrag" och "Hav i balans samt levande kust och skärgård". Fiskeriverket Information 1999/7, Göteborg: 77 s.
- Fiskeriverket (2000) Fiske 2000 – En undersökning om svenskarnas sport- och husbehovsfiske. Fiskeriverket Informerar 2000/1: 89 s.
- Fiskeriverket (2001) Småskaligt kustfiske och insjöfiske – en analys. Fiskeriverket, Göteborg: 150 s.
http://www.fiskeriverket.se/publikationer/ovr_publ/pdf/Kustfiskerapp_200.pdf
- Fiskeriverket (2003 a) Analys av effekterna av ändrad trålgrens och betydelsen av bottentrålning för de marina ekosystemen. Delrapport 1. Fiskeriverket, Göteborg: 42 s. <http://www.fiskeriverket.se/>
- Fiskeriverket (2003 b) Effekter av drivgarnsfisket förslag om bifångstminskande åtgärder. Delrapport 1. Fiskeriverket, Göteborg: 13 s.
http://www.fiskeriverket.se/miljofragor/pdf/Delrapport_Drivgarn_2003.pdf
- Fiskeriverket (2004 a) Analys av effekterna av ändrad trålgrens och betydelsen av bottentrålning för de marina ekosystemen. Delrapport 2. Fiskeriverket, Göteborg: 13 s. <http://www.fiskeriverket.se/>
- Fiskeriverket (2004 b) Effekter av drivgarnsfisket och förslag om bifångstminskande åtgärder. Delrapport 2. Fiskeriverket, Göteborg: 6 s.
http://www.fiskeriverket.se/miljofragor/pdf/Delrapport_Drivgarn_2004.pdf
- Fiskeriverket (2005) Situationen beträffande arbetet med att minska skador och bifångster av säl och skarv. Strategi för problemens långsiktiga hantering. Fiskeriverket, Göteborg: 20 s.
http://www.fiskeriverket.se/publikationer/ovr_publ/pdf/sael-o-skarv_121-3490-04-redov.pdf
- Follestad, A.; Runde, O. (1995) Sjøfugl og fiskeredskaper: gjenfunn av ringmerkede fugler. (Seabirds and fishing gears: recoveries of ringed birds). NINA Oppdragsmelding 350: 1–26.
- Follestad, A.; Strann, K.B. (1991) Sjøfugl og fiskegarn. Problemets omfang og karakter i Norge. (Seabirds and fishing nets. The scope and nature of the problem in Norway). NINA Oppdragsmelding 078: 1–14.
- Forney, K.A.; Benson, S.R.; Cameron, G.A. (2001) Central California Gillnet Effort and Bycatch of Sensitive Species, 1990–1998. In: Melvin E.F.; Parrish, J.K. (eds.) Proceedings of the Symposium Seabird Bycatch: Trends, Roadblocks, and Solutions. Univ. of Alaska Sea Grant: 141–160.
- Franzmann, N.E. (1980) Ederfuglens (*Somateria mollissima*) ynglebiologi og populationsdynamik på Christiansø. Ph. D. thesis, Univ. Kopenhagen.
- Furness, R.W.; Ensor, K.; Hudson, A.V. (1992) The Use of Fishery Waste by Gull Populations Around the British Isles. *Ardea* 80: 105–113.
- Furness, R.W.; Hudson, A.V.; Ensor, K. (1988) Interactions Between Scavenging Seabirds and Commercial Fisheries Around the British Isles. In: Burger, J. (ed.) Seabird and other vertebrates: Competitions, predation and other interactions. Columbia Univ. Press, N.Y.: 240–268.

- Gabriel, O.; Thiele, W. (1997) Untersuchungen zu selektionsverbessernden technischen Maßnahmen in der Ostsee-Aalfischerei. Inf. Fischwirtsch. 44: 172–176.
http://www.bfa-fish.de/iud/iud-d/veroeff/INFN/INFN_1997/INFN_97-4_Seite%20172-176.pdf
- Gabriel, O.; Rehme, W.; Richter, U. (1998) Fangtechnische Untersuchungen zur Aal- und Plattfischerei in der Ostsee. Inf. Fischwirtsch. 45: 180–183.
http://www.bfa-fish.de/iud/iud-d/veroeff/INFN/INFN_1998/INFN_98-4_Seite%20180-183.pdf
- Garthe, S.; Scherp, B. (2003) Utilization of discards and offal from commercial fisheries by seabirds in the Baltic Sea. ICES Journal of Marine Science 60: 980–989.
- Garthe, S.; Sonntag, N. (2004) Erfassung von Meeressäugtieren und Seevögeln in der deutschen AWZ von Ost- und Nordsee (EMSON): Teilvorhaben Seevögel, Zwischenbericht. Bundesamt für Naturschutz, F+E-Vorhaben FKZ 802 85 260: 34 S.
- Garthe, S.; Camphuysen, K.; Furness, R.W. (1996) Amounts of discards by commercial fisheries and their significance as food for seabirds in the North Sea. Marine Ecology Progress Series 136: 1–11.
- Garthe, S.; Dierschke, V.; Weichler, T.; Schwemmer, P. (2004) Rastvogelvorkommen und Offshore-Windkraftnutzung: Analyse des Konfliktpotenzials für die deutsche Nord- und Ostsee. In: Endbericht Teilprojekt 5 des Verbundprojekts „Marine Warmblüter in Nord- und Ostsee: Grundlagen zur Bewertung von Windkraftanlagen im Offshore-Bereich (MINOS)“. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: 195–333.
- Garthe, S.; Ullrich, N.; Weichler, T.; Dierschke, V.; Kubetzki, U.; Kotzerka, J.; Krüger, T.; Sonntag, N.; Helbig, A.J. (2003) See- und Wasservögel der deutschen Ostsee. Verbreitung, Gefährdung und Schutz. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup: 170 S.
- Gislason, H. (1994) Ecosystem effects of fishing activities in the North Sea. Marine Pollution Bulletin 29: 520–527.
- Górski, W.; Strawński, S. (1985) Wintering of waterfowl and gulls on the Polish Baltic coast. Communications of the Baltic Commission for the Study of Bird Migration 17: 80–98.
- Górski, W.; Strawński, S. (1986) Winter and early spring distribution and numbers of some diving ducks on the Polish Baltic coast. Baltic Birds IV, Vår Fågelvärld Supplement 11: 35–41.
- Gražulevičius, G.; Petraitis, A. (1990) Dependence of low altitude migration on weather conditions. Baltic Birds 5/1. Zinatne, Riga: 108–113.
- Grémillet, D.; Schmidt, D.; Culik, B. (1995) Energy requirements of breeding great cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 121: 1–9.
- Gröhsler, T. (2003) Zum Hering im Greifswalder Bodden. Meer und Museum 17: 104–110.
- Glutz von Blotzheim, U.N.; Bauer, K.M. (1999) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 8/II. 2.durchgesehene Aufl., Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Grimm, P. (1985) Die Stellnetzfisherei als eine wichtige Form nicht nur der ornithofaunistischen Nachweisführung. Naturschutzarb. in Mecklenb. 28: 104–106.
- Grishanov, G. (2001) Changes in Numbers and Distribution of Wintering Waterfowl Populations in the Kaliningrad Region of Russia. Acta Zoologica Lituonica 11: 255–259.
- Hammond, P.S.; Berggren, P.; Benke, H.; Borchers, D.L.; Collet, A.; Heide-Jørgensen, M.P.; Heimlich, S.; Hiby, A.R.; Leopold, M.F.; Øien, N. (2002) Abundance of harbour Porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. Journal of Applied Ecology 39: 361–376.
- Harding, K.C.; Härkönen, T.J. (1999) Development in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) and ringed seal (*Phoca hispida*) populations during the 20th century. Ambio 28: 619–627.
- Harding, K.C.; Härkönen, T.; Caswell, H. (2002) The 2002 European seal plague: epidemiology and population consequences. Ecology Letters 5: 727–732.
- Hario, M. (1998) Review of Incidental Take of Seabirds in Fisheries in Finland. In: Incidental Take of Seabirds in Commercial Fisheries in the Arctic Countries. Part 1. CAFF Technical Report: 20–24
<http://www.caff.is/sidur/uploads/incidentalpart1.htm.pdf>
- Härkönen, T. (2003) Säldöden 2002. Projektrapport, Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm: 10 s.
- Heinicke, T.; Naacke, J. (2002) Auswertung von Daten der periodischen Wasservogelzählungen im Land Mecklenburg-Vorpommern, Zählseason 2001/2001. Gutachten im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern, Buckow: 59 S.

- HELCOM — Helsinki Commission (2005) Seal and Harbour porpoise populations in the Baltic marine area. In: HELCOM HABITAT 7/2005, Seventh Meeting of the Nature Protection and Biodiversity Group, Kalmar, Sweden, 10–14 October 2005. Document code 9/1.
- Helbig, A.; Kube, J. (1996) Die Ostsee als Brut- und Überwinterungsgebiet für Meeres- und Küstenvögel. In: Lozán J.L.; Lampe, R.; Matthäus, W.; Rachor, E.; Rumohr, H.; v. Westernhagen, H. (Hrsg) Warnsignale aus der Ostsee: wissenschaftliche Fakten. Parey, Berlin: 222–231.
- Hopkins, C.C.E. (2003) The Dangers of Bottom Trawling in the Baltic Sea. Report for Coalition Clean Baltic, AquaMarine Advisers, Åstorp: 15 pp. http://www.ccb.se/downloads/bottom_trawling.pdf
- Horsten, M.B.; Kirkegaard, E. (2000) Bycatch from a Perspective of Sustainable Use. Comments on the European Commission Green Paper on the Common Fisheries Policy After 2002. IUCN SSC European Sustainable Use Specialist Group: Fisheries Working Group, Brussels: 16 pp. http://www.iucn.org/themes/ssc/susg/docs/esusg-fwg/esusgfwg_bycatch.PDF
- Hüppop, O. (1996) Causes and trends of the mortality of Guillemots (*Uria aalge*) ringed on the island of Helgoland, German Bight. *Vogelwarte* 38: 217–224.
- Huse, I.; Aanonsen, S.; Ellingsen, H.; Engås, A.; Furevik, D.; Graham, N.; Isaksen, B.; Jørgensen, T.; Løkkeborg, S.; Nøttestad, L.; Soldal, A.V. (2002) A desk-study of diverse methods of fishing when considered in perspective of responsible fishing, and the effect on the ecosystem caused by fishing activity. *TemaNord* 2003: 501, København: 122 pp. <http://www.norden.org/pub/ebook/2003-501final.pdf>
- ICES — International Council for the Exploration of the Sea (2000) Report of the Working Group on Fishing Technology and Fish Behaviour (WGSE), 10–14 April 2000, IJmuiden, The Netherlands. CM 2000/B: 124 pp. www.ices.dk/products/CMdocs/2000/B/B0300.pdf
- ICES — International Council for the Exploration of the Sea (2000) Report of the Working Group on Seabird Ecology (WGSE), 20–23 March 2000, Wilhelmshaven, Germany. CM 2000/C:04: 75 pp. <http://www.ices.dk/products/CMdocs/2000/C/C0400.PDF>
- ICES — International Council for the Exploration of the Sea (2001) Report of the Working Group on Seabird Ecology (WGSE), 16–19 March 2001, ICES Headquarters. CM 2001/C:05 Ref.: E,F and ACME: 70 pp. <http://www.ices.dk/products/CMdocs/2001/C/C0501.PDF>
- ICES — International Council for the Exploration of the Sea (2002) Report of the Working Group on Seabird Ecology (WGSE), 8–11 March 2002, ICES Headquarters. CM 2002/C:04 Ref. ACME, ACE, E and F. 72 pp.
- ICES — International Council for the Exploration of the Sea (2004 a) Report of the Working Group on Seabird Ecology (WGSE), 29 March–2 April 2004 Aberdeen, UK. CM 2004/C:05 Ref. ACME, ACE. 53 pp.
- ICES — International Council for the Exploration of the Sea (2004 b) Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management and Advisory Committee on Ecosystems, 2004. ICES Advice 1 (2): 1544 pp.
- ICES — International Council for the Exploration of the Sea (2005) Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO), 12–19 April 2005, ICES Headquarters, Copenhagen. ACE:04. 146 pp. <http://www.ices.dk/reports/ACE/2005/WGECO05.pdf>
- IfAÖ — Institut für Angewandte Ökologie (2005) Gutachtlicher Vorschlag zur Identifizierung, Abgrenzung und Beschreibung sowie vorläufigen Bewertung der zahlen- und flächenmäßig geeigneten Gebiete zur Umsetzung der Richtlinie 79/409/EWG in den äußeren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern: 203 S.
- Jacobi, V.E. (1966) [Radar- und visuelle Beobachtungen des Vogelzuges im Herbst 1964 im Baltikum. Materialien der VI. Baltischen ornithologischen Konferenz, Vilnius: 167–168] Якоби, В.Э. (1966) Радиолокационные и визуальные наблюдения перелёта птиц осенью 1964 г. в Прибалтике. Материалы VI Прибалт. орнитол. конф. Вильнюс: 167–168.
- Jacobi, V.E. (1983) [Radar- und visuelle Beobachtungen zum Zug der Meeresenten an der Westküste Estlands. Mitteilungen der Baltischen Kommission zum Studium des Vogelzuges 16: 24–37] Якоби, В.Э. (1983) Радиолокационные и визуальные наблюдения за перелётом морских уток на западном побережье Эстоний. Сообщ. Прибалт. Комиссий по изучению миграций птиц (Communic. of the Baltic Commission for the Study of Bird Migration) 16: 24–37.

- Jennings, S.; Kaiser, M.J. (1998) The Effects of Fishing on Marine Ecosystems. *Advances in Marine Biology* 34: 201–352. <http://www.sos.bangor.ac.uk/~oss405/amb.html>
- Jepsen, P.U. (Red./Ed.) (2001) Conservation and Management of Seal Populations in the Baltic. Action Plan for the implementation of the HELCOM Project on Seals. Ministry of Environment and Energy, Danish Forest and Nature Agency: 75 pp.
- Joensen, A.H. (1973) Ederfuglen (*Somateria mollissima*) som ynglefugl i Danmark. *Viltbiologisk station Kalø-Rønde, Danske Viltundersøgelser* 20: 36 s.
- Johansson, S. (2005) Utveckling av fiskerinäringen längs norrlandskusten 1990–2004 och förslag till åtgärder. Länsstyrelsen Uppsala län, Länsstyrelsen Gävleborg, Länsstyrelsen i Västernorrlands län, Länsstyrelsen i Västerbotten, Länsstyrelsen i Norrbottens län: 16 s. http://www.norrbotten.lst.se/publishedObjects/10000909/Fiske_Norrlandskusten.pdf
- Johnson, K.A. (2002) A Review of National and International Literature on the Effects of fishing on Benthic Habitats. U.S. Dept. of Commerce, NOAA Technical memorandum NMFS-F/SPO-57: 77 pp. <http://www.nmfs.noaa.gov/habitat/habitatprotection/pdf/efh/literature/KJohnson.pdf>
- Kaiser, M.J.; Bullimore, B.; Newman, P.; Lock, K.; Gilbert, S. (1996) Catches in ‘ghost fishing’ set nets. *Marine Ecology Progress Series* 145: 11–16.
- Kaiser, M.J.; de Groot, S.J. (eds) 1999. Effects of fishing on non-target species and habitats: Biological, conservation and socioeconomic issues. Blackwell Science, Oxford: 384 pp.
- Kaschner, K. (2001) Harbour porpoises in the North Sea and Baltic – bycatch and current status. Rep. f. Umweltstiftung WWF Deutschland: 91 pp.
- Kelleher, K. (2004) Discards in the world’s marine fisheries: An update. FAO Fisheries Technical Paper 470 (Draft), Rome: 146 pp. http://www.oceana.org/fileadmin/oceana/uploads/dirty_fishing/FAO_Fisheries_Technical_Paper_470.pdf
- Kenchington, T. (2002) Gadus Associates’ Bibliography of the Effects of Fishing Gear on the Seabed and Benthic Communities. 2002 Edition. Gadus Associates, Musquodoboit Harbour, Nova Scotia Canada: 79 pp. <http://home.istar.ca/~gadus/ImpactBiblio.pdf>
- Kieś, B.; Tomek, T. (1990) Bird mortality in fishing nets in the Gulf of Gdansk, Polish Baltic coast. *Pelagicus* 5: 23–27.
- Kirchhoff, K. (1979) Nahrungsökologische Untersuchungen an benthosfressenden Enten in der Hohwachter Bucht. Diplomarb. Univ. Kiel.
- Kirchhoff, K. (1982) Wasservogelverluste durch die Fischerei an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. *Vogelwelt* 103: 81–89.
- Klein, R.; Bellebaum, J.; Kube, J.; Wendeln, H. (2004) Verbreitung und Phänologie der Alkenvögel (Alcidae) im Seegebiet um Rügen. Vortrag bei der 137. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft in Kiel, 29. September–4. Oktober 2004.
- Körner, M.; Naacke, J. (2004) Auswertung von Daten der periodischen Wasservogelzählungen im Land Mecklenburg-Vorpommern, Zählseason 2003/2004. Gutachten im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern, Buckow: 91 S.
- Kock, K.H.; Siebert, U.; Harder, K. (2003) Wale und Robben in den Küstengewässern der Ost- und Nordsee und ihre Gefährdung durch den Menschen. Bieten deutsche Gewässer noch ausreichend Lebensraum für marine Säuger? *Meer und Museum* 17: 150–159.
- Koschinski, S. (2002) Current knowledge on Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea. *Ophelia* 55: 167–197.
- Kozakiewicz M.; Meissner W.; Skakuj M. (1997) Occurrence of the cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* at the Gulf of Gdańsk (Poland) in the non-breeding season. *Ekologia Polska* 45: 171–172.
- Kowalski, W.; Manikowski, S. (1982) Liczebność ptaków ginących w sieciach rybackich na Bałtyku. *Ochrona przyrody* 44: 245–248.
- KRAV — Kontrollförening ekologisk odling (2005) Fiske. Indeladade regler för KRAV-certifierad produktion juli 2005. <http://arkiv.krav.se/arkiv/regler/kontroll/fiske.pdf>
- Kretschmann, K. (1960) Fischreusen als Todesfallen für Wasservögel. *Naturschutzarbeit und naturkundliche Heimatforschung in den Bezirken Rostock-Schwerin-Neubrandenburg* 3 (H. 6): 41–42.
- Krost, P.; Bernhard, M.; Werner, F.; Hukriede, W. (1990) Otter trawl tracks in Kiel Bay (Western Baltic) mapped by side-scan sonar. *Meeresforsch.* 32: 344–353.

- Kube, J. (1996) The ecology of macrozoobenthos and seaducks in the Pomeranian Bay. *Meereswissenschaftliche Berichte (Marine Science Reports)* 18: 1–128.
- Kube, J.; Bellebaum, J.; Klein, R. (2004) Die Nahrungsökologie der Eisente *Clangula hyemalis* in der südlichen Ostsee. Vortrag bei der 137. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft in Kiel, 29. September–4. Oktober 2004.
- Kube, J.; Skov H. (1996) Habitat selection, feeding characteristics, and food consumption of long-tailed ducks, *Clangula hyemalis*, in the southern Baltic Sea. *Meereswiss. Ber.*, Warnemünde 18: 83–100.
- Landwirtschaftsministerium MV — Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (2004) Agrarbericht 2004 des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin: 112 S.
- Länsstyrelsen i Norrbottens län (2004) Identifiering av miljöproblem. In: Bottenviken Life – Handlingsprogram för Bottenviken: 89–138. www.norbotten.lst.se/publishedObjects/10003313/3.pdf
- Länsstyrelsen Västra Götalands län (2003 a) Fisket i Västra Götaland. Miljömålen i Västra Götalands län: 68–78. <http://www5.o.lst.se/miljomal/Filsorter/PDF/hav3.pdf>
- Länsstyrelsen Västra Götalands län (2003 b) Skyddsvärda marina arter. Miljömålen i Västra Götalands län: 55–67. <http://www5.o.lst.se/miljomal/Filsorter/PDF/hav3.pdf>
- Larsen, F. (1999) Kan pingere reducere bifangst af marsvin. *Fisk & Hav* 49: 42–53
- Larsson, P.O.; Valentinsson, D.; Tschernij, V. (2003) Försvunna torskgarn fortsätter att spökfiska. *Östersjö* 2003: 32–35.
- Leipe, T. (1982) Ergebnisse von Magenuntersuchungen an Eisenten im Greifswalder Bodden. *Falke* 29: 377–378.
- Leipe, T. (1985) Zur Nahrungsökologie der Eisente (*Clangula hyemalis*) im Greifswalder Bodden (unter Berücksichtigung einiger anderer nordischer Tauchentenarten). *Beiträge zur Vogelkunde*, Jena 31: 121–140.
- Leipe, T. (1986) Über die Ursachen der Nachtaktivität von Bergenten (*Aythya marila*) und Reiherenten (*Aythya fuligula*) am Greifswalder Bodden außerhalb der Brutzeit. *Mitteilungen Zool. Mus. Berlin* 62; *Ann. Orn.* 10: 117–125.
- Leipe, T. (1989 a) Eutrophe Brackwasser-Ökosysteme und deren Bedeutung für Durchzug und Rast von Tauchenten im Nordosten der DDR. *Beiträge zur Vogelkunde* 35: 24–35.
- Leipe, T. (1989 b) Der Greifswalder Bodden als international bedeutendes Rastgebiet für nordische Tauch- und Meerestenten. *Meer und Museum (Stralsund)* 5: 63–69.
- Leipe, T.; Scabell, J. (1990) Die „Eisentenwalze“ oder eine effektive Strategie der Nahrungssuche am Meeresboden durch *Clangula hyemalis*. *Die Vogelwelt* 111: 224–229.
- Leipe, T.; Sellin, D. (1983) Zum Vorkommen von Bergenten (*Aythya marila*) und Eisenten (*Clangula hyemalis*) auf dem Greifswalder Bodden. *Ornithologischer Rundbrief Mecklenburg* 26: 34–47.
- Lewison, R.L.; Crowder, L.B.; Read, A.J.; Freeman, S.A. (2004) Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *TRENDS in Ecology and Evolution* 19: 598–604 http://web.gc.cuny.edu/eeb/academics/articles/Lewison_et_al.pdf
- Lindahl, U.; Westerberg, H.; Rappe, C. (2002) Åtgärdsprogram för tumlare (*Phocoena phocoena*). Fiskeriverket och Naturvårdsverket, Åtgärdsprogram nr 27: 25 s. <http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln/pdf/620-8123-3.pdf>
- Lindeboom H.J.; de Groot S.J. (eds) (1998) IMPACT-II: The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. Netherlands Institute for Sea Research. NIOZ-Rapport 1998-1. RIVODLO Report C003/98: 404 pp.
- Løkkeborg, S. (1998) Seabird bycatch and bait loss in longlining using different setting methods. *ICES Journal of Marine Science* 55: 145–149.
- Løkkeborg, S. (2003) Review and evaluation of three mitigation measures – bird scaring line, underwater setting and line shooter – to reduce seabird bycatch in the North Atlantic longline fishery. *Fisheries Research* 60: 11–16.
- Løkkeborg, S.; Robertson, G. (2002) Seabird and longline interactions: effects of a bird-scaring streamer line and line shooter on the incidental capture of northern fulmers *Fulmarus glacialis*. *Biological Conservation* 106: 359–364.
- Lundälv, T.; L. Jonsson, L. (2000) Inventering av Koster-Väderöområdet med ROV-teknik. En pilotstudie. Skärgårdsutredning 2000. Naturvårdsverkets förlag: 75 s.

- Lundvik, B. (2003) Vad kostar rovdjuren? Svensk Jakt 2003/6. http://www.jagareforbundet.se/svensk_jakt/
- Lunneryd, S.G.; Königson, S.; Sjöberg, N.B. (2004) Bifångst av säl, tumlare och fåglar i det svenska yrkesfisket. Finfo : Fiskeriverket informerar 2004/8, Öregrund, Göteborg: 21 s.
- Lyngs, P.; Durinek, J. (1998) Diet of Guillemots *Uria aalge* in the central Baltic Sea. Dansk. Orn. Foren. Tidsskr. 92: 197–200.
- MacKenzie, B.R.; Awebro, K.; Bager, M.; Holm, P.; Lajus, J.; Must, A.; Ojaveer, H.; Poulsen, B.; Uzars, D. (2002) Baltic Sea Fisheries in Previous Centuries: Development of Catch Data Series and Preliminary Interpretations of Causes of Fluctuations. Report, ICES C. M. 2002/L: 02: 44 pp. http://www.cmrh.dk/ICES_2002.pdf
- MacKenzie, B.R.; Almesjö, L.; Hansson, S. (2004a) Fish, fishing, and pollutant reduction in the Baltic Sea. Environmental Science and Technology 38: 1970–1976.
- MacKenzie, B.R.; Hansson, S.; Almesjö, L.; Fletcher, N. (2004b) Can cod help to clean up the Baltic Sea. ICES/CIEM newsletter 41: 24–27 <http://www.ices.dk/marineworld/cod.asp>
- Madsen, F.J. (1954) On the food habits of the diving ducks in Denmark. Danish Rev. Game Biol. 2: 157–266.
- Madsen, N.; Hansen, K. (2001) Sorteringsriste reducerer bifangsten af fisk i rejefiskeriet. Fisk & Hav 52: 2–9.
- Mägi, E. (Red.) (2004) Matsalu Linnud. Birds of Matsalu. Matsalun Linnut. Version August 2004. <http://matsalu.intral.ee/failid/matsalubirds>
- Matrozis, R. (1999) Jūras izskaloto putnu uzskaitē 1999. Projekta atskaite. Latvijas Ornitoloģijas biedrība, Rīga: 16 s. <http://www.lvgma.gov.lv>
- Matrozis, R. (2003) Jūras izskaloto putnu uzskaites (2002./2003.) rezultāti. Latvijas Ornitoloģijas biedrība, Rīga: 15–25 <http://www.lvgma.gov.lv> (Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas aģentūra)
- Meissner, J.; Bräger, S. (1990) The feeding ecology of wintering Eiders *Somateria mollissima* and Common Scoters *Melanitta nigra* on the Baltic Sea coast of Schleswig-Holstein, FRG. Wader Study Group Bull. 58: 10–12.
- Meissner, W. (1993) Zimowanie markaczki *Melanitta nigra* i uhli *Melanitta fusca* na Zatoce Gdańskiej w sezonach 1984/85–1986/87. Notatki Ornitologiczne 34: 95–101.
- Meissner W. (1994) Midwinter Counts along the Polish Coast of the Baltic, 1992 and 1993. IWRB Seaduck Research Group Bulletin 4: 26–30.
- Meissner, W.; Maracewicz, T. (1993) Zimowanie lodówki *Clangula hyemalis* na Zatoce Gdańskiej w sezonach 1984/85–1986/87. Notatki Ornitologiczne 34: 87–94.
- Meissner, W.; Nitecki, C. (1993) The species composition and age structure of Gulls wintering in the Gulf of Gdańsk. Bucephala, Sonderh. Baltic Birds 6: 38–51.
- Meissner, W.; Sikora, A. (1993) Zimowanie edredona *Somateria mollissima* na Zatoce Gdańskiej w sezonach 1984/85–1986/87. Notatki Ornitologiczne 34: 81–85.
- Meissner W.; Kozakiewicz M.; Skakuj M. (1993) The number and distribution of wintering waterfowl along the Polish Baltic coast in 1993. Ring 15: 375–377.
- Melvin, E.F. (2000) Streamer Lines to Reduce Seabird Bycatch in Longline Fisheries. National Oceanic and Atmospheric Administration, Washington Sea Grant Program, Seattle: 2 pp. <http://www.wsg.washington.edu/pubs/seabirds/streamers.pdf>
- Melvin E.F.; Parrish, J.K. (Eds.) (2001) Proceedings of the Symposium Seabird Bycatch: Trends, Roadblocks and Solutions, February 26–27, 1999, Blaine Washington, Annual Meeting of the Pacific Seabird Group. University of Alaska Sea Grant, AK-SG-01-01: 206 pp.
- Melvin, E.F.; Parrish, J.K.; Conquest, L.L. (1999) Novel tools to reduce seabird bycatch in coastal gillnet fisheries. Conservation Biology 13: 1386–1397.
- Mentjes, T.; Gabriel, O. (1999) Fangtechnische Möglichkeiten zur Reduzierung des Beifangs von Meerestintenfisch in der Dorschfischerei mit stationären Fanggeräten. Inf. Fischwirtsch. Fischereiforsch. 46: 36–41.
- Michno, B.; Meissner, W.; Musiał, K.; Kozakiewicz, M. (1993) Zimowanie głowienki *Aythya ferina*, czernicy *Aythya fuligula* i ogorzalki *Aythya marila* na Zatoce Gdańskiej w sezonach 1984/85–1986/87. Notatki Ornitologiczne 34: 63–80.

- Mizera, T.; Uhlig, R.; Kalisinski, M.; Mundt, J.; Czeraszkiwicz, R. (1994) Brutverbreitung, Mauser, Nichtbrüter- und Winterbestand des Gänsesägers *Mergus merganser* im Einzugsgebiet der Oder. *Vogelwelt* 115: 155–162.
- Mohlin, L. (red.) (2002) Fisket å sydkusten. En studie av fiskerinäringen i Blekinge och Skåne län. Länsstyrelsen i Blekinge län, Karlskrona; Länsstyrelsen i Skåne län, Kristianstad: 100 s.
http://www5.k.lst.se/pdf/fiske/Fiskerapport_1D.pdf
- Morgan, L.E.; Chuenpagdee, R. (2003) Shifting gears: addressing the collateral impacts of fishing methods in U.S. waters. Pew science series on conservation and the environment. Island Press Publication Services: 50 pp. <http://www.mcabi.org/ShiftingGears/ShiftingGears.pdf>
<http://portals.conservation.org/downloads/storedfile/Document/ShiftingGears.pdf>
- Müller, S. (1994 a) Bemerkenswerte avifaunistische Beobachtungen aus Mecklenburg-Vorpommern – Jahresbericht für 1991. *Orn. Rundbrief Meckl. Vorp.* 36: 61–92.
- Müller, S. (1994 b) Bemerkenswerte avifaunistische Beobachtungen aus Mecklenburg-Vorpommern – Jahresbericht für 1992. *Orn. Rundbrief Meckl. Vorp.* 36: 93–120.
- Müller, S. (1995) Bemerkenswerte avifaunistische Beobachtungen aus Mecklenburg-Vorpommern – Jahresbericht für 1993. *Orn. Rundbrief Meckl. Vorp.* 37: 66–103.
- Müller, S. (1997) Bemerkenswerte avifaunistische Beobachtungen aus Mecklenburg-Vorpommern – Jahresbericht für 1994. *Orn. Rundbrief Meckl. Vorp.* 39: 60–95.
- Müller, S. (1998) Bemerkenswerte avifaunistische Beobachtungen aus Mecklenburg-Vorpommern – Jahresbericht für 1995. *Orn. Rundbrief Meckl. Vorp.* 40: 50–88.
- Müller, S. (1999 a) Bemerkenswerte avifaunistische Beobachtungen aus Mecklenburg-Vorpommern – Jahresbericht für 1996. *Orn. Rundbrief Meckl. Vorp.* 41: 72–131.
- Müller, S. (1999 b) Bemerkenswerte avifaunistische Beobachtungen aus Mecklenburg-Vorpommern – Jahresbericht für 1997. *Orn. Rundbrief Meckl. Vorp.* 41: 132–193.
- Müller, S. (2000) Bemerkenswerte avifaunistische Beobachtungen aus Mecklenburg-Vorpommern – Jahresbericht für 1998. *Orn. Rundbrief Meckl. Vorp.* 42: 87–176.
- Müller, S. (2001) Bemerkenswerte avifaunistische Beobachtungen aus Mecklenburg-Vorpommern – Jahresbericht für 1999. *Orn. Rundbrief Meckl. Vorp.* 43: 90–160.
- Müller, S. (2002) Bemerkenswerte avifaunistische Beobachtungen aus Mecklenburg-Vorpommern – Jahresbericht für 2000. *Orn. Rundbrief Meckl. Vorp.* 44: 100–172.
- Müller, S. (2004) Bemerkenswerte avifaunistische Beobachtungen aus Mecklenburg-Vorpommern – Jahresbericht 2001. *Orn. Rundbrief Meckl. Vorp.* 45: 62–102.
- Naturvårdsverket (2001) Nationell förvaltningsplan för Gråsälbeståndet i Östersjön – Gråsäl (*Halichoerus grypus*). Stockholm: 83 s. [bei HELCOM auch in einer englischen Version verfügbar: National management plan for Grey Seal stock in the Baltic Sea – The Grey Seal (*Halichoerus grypus*). Stockholm: 96 pp.]
- Nehls, G. (1995) Strategien der Ernährung und ihre Bedeutung für Energiehaushalt und Ökologie der Eiderente (*Somateria mollissima*) (L. 1758). *Ber. Forsch.- und Technologiezentrum Westküste d. Univ. Kiel* 10: 1–177.
- Nehls, H.W.; Lambert, K.; Zöllick H.H. (1992) Bestand und Verbreitung der Meeresenten auf der mecklenburg-vorpommerschen Ostsee im Winter 1991/92. Unveröff. Bericht an das Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Rostock: 9 S.
- Nehls, H.W.; Lambert, K.; Zöllick H.H. (1993) Bestand und Verbreitung der Meeresenten auf der Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern im Mittwinter 1992/93. Unveröff. Bericht an das Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Rostock: 8 S.
- Nehls, H.W.; Lambert, K.; Zöllick H.H. (1997) Zum Bestand und zur Verbreitung der Meeresenten auf der Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern im Mittwinter 1996/97. Unveröff. Bericht an das Ministerium für Landwirtschaft und Naturschutz Mecklenburg-Vorpommern, Rostock.
- Nehls, H.W.; Lambert, K.; Zöllick H.H. (1999) Bestand und Verbreitung der Meeresenten auf der Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern im Mittwinter 1998/99. Unveröff. Bericht, Rostock.
- Nehls, H.W.; Lambert, K.; Zöllick H.H. (2001) Bestand und Verbreitung der Meeresenten auf der Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern im Mittwinter 2000/2001. Unveröff. Bericht, Rostock.
- Nehls, H.W.; Lambert, K.; Zöllick H.H. (2003) Bestand und Verbreitung der Meeresenten auf der Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern im Februar 2003. Unveröff. Bericht an das Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Rostock.

- Nehls, H.W.; Struwe-Juhl, B. (1998) Die Wasservogelbestände der deutschen Ostseeküste in den Mildwintern 1991–1995. *Seevögel* 19: 105–115.
- Nehls, H.W.; Zöllick H.H. (1994) Bestand und Verbreitung der Meeresenten auf der Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern im Mittwinter 1993/94. Unveröff. Bericht an das Ministerium für Landwirtschaft und Naturschutz Mecklenburg-Vorpommern, Rostock: 10 S.
- Nehls, H.W.; Zöllick H.H. (1995) Zum Bestand und zur Verbreitung der Meeresenten auf der Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern im Mittwinter 1994/95. Unveröff. Bericht an das Ministerium für Landwirtschaft und Naturschutz Mecklenburg-Vorpommern, Rostock: 10 S.
- Nehls, H.W.; Zöllick H.H. (1996) Zum Bestand und zur Verbreitung der Meeresenten auf der Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern im Mittwinter 1995/96. Unveröff. Bericht an das Ministerium für Landwirtschaft und Naturschutz Mecklenburg-Vorpommern, Rostock.
- Niedermeyer, R.O.; Kliewe, H.; Janke, W. (1987) Die Ostseeküste zwischen Boltenhagen und Ahlbeck. *Geographische Bausteine, Neue Reihe* 30, Gotha: 164 S.
- Nilsson, L. (1969) Food consumption of diving ducks wintering at the coast of South Sweden in relation to food resources. *Oikos (Copenhagen)* 20: 128–135.
- Nilsson, L. (2005) Long-term Trends and Changes in Numbers and Distribution of some Wintering Waterfowl Species Along the Swedish Baltic Coast. *Acta Zoologica Lituanica* 15: 151–157.
- Nordström, M.; Högmander, J.; Nummelin, J.; Laine, J.; Laanetu, N.; Korpimäki, E. (2002) Variable responses of waterfowl breeding populations to long-term removal of introduced American mink. *Ecography* 25: 385–394.
- Ojaveer, H. (2002) Environmental impacts on fish and ecosystem effects of fishing in the Baltic Sea. *Estonian Marine Institute Report Series No. 11*. 52 pp.
- Oldén, B.; Peterz, M.; Kollberg, B. (1988) Sjöfågeldöd i fisknät i nordvästra Skåne. *Naturvårdsverket Rapport* 3414. Solna, Sweden: 51 s.
- Olivero, J.; Real, R.; Vargas, J.M. (1998) Distribution of breeding, wintering, and resident waterbirds in Europe: biotic regions and the macroclimate. *Ornis Fennica* 75: 153–175.
- Olsson, O.; Fransson, T.; Larsson, K. (1999) Post-fledging migration of common murre *Uria aalge* in the Baltic Sea: management implications. *Ecography* 22: 233–239.
- Olsson, O.; Nilsson, T.; Fransson, T. (2000) Long-term study of mortality in the common guillemot in the Baltic Sea. Analysis of 80 years of ringing data. Swedish Environmental Protection Agency Rep. 5057: 47 s. <http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln/pdf/620-6121-6.pdf>
- Österblom, H. (2002) Bifångster i fiskeredskap av fågel, säl och tumlare i Östersjön. *Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm*. 22 s. http://www.balticseabird.com/gemensamt_material/documents/rapport_bifangster.pdf
- Österblom, H.; Fransson, T.; Olsson, O. (2002) Bycatches of Common Guillemots (*Uria aalge*) in the Baltic Sea gillnet fishery. *Biological Conservation* 105: 309–319.
- Österblom, H.; van der Jeugd, H.; Olsson, O. (2004) Adult survival and avian cholera in Common Guillemots *Uria aalge* in the Baltic Sea. *Ibis* 146: 531–534.
- Panten, K.; Rippe, L.; Fleck, M. (2003) Beifang und Discard der deutschen Fischerei in der Nordsee. *Meer und Museum* 17: 126–132.
- Pauly, D.; Christensen, V.; Dalsgaard, J.; Froese, R.; Torres, F. (1998) Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860–863.
- Perus, J.; Bäck, S.; Lax H.G.; Westberg, V.; Kauppila, P.; Bonsdorff, E. (2004) Coastal marine zoobenthos as an ecological quality element: a test of environmental typology and the European Water Framework Directive. In: Schernewski, G.; Wielgat, M. (eds.): *Baltic Sea Typology. Coastline Reports* 4: 27–38.
- Petersen, A.; Bakken V. (2004) Distribution of Murre Outside the Breeding Season. “Circumpolar Murre Banding Program” North Atlantic Region. CAFF Technical Report No. 13. CAFF International Secretariat, Akureyri, Iceland: i-iv +20 pp. http://www.caff.is/sidur/uploads/Microsoft Word - CAFFTechnicalReport13_doc.pdf
- Podkovyrkin, B. (1976) Mass destruction of migratory diving ducks in the fishing-nets in Lake Ladoga and in Vyborg Bay. In: Kumari, E. (ed.) *Communications of the Baltic Commission für the Study of Bird Migration, Tartu* 10: 118–141.

- Potter, E.C.E.; Pawson, M.G. (1991) Gill Netting. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Directorate of Fisheries Research. Lowestoft, Laboratory Leaflet 69: 35 pp.
<http://www.cefas.co.uk/publications/lableaflets/lableaflet69.pdf>
- Preuss, D. (2002) Untersuchungen zur Nahrungsökologie einer Kormoranpopulation (*Phalacrocorax carbo sinensis*) im Küstenbereich Vorpommerns. Diplomarb. Univ. Rostock.
- Ranta-aho, K.; Peippo, M. (2004) Management strategies for coastal fisheries and aquaculture in Southwest Finland. In: Schernewski G.; Löser N. (eds.): Managing the Baltic Sea. Coastline Reports 2: 77–81.
- Rathgeber, J.; Naacke, J. (2003) Auswertung von Daten der periodischen Wasservogelzählungen im Land Mecklenburg-Vorpommern, Zählseason 2002/2003. Gutachten im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern, Buckow: 91 S.
- RCEP — Royal Commission on Environmental Pollution (2004) Turning the Tide: Addressing the Impact of Fisheries on the Marine Environment. 25th Report, Presented to Parliament by Command of Her Majesty, December 2004: 497 pp.
- Rechlin, O. (1996) Fischbestände und Erträge. In: Rheinheimer, G. (Hrsg.) Meereskunde der Ostsee. 2. Aufl. Springer-V. Berlin Heidelberg: 256–265.
- Rheinheimer, G. (Hrsg.) (1996) Meereskunde der Ostsee. 2. Aufl. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 350 S.
- Rijn, S.H.M. van; van Eerden, M.R. (2002) Aalscholvers in het IJsselmeergebied: concurrent of graadmeter? Vogels, vissen en visserij in duurzaam evenwicht. RIZA Rapport: 2001.058. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling. Ministerie van Verkeer en Waterstaat
- Robins, M. (1991) Synthetic gill nets and seabirds. The Royal Society for the Protection of Birds, Bedfordshire: 68 pp.
- Robinson, L.A.; Frid, C. (2003). Dynamic ecosystem models and the evaluation of ecosystem effects of fishing, can we make meaningful predictions? Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 13: 5–20.
- Rose, P.M.; Scott, D.A. (1994) Waterfowl Population Estimates. IWRB Publication, Slimbridge 29: 107 pp.
- Ross, A.; Isaac, S. (2004) The Net Effect? A review of cetacean bycatch in pelagic trawls and other fisheries in the north-east Atlantic. A WDCS report for Greenpeace: 74 pp.
http://www.greenpeace.de/fileadmin/gpd/user_upload/themen/meere/The_net_effect.pdf
- Rutschke, E. 1993: Zur Bedeutung der mecklenburgisch-vorpommerschen Ostseeküste für den Durchzug und die Überwinterung von Wasservögeln. Baltic Birds VI – Proceedings of the Sixth Conference on the Study and Conservation of Migratory Birds of the Baltic Basin (Bucephala-Sonderheft): 9–15.
- Scheidat, M.; Gilles, A.; Siebert, U. (2004) Erfassung der Dichte und Verteilungsmuster von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) in der deutschen Nord- und Ostsee. In: Endbericht Teilprojekt 2 des Verbundprojekts „Marine Warmblüter in Nord- und Ostsee: Grundlagen zur Bewertung von Windkraftanlagen im Offshore-Bereich (MINOS)“. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: 77–114.
- Schirmeister, B. (1993) Zu Verlusten von Wasservögeln in Fischnetzen der Küstenfischerei. Falke 40: 343–346.
- Schirmeister, B. (1993) Zu Verlusten von Wasservögeln in Fischnetzen der Küstenfischerei. Ornithol. Rundbrief Mecklenb.-Vorpomm. N.F. 35: 23–27.
- Schirmeister, B. (2003) Verluste von Wasservögeln in Stellnetzen der Küstenfischerei – das Beispiel der Insel Usedom. Meer und Museum 17: 160–166.
- Schnack, D. (1996 a) Fischerei. In: Rheinheimer, G. (Hrsg.) Meereskunde der Ostsee. 2. Aufl. Springer-V. Berlin Heidelberg: 249–251.
- Schnack, D. (1996 b) Reproduktionsbiologie der Fische. In: Rheinheimer, G. (Hrsg.) Meereskunde der Ostsee. 2. Aufl. Springer-V. Berlin Heidelberg: 265–272.
- Sellin, D. (2001) Bestandserfassung der Zielarten (Klasse Aves) in einem Teilgebiet des EU Vogelschutzgebiets „Greifswalder Bodden“ im Rahmen einer Verträglichkeitsuntersuchung für das Vorhaben B-Plan Nr. 3 „Industriegebiet Vierow“ nach BNatSchG § 19c. Gutachten im Auftrag des Büros UmweltPlan Stralsund, Greifswald.

- Sewell, J.; Hiscock, K. (2005) Effects of fishing within UK European Marine Sites: guidance for nature conservation agencies. Report to the Countryside Council for Wales, English Nature and Scottish Natural Heritage from the Marine Biological Association. Plymouth: Marine Biological Association. CCW Contract FC 73-03-214A. 195 pp.
http://www.marlin.ac.uk/PDF/FishGuidance05_Final_Report_screen.pdf
- Skov, H.; Durinck, J. (2001) Seabird attraction to fishing vessels is a local process. *Marine Ecology Progress Series* 214: 289–298.
- Skov, H.; Durinck, J.; Andell, P. (2000) Associations between wintering avian predators and schooling fish in the Skagerrak-Kattegat suggest reliance on predictable aggregations of herring *Clupea harengus*. *J. of Avian Biol.* 31: 135–143.
- Sokolov, V.E.; Syroyechkovskij, E.E. (Red.) (1989) [Nationalparks der UdSSR. Nationalparks des Baltikums und Weißrusslands. Verlag Mysl, Moskau: 320 S.] Соколов, В.Е.; Сыроечковский, Е.Е. (гл.-ред.) (1989) Заповедники СССР. Заповедники Прибалтики и Белоруссии. Изд. Мысль, Москва: 320 стр.
- Sonntag, N.; Engelhard, O.; Garthe, S. (2004) Sommer- und Mauservorkommen von Trauerenten *Melanitta nigra* und Samtenten *M. fusca* auf der Oderbank (südliche Ostsee). *Vogelwelt* 125: 77–82.
- SRU — Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (2004) Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Meeressumweltschutz für Nord- und Ostsee. Deutscher Bundestag. Drucksache 15/2626, 24.02.2004: 268 S.
http://www.umweltrat.de/02gutach/download02/sonderg/Drucksache_SG_Meer2004.pdf
- Stempniewicz, L. (1986) The food intake of two Scoters *Melanitta fusca* and *M. nigra* wintering in the Gulf of Gdańsk, Polish Baltic coast. *Baltic Birds IV, Vår Fågelvärld, Supplement 11*: 211–214.
- Stempniewicz, L. (1994) Marine birds drowning in fishing nets in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic): numbers, species composition, age and sex structure. *Ornis Svecica* 4: 123–132.
- Stempniewicz, L. (1995) Feeding ecology of the Long-tailed Duck *Clangula hyemalis* wintering in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea). *Ornis Svecica* 5: 133–142.
- Stempniewicz, L.; Meissner, W. (1999) Assessment of the zoobenthos biomass consumed yearly by diving ducks wintering in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea). *Ornis Svecica* 9: 143–154.
- Strömblom, B. (ed.) (2004) Fisk, fiske och miljö. Fiskeriverkets miljömålsarbete 2001–2004. Fiskeriverket, Göteborg: 78 s. www.fiskeriverket.se/miljofragor/pdf/okt-rapp_webb.pdf
- Strunk, G.; Strunk, P. (2005) Die Entwicklung des Kormoranbestandes *Phalacrocorax carbo sinensis* am Strelasund und in der vorpommerschen Boddenregion. *Meer und Museum* 18: 150–157.
- Švažas, S. (1988) [Nächtlicher Herbstzug von Gänsen, beobachtet im elektrischen Licht von Gewächshäusern. Kurzfassungen der Beiträge zur XII. Baltischen ornithologischen Konferenz. Vilnius: 244–246] Шважас, С. (1988) Ночной осенней пролёт гусей, видимый в электрическом свете теплиц. Тезисы докладов XII прибалтийской орнитологической конференции, Вильнюс: 244–246.
- Švažas, S. (1993) Distribution of migrating birds in the air space at night. *Baltic Birds VI – Proceedings of the Sixth Conference on the Study and Conservation of Migratory Birds of the Baltic Basin (Bucephala-Sonderheft)*: 81–87.
- Švažas, S.; Dagys, M.; Žydelis, R.; Raudonikis, L. (2001) Changes in Numbers and Distribution of Wintering Waterfowl Populations in Lithuania in the 20th Century. *Acta ornithologica Lituanica* 11: 243–254.
- Švažas, S.; Meissner, W.; Nehls, H.W. (1994) Wintering populations of Goosander (*Mergus merganser*) and Smew (*Mergus albellus*) at the south eastern Baltic coast. *Acta ornithologica Lituanica* 9/10: 56–69.
- Svedäng, H.; Öresland, V.; Cardinale, M.; Hallbäck, H.; Jakobsson, P. (2002) De kustnära fiskebeståndens utveckling och nuvarande status vid svenska västkusten. Synopsis av "Torskprojektet steg I–III". FINFO 2002:6. Fiskeriverket, Lysekil: 57 s.
<http://www.norden.org/pub/miljo/fiskeri/sk/US2002413.pdf>
- Svensson, S.; Svensson, M.; Tjernberg, M. (1999) Svensk fågelatlas. *Vår Fågelvärld, Supplement 31*, Stockholm: 552 s.
- Tasker, M.L.; Camphuysen, C.J.; Cooper, J.; Garthe, S.; Montevecchi, W.A.; Blaber, S.J.M. (2000) The impacts of fishing on marine birds. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 531–547.

- Teilmann, J.; Dietz, R.; Larsen, F.; Desportes, G.; Mølgaard Geertsen, B.; Wesley Andersen, L.; Aastrup, P.; Rye Hansen, J.; Buholzer, L. (2004) Satellitstopping af marsvin i danske og tilstødende farvande. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 484: 86 s. http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR484_samlet.PDF
- Thiele, W. (1996) Fischereimethoden. In: Rheinheimer, G. (Hrsg.) Meereskunde der Ostsee. 2. Aufl. Springer-V. Berlin Heidelberg: 251–256.
- Thrush, S.F.; Dayton, P.K. (2002) Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging. *Annual Review of Ecology & Systematics* 33: 449–473.
- Tschernij, V.; Larsson, P.O. (2003) Ghost fishing by lost cod gill nets in the Baltic Sea. *Fisheries Research* 64: 151–162.
- Tschernij, V.; Suuronen, P. (2002) Improving trawl selectivity in the Baltic. *TemaNord* 2002:512. København: 56 s.
- Ubl, C. (2004) Untersuchungen zum Nahrungsspektrum des Kormorans im Bereich des Greifswalder Boddens. *Fischerei & Fischmarkt in MV* 2: 32–38.
- Urtāns, Ē.; Priednieks, J. (1999) Ūdensputnu mirstība Latvijas piekrastes zvejā. *Putni dabā* 9: 2–8.
- Urtans, E.; Priednieks, J. (2000) The present status of seabirds by-catch in Latvia coastal fishery of the Baltic Sea. *ICES C.M.* 2000/J:14.
- Vaitkus, G. (1999) Spatial Dynamics of Wintering Seabird Populations in the Baltic Proper: A Review of Factors and Adaptations. *Acta Zoologica Lituonica* 9: 126–141.
- Vaitkus, G. (2001a) Ecological adaptations of seabirds to the gradient of winter climatic conditions in the Baltic Sea region. *Acta Zoologica Lituonica*, 11: 280–287.
- Vaitkus, G. (2001b) Spatial dynamics of regional wintering populations of seabirds in the gradient of winter climatic conditions. *Acta Zoologica Lituonica*, 11: 273–279.
- Valdemarsen, J.W. (1998) FAO code of conduct for responsible fishing, provisions for an ecosystem approach to management and exploitation of marine resources. Workshop on the Ecosystem Approach to the Management and Protection of the North Sea. Oslo, Norway 15-17 June 1998. <http://odin.dep.no/md/nsc/workshops/bn.html>
- Verfuß, U.; Honnef, C.; Benke, H. (2004) Untersuchungen zur Raumnutzung durch Schweinswale in der Nord- und Ostsee mit Hilfe akustischer Methoden (PODs). In: Endbericht Teilprojekt 3 des Verbundprojekts „Marine Warmblüter in Nord- und Ostsee: Grundlagen zur Bewertung von Windkraftanlagen im Offshore-Bereich (MINOS)“. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: 115–151.
- Vesper, H; von Dorrien, C. (2001) Frische Fische – Tote Wale. Analyse zur Situation der Schweinswale in Nord- und Ostsee und ihrer Bedrohung durch hohe Beifangraten in der Fischerei. WWF Deutschland, Frankfurt (Main)
- Vildskadecenter (2004) Viltskadestatistik 2003. Grimsö: 30 s. <http://www.vildskadecenter.com/>
- Votier, S.C.; Bearhop, S.; Ratcliffe, N.; Furness, R.W. (2004 a) Reproductive Consequences for Great Skuas Specializing as Seabird Predators. *Condor* 106: 275–287. http://www.qub.ac.uk/bb/people/bearhop/pdf/votier_et_al_condor.pdf
- Votier, S.C.; Bearhop, S.; Ratcliffe, N.; Phillips, R.A.; Furness, R.W. (2004 b) Predation by great skuas at a large Shetland seabird colony. *Journal of Applied Ecology* 41: 1117–1128. <http://www.qub.ac.uk/bb/people/bearhop/pdf/VotierJAPPLECOL.pdf>
- Votier, S.C.; Furness, R.W.; Bearhop, S.; Crane, J.W.; Caldow, R.W.G; Catry, P.; Ensor, K.; Hamer, K.C.; Hudson, A.V.; Kalmbach, E; Klomp, N.I.; Pfeiffer, S.; Phillips, R.A; Prieto, I; Thompson, D.R. (2004 c) Changes in fisheries discard rates and seabird communities. *Nature* 427: 727–730.
- Walter, U.; Hüppop, O.; Garthe, S. (1994) Eine komplexe Dreiecksbeziehung – Seevögel, Fischbestände und Fischerei. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V. 8: 80–108. <http://www.sdn-web.de/Vogel/huepp.pdf>
- Wania, F.; Broman, D.; Axelman, J.; Näf, C.; Agrell, C. (2001) A Multicompartment, Multi-basin Fugacity Model Describing the Fate of PCBs in the Baltic Sea. In: Wulff, F.V.; Rahm, L.A.; Larsson P. (eds.) *A Systems Analysis of the Baltic Sea*. Ecological Studies 148. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 417–448.

- Watling, L.; Norse, E.A. (1998) Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clearcutting. *Conservation Biology* 12:1180–1197.
- Westerberg, H.; Fjälling, A.; Martinsson, A. (2000) Sälskador i det svenska fisket. Beskrivning och kostnadsberäkning baserad på loggboksstatistik och journalföring 1996–1997. Fiskeriverket Rapport 2000/3: 3–38.
- Wohl, K.D.; Gould, P.J.; Fitzgerald, S.M. (1998) Incidental Mortality of Seabirds in Alaska. In: Incidental Take of Seabirds in Commercial Fisheries in the Arctic Countries. Part 1. CAFF Technical Report. <http://www.caff.is/sidur/uploads/incidentalpart1.htm.pdf>
- WWF — World Wide Fund for Nature (2005) Clean Baltic within Reach? How can a new chemical policy contribute to the protection of the Baltic Sea? WWF Detox Campaign, Brussels – WWF Deutschland, Bremen – WWF Baltic Ecoregion Programme, Solna: 40 pp. http://www.wwf.fi/wwf/www/uploads/pdf/detox_balticreport.pdf
- Žalakevičius, M.M. (1982) [Radarstudien des Vogelzuges in der Litauischen SSR. Diss., Akad. D. Wissenschaften d. Lit. SSR] Жалакявичюс, М.М. (1982) Радиолокационное изучение миграции птиц в Литовской ССР. Дисс., Акад. Наук Литов. ССР.
- Žalakevičius, M.; Švažas, S.; Stanevičius, V.; Vaitkus, G. (1995) Bird migration and wintering in Lithuania: a monograph. *Acta Zoologica Lituania. Ornithologia* 2.
- Zeller, D.; Watson, R.; Pauly, D. (eds) (2001) Fisheries Impacts on North Atlantic Ecosystems: Catch, Effort and National/Regional Data Sets. Fisheries Centre Research Reports 9 (3): 254 pp. <http://www.seaaroundus.org/report/datasets/datasetsfull.pdf>
- Žydėlis, R. (2002) Habitat selection of waterbirds wintering in Lithuanian coastal zone in the Baltic Sea. Diss., Institute of Ecology, Univ. of Vilnius.
- Žydėlis, R.; Skeiveris, R. (1999) Increasing conflict between gill-net fishery and Steller's Eiders wintering along the Lithuanian coast. *Wetlands International Seaduck Specialist Group Bulletin* 8: 9–11.
- Žydėlis, R.; Gražulevičius, G.; Zarankaitė, J.; Mečionis, R.; Mačiulis, M. (2002) Expansion of the Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) Population in Western Lithuania. *Acta Zoologica Lituania* 12: 283–287.
- Žydėlis, R.; Vaitkus, G.; Gražulevičius, G.; Castrén, K. (1999) Wintering Seabird Survey in Lithuanian Offshore Waters, March 1999. *Acta Zoologica Lituania* 9: 142–146.



I.L.N Greifswald
Institut für Landschaftsökologie
und Naturschutz

Dezember 2005



INSTITUT FÜR ANGEWANDTE
ÖKOLOGIE GmbH
