

Jochen Schwarz, Klaus Harder, Henning von Nordheim und
Wolfgang Dinter (Bearb.)

**Wiederansiedlung der Ostseekegelrobbe
(*Halichoerus grypus balticus*)
an der deutschen Ostseeküste**



Wiederansiedlung der Ostseekegelrobbe (*Halichoerus grypus balticus*) an der deutschen Ostseeküste

Ergebnisse der Voruntersuchungen zu einem geplanten
E+E-Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz,
koordiniert vom Deutschen Meeresmuseum, Stralsund

bearbeitet von
Jochen Schwarz
Klaus Harder
Henning von Nordheim
Wolfgang Dinter

Titelfoto: Porträt eines jungen Weibchens der Ostseekegelrobbe (W. Dinter, Insel Vilm)

Adressen der Bearbeiter:

Dr. Jochen Schwarz

**Reischvitz Hof 2
18528 Bergen/Rügen**

Dipl.-Biologe Klaus Harder

**Deutsches Meeressmuseum
Museum für Meereskunde und Fischerei
Katharinenberg 14-20
18439 Stralsund**

Dr. Henning von Nordheim

Dipl.-Geoökol. Wolfgang Dinter

**Bundesamt für Naturschutz
BfN-Außenstelle Vilm, Insel Vilm
Fachgebiet I 3.2: Meeres- und Küstennaturschutz
18581 Putbus**

Die Beiträge dieser Schriftenreihe werden aufgenommen in die Literaturdatenbank „*DNL-online*“ (www.dnl-online.de).

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz (BfN)
Konstantinstr. 110, 53179 Bonn
www.bfn.de

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN

Druck: LV Druck im Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup

Bezug über: BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag
48084 Münster
Tel.: 02501/801-300, Fax: 02501/801-351
Preis: 16,- € (zzgl. Versandkosten)

oder im Internet:
www.lv-h.de

ISBN: 3-7843-3726-0

Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Papier

Bonn - Bad Godesberg 2003

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	7
Tabellenverzeichnis	12
Vorwort	14
1 Einleitung	15
2 Informationen zur Biologie und zum Status der Kegelrobbe in der Ostsee	16
2.1 Systematische Stellung der Seehunde und Kegelrobben in der Ostsee	16
2.1.1 Seehund	16
2.1.2 Kegelrobbe	16
2.2 Historische Verbreitung von Kegelrobben in der südlichen Ostsee	17
2.2.1 Einleitung	17
2.2.2 Die Geschichte der Ausrottung der Robben an der deutschen Ostseeküste	18
2.2.3 Habitatverluste durch die Steinfischerei	21
2.2.4 Historische Daten zum Vorkommen, und Bestandsgrößen der Robben	21
2.2.4.1 Seehund	21
2.2.4.2 Die Bestandsentwicklung der Kegelrobbe	22
2.2.4.3 Historische Liegeplätze der Kegelrobben in der südlichen Ostsee	23
2.2.5 Zusammenfassung	28
2.3 Die heutige Situation der Kegelrobben in der Ostsee	29
2.4 Habitatansprüche der Kegelroben	31
2.5 Literatur	33
3 Konzeption der E+E-Voruntersuchung	37
4 Ergebnisse	38
4.1 Verfügbarkeit geeigneter Liegeplatzhabitatem an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns	38
4.1.1 Einleitung	38
4.1.2 Untersuchte Gebiete und Methoden der Habitatbewertung	40
4.1.3 Ergebnisse	43
4.1.3.1 Windwattgebiet von Hohe Düne/Pramort bis Gellen (Südspitze Hiddensee)	44
4.1.3.2 Tromper Wiek zwischen Nobbin und Vitt	45
4.1.3.3 Hiddensee, Neuer Bessin	49
4.1.3.4 Halbinsel Bug	53
4.1.3.5 Nordküste der Halbinsel Wittow zwischen Varnkevitz und Schwarbe-Siedlung	55
4.1.3.6 Naturschutzgebiet "Greifswalder Oie"	62
4.1.3.7 Granitzer Ort	67
4.1.3.8 Naturschutzgebiet Peenemünder Haken, Struck und Ruden	69
4.1.3.9 Darßer Ort	72
4.2 Zum Einfluss von Schad- und Nährstoffeinträgen aus der Oder auf die Entwicklung von Robbenpopulationen an der vorpommerschen Küste	74
4.2.1 Einleitung	74
4.2.2 Beschreibung der regionalen Situation	75
4.2.2.1 Hydrologie und Nährstoffdynamik	75
4.2.2.2 Die Schadstoffsituation	77
4.2.3 Zusammenfassung	81
4.2.4 Literatur	82

4.3	Populationsgenetische Untersuchungen	84
4.3.1	Zielsetzung/Stand der Forschung	84
4.3.2	Material und Methode	84
4.3.2.1	Probenaufbereitung	84
4.3.2.2	Sequenzanalyse	85
4.3.2.3	Datenanalyse	85
4.3.3	Ergebnisse	85
4.3.4	Diskussion	89
4.3.4.1	Genetische Variabilität der rezenten Bestände	89
4.3.4.2	Phylogeographie und genetische Divergenz der rezenten Bestände	89
4.3.4.3	Status des ausgestorbenen Bestandes Mecklenburg-Vorpommerns	89
4.3.5	Empfehlung	89
4.3.6	Literatur	90
4.4	Veterinär-pathologische Untersuchungen von Robben-Totfunden	91
4.4.1	Einleitung	91
4.4.2	Material und Methoden	91
4.4.3	Ergebnisse	92
4.4.3.1	Untersuchung der gestrandeten und beigefangenen Robben aus der Ostsee	92
4.4.3.2	Untersuchung der gestrandeten Kegelrobben aus der Nordsee	96
4.4.3.3	Molekularbiologische Untersuchungen zur Charakterisierung der β -hämoly- sierenden Streptokokken	97
4.4.3.4	Untersuchung der Robbenschädelsammlung aus dem Deutschen Meeresmuseum ...	98
4.4.3.5	Toxikologische Untersuchungen	100
4.4.4	Bewertung der Befunde	101
4.4.5	Literatur	102
4.5	Nahrungsökologische Voraussetzungen für eine Ansiedlung von Kegelrobben an der deut- schen Ostseeküste (Fischerei und Fischbestände, Nahrungsökologie der Robben und mögliche Konflikte mit der Fischerei)	104
4.5.1	Einleitung	104
4.5.2	Historische Entwicklung des Fischfangs in Mecklenburg-Vorpommern	106
4.5.3	Der Fischfang in den Jahren nach 1968	107
4.5.3.1	Fanggebiete	107
4.5.3.2	Geographische Verteilung der Fischerei	108
4.5.3.3	Die Fanggeräte	108
4.5.3.4	Aktivitäten der Freizeitfischer	118
4.5.3.5	Fischbestand	121
4.5.3.6	Zur Ernährungsbiologie der Kegelrobbe	122
4.5.3.7	Gebietsabhängige Verfügbarkeit von Beute für Kegelrobben – Eine Prognose	127
4.5.3.8	Wechselwirkungen zwischen Robben und der Fischerei	128
4.5.3.9	Zusammenfassung	130
4.5.3.10	Literatur	131
4.6	Untersuchungen zum Fischereiaufwand im Fischereibezirk 03 Greifswalder Bodden und seinen angrenzenden Gewässern nördlicher Peenestrom, Strelasund und Außenstrand	134
4.6.1	Einleitende Bemerkungen	134

4.6.2	Fischereibezirk Greifswalder Bodden	134
4.6.2.1	Hydrographie	134
4.6.2.2	Fischereistandorte, Anzahl der Boote und Fischer	135
4.6.2.3	Art und Anzahl der Fanggeräte in den Fischereibezirken	135
4.6.2.4	Fanggeräte im Greifswalder Bodden	137
4.6.2.5	Schonzeiten	138
4.6.2.6	Schätzung des saisonalen Fischereiaufwandes im Greifswalder Bodden und den angrenzenden Gebieten des Außenstrandes	138
4.6.2.7	Wirtschaftliche Bedeutung der Fischerei im Greifswalder Bodden und seinen angrenzenden Gewässern	141
4.6.3	Zusammenfassung	143
4.7	Die Eisverhältnisse an der Küste Vorpommerns und in den angrenzenden Seegebieten im Zeitraum 1961 bis 1999	144
4.7.1	Einführung	144
4.7.2	Besonderheiten der Region	145
4.7.3	Grundzüge der Eisverhältnisse	145
4.7.4	Eisbeobachtungen und Datenreihen	147
4.7.5	Eiswintertypen	148
4.7.6	Regionale Beschreibung der Eisverhältnisse	150
4.7.6.1	Innenbereiche	152
4.7.6.2	Außenküste/See	154
4.7.7	Vergleichende Betrachtung der Vereisungsregime	156
4.7.8	Auswirkungen von möglichen Klimaveränderungen bis 2030	159
4.7.9	Schlussfolgerungen	160
4.7.10	Zusammenfassung	162
4.7.11	Literatur	162
4.8	Statistische Analyse von Eisdaten des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie aus den Jahren 1947-1999 zur Beschreibung der zu erwartenden Vereisung im Gebiet der Ostseeküste von Mecklenburg-Vorpommern unter besonderer Berücksichtigung von Eisdicken über 10 cm	163
4.8.1	Die Eisverhältnisse	163
4.8.2	Daten und statistische Methoden	164
4.8.2.1	Gitterpunkt datensätze der beobachteten Lufttemperatur und des Luftdrucks	164
4.8.2.2	Klimamodelldaten	164
4.8.2.3	Statistische Methoden	167
4.8.3	Statistik der Eiszeitreihen	167
4.8.4	Abschätzung der möglichen künftigen Entwicklung der Eisverhältnisse an der Küste von Vorpommern	169
4.8.4.1	Einleitung	169
4.8.4.2	Sensitivitätsanalyse	169
4.8.4.3	Die Eisverhältnisse gemäß Klimamodellexperimenten	170
4.8.5	Schlussfolgerungen	175
4.8.6	Zusammenfassung	175
4.8.7	Literatur	176

5	Diskussion	178
5.1	Einleitung	178
5.2	Besteht die Ursache für die Verdrängung von Kegelrobben noch heute im Gebiet?	178
5.3	Wie groß ist die Wahrscheinlichkeit einer eigenständigen Wiederansiedlung von Kegelrobben an der deutschen Ostsee?	179
5.4	Sind die heute an der deutschen Ostsee vorhandenen Lebensräume noch immer für Kegelrobben geeignet?	180
5.5	Gibt es signifikante genetische Unterschiede zwischen den Kegelrobben der südwestlichen und denen der nordöstlichen Ostsee?	183
5.6	Gibt es hinsichtlich der gesundheitlichen Situation der Kegelrobben in der Ostsee Risiken, die den Erfolg einer Wiederansiedlung gefährden können?	184
5.7	Wie sieht die Nahrungsgrundlage für zukünftige Robbenpopulationen an der deutschen Ostseeküste aus?	186
5.8	Welche Meinung hat die Öffentlichkeit zur Wiederansiedlung der Kegelrobbe?	187
5.8.1	Akzeptanz in der (nicht fischenden) Bevölkerung	187
5.8.2	Ablehnende Haltung in der Fischerei	188
5.8.3	Technische Lösungen zur Konfliktminimierung	190
6	Methoden der Kegelrobbenwiederansiedlung	190
6.1	Fang und Transport	190
6.2	Notwendige Genehmigungen für die Einfuhr von Kegelrobben aus Estland nach Deutschland	191
6.2.1	Zollrechtliche Verpflichtungen	191
6.2.2	Veterinärrechtliche Verpflichtungen	192
6.2.3	Verpflichtungen nach dem Bundesnaturschutzgesetz	192
6.2.4	Fang- und Ausfuhr genehmigung estnischer Behörden	192
6.3	Eingewöhnung im Auswilderungsgebiet	192
6.4	Veterinärmedizinische Betreuung der Tiere vom Fang bis zur Freilassung	194
6.5	Wissenschaftliche Erfolgskontrolle mit Hilfe der Satellitentelemetrie	194
6.6	Begleitende Öffentlichkeitsarbeit	197
7	Konsultationsgespräche im Rahmen der E+E-Voruntersuchung	198
8	Die Wiederansiedlung von Kegelrobben an der deutschen Ostseeküste im internationalen Kontext	201
9	Robbenschutzgebiete an der deutschen Ostseeküste	202
10	Zusammenfassung	203
11	Summary	205

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Geburtszeiten verschiedener Kegelrobbenpopulationen im Gesamtverbreitungsgebiet (nach KING 1983)	16
Abb. 2: Postkarte von 1916 aus Sassnitz, Foto: A. Bönki. Freundlicherweise zur Verfügung gestellt von Herrn Hahlbeck, Sassnitz	23
Abb. 3: Historische Liegeplätze der Kegelrobben in der südwestlichen Ostsee	24
Abb. 4: Räumliche Verteilung der Kegelrobbenliegeplätze in der Ostsee. (Quelle: A. Roos, Riksmuseum Stockholm)	30
Abb. 5: Kegelrobben auf Schären bei den Ålandinseln (Foto J. Schwarz)	31
Abb. 6: Die Kegelrobben der zentralen und östlichen Ostsee gebären ihre Jungen weit überwiegend auf Treibeisschollen. (Foto: F. Bruemmer 1998)	31
Abb. 7: Typischer Kegelrobenliegeplatz bei Saaremaa, Estland. Auf Liegeplätzen wie diesem werden in milden Wintern die Jungtiere geboren (Foto J. Schwarz 1999).	32
Abb. 8: Salzrasen werden von Kegelrobben insbesondere für die Jungenaufzucht genutzt. (Foto: N. Bonner in: BONNER 1994)	32
Abb. 9: Totfunde (schwarze Dreiecke) und Lebendbeobachtungen (helle Dreiecke) von Kegelrobben an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns von 1951 bis 2000	40
Abb. 10: Sportboothäfen im Bereich des Achterwassers und des Kleinen Haffs bei Usedom	41
Abb. 11: Übersicht über die Lage möglicher Kegelrobenliegeplätze an der vorpommerschen Ostseeküste, nach Auswertung rein ökologischer Bewertungskriterien. Gebiete, die sich für ein Wiederansiedlungsprojekt eignen, unterscheiden sich von potentiellen Liegeplätzen durch logistische Merkmale, vornehmlich bessere Erreichbarkeit für die Projektmitarbeiter oder bessere Bewachungsmöglichkeiten.	43
Abb. 12: Der Bereich des Windwatts nördl. des Bocks mit dem Gellen an der Südspitze von Hiddensee und der Hohen Düne auf der Halbinsel Zingst im Westen. Die roten Pfeile markieren die ungefähre Position der geeigneten bzw. bedingt geeigneten Liegeplatz-habitate.	44
Abb. 13: Am Gellen (und an der Hohen Düne bei Pramort) könnten Kegelrobben Ausweich-liegeplätze finden, wenn die Nordkante des Windwatts überflutet ist.	44
Abb. 14: Lage des untersuchten Gebietes. Der rote Pfeil zeigt auf den für Kegelroben am besten geeigneten Bereich	45
Abb. 15: Typische Ausprägung der Blocksteinküste an der nördlichen Tromper Wiek. Kantige Blocksteine und angeschwemmte Algenmatten erschweren das Erreichen der oberen Uferzone.	45
Abb. 16: An sonnigen Sommertagen wird der Ufer begleitende Wander- und Fahrradweg intensiv von Touristen genutzt.	48
Abb. 17: Zwischen der Bucht bei Goor und dem Hafen von Vitt finden Kegelroben wegen der extrem unterschiedlichen Gesteinsgrößen keinen für sie geeigneten Untergrund zum Ruhnen.	48
Abb. 18: Nordöstliche Hälfte der Bucht bei Goor. Bei ausreichend hohen Wasserständen könnten Kegelroben hier einen festen Liegeplatz finden.	49
Abb. 19: Bei ablandigen Winden kommen aber auch an dieser Stelle mehr kantige Steine an die Oberfläche, die den Zugang zu den eigentlichen Liegeflächen erschweren.	49

Abb. 20: Lage des untersuchten Gebietes an der Nordspitze der Insel Hiddensee. Der rote Pfeil kennzeichnet den am besten für Kegelrobben geeigneten Küstenabschnitt am Neuen Bessin.	49
Abb. 21: Ungestörte sandige Strandbereiche in der Kernzone des Nationalparks "Vorpommersche Boddenlandschaft" stellen für Kegelrobben gute Liegeplatzhabitare dar.	49
Abb. 22: Lage des untersuchten Gebietes am südwestlichen Ufer der Halbinsel Bug. Der rote Pfeil kennzeichnet den für eine Ansiedlung am besten geeigneten Strandabschnitt	53
Abb. 23: Ein breiter und ungestörter Sandstrand bietet hervorragende Liegeplatzmöglichkeiten für Kegelrobben	53
Abb. 24: Lage des untersuchten Gebietes an der Nordküste der Halbinsel Wittow. Die roten Pfeile kennzeichnen die beiden für Kegelrobben geeigneten Sandstrände zwischen Varnkevitz und Schwarbe-Siedlung	55
Abb. 25: Die Nordküste der Halbinsel Wittow ist in der vorwiegend anzutreffenden Ausprägung als Rollblockstrand mit stark heterogenem Gerölluntergrund für Kegelrobben in weiten Bereichen ungeeignet.	55
Abb. 26: Bucht westlich von Varnkevitz am Nordufer der Halbinsel Wittow, Blickrichtung Westen.	56
Abb. 27: Die Steilküste besteht hier aus einem Dünenkliff, welches das Sandmaterial für den Strand geliefert hat.	56
Abb. 28: Die Strandzonen sind weit gehend frei von kantigen Steinen und somit vom Wasser leicht zu erreichen	57
Abb. 29: Der weiter westlich gelegene Küstenabschnitt auf der Höhe von Schwarbe sollte als Pufferzone zum Gehege und als möglicher Robbenliegeplatz für Spaziergänger gesperrt werden.	57
Abb. 30: Übersicht über die empfohlenen Absperrungen zur Beruhigung der für Kegelroben sensiblen Bereiche an der Nordküste der Halbinsel Wittow. Die roten Pfeile kennzeichnen die für eine Wiederansiedlung wichtigsten Küstenabschnitte.	58
Abb. 31: Die Greifswalder Oie in einem Ausschnitt aus der amtlichen Seekarte, ergänzt. Der rote Pfeil weist auf den für Kegelroben am besten geeigneten Küstenabschnitt der Insel.	63
Abb. 32: Die Bucht im Südosten der Insel stellt auch heute noch einen brauchbaren Lebensraum für Kegelroben dar.	63
Abb. 33: Lage des Granitzer Orts an der Ostküste der Insel Rügen	67
Abb. 34: Der Granitzer Ort. Vor der Landspitze liegen heute kaum noch größere Steine, die den Robben als Ruheplatz dienen könnten.	67
Abb. 35: Lage des NSG "Struck, Ruden, Peenemünder Haken". Die roten Pfeile kennzeichnen die für Kegelroben geeignet erscheinenden Liegeplatzhabitare	69
Abb. 36: Das Nordufer des Strucks. Wegen der geringen Wassertiefe im Bereich der Insel wird dieser Strand vermutlich nicht als regelmäßiger Liegeplatz von Kegelroben genutzt werden.	69
Abb. 37: Lage des Darßer Ortes an der Nordspitze der Halbinsel Zingst.	72
Abb. 38: Darßer Ort Spitze mit Blickrichtung nach Osten	72
Abb. 39: DDT- und PCB-Gehalte in Heringsmuskel im Zeitraum 1978 – 1995 (HELCOM 1998) ...	81
Abb. 40: Genetische Verwandtschaft der Genotypen baltischer Kegelroben (Minimum-Spanning-Network).	87

Abb. 41: Starker Acantocephalenbefall im Darm einer weiblichen, 40 Jahre alten Kegelrobbe aus der Ostsee (Hg 1247)	94
Abb. 42: Schematische Darstellung eines Kratzers (Acantocephalen) aus KAESTNER, A. (1969): Lehrbuch der Speziellen Zoologie, Band I: Wirbellose, Teil I. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, S. 305: Abb. 251 (li.): Schema der Organisation eines männlichen Kratzers, von der Dorsalseite gesehen. Nach REMANE, verändert. rechts Abb. 252: Schema der Organisation eines jungen weiblichen Kratzers. Sagittalschnitt durch den Rumpf.	94
Abb. 43: Uterus mit zahlreichen Leiomyomen geschlossen. Weibliche, 40 Jahre alte Kegelrobbe aus der Ostsee (Hg 1247)	94
Abb. 44: Uterus eröffnet mit Leiomyom im Anschnitt. Weibliche, 40 Jahre alte Kegelrobbe aus der Ostsee (Hg 1247)	94
Abb. 45: Leiomyom im Querschnitt. Weibliche, 40 Jahre alte Kegelrobbe aus der Ostsee (Hg 1247)	95
Abb. 46: Okklusion (Verschluss) des linken Uterushornes, Uterusschleimhaut in diesem Bereich weiß verfärbt, weibliche, 40 Jahre alte Kegelrobbe aus der Ostsee (Hg 1247)	95
Abb. 47: Normaler Schädel einer Kegelrobbe (I-A / 408)	99
Abb. 48: Kegelrobbe mit einem zusätzlichen Molaren im rechten Oberkiefer (I-A / 3296)	99
Abb. 49: Kegelrobbe mit Schmelzdefekten an den Zähnen (I-A / 2065)	99
Abb. 50: Röntgenaufnahme der osteoporotischen Veränderungen von I-A / 3985	99
Abb. 51: Kegelrobbe mit hochgradigen osteoporotischen Veränderungen in der Knochensubstanz des Oberkiefers, einschließlich Palatinum und Alveolarfächer (I-A / 3985)	100
Abb. 52: Verlust der Zahnfächer durch massive Alveolitis, Ostitis und Osteomyelitis bei einer weiblichen adulten Kegelrobbe (I-A / 3548)	100
Abb. 53/54: Massiver Knochensubstanzverlust an Ober- und Unterkiefer einer Kegelrobbe unbekannten Alters und Geschlechts (I-A / 2049)	100
Abb. 55: Anlandungen im Bereich des Greifswalder Boddens im 20. Jahrhundert nach Subklew (1959) und ab 1968 nach LFA Rostock	106
Abb. 56: Karte vom Küstengebiet Mecklenburg-Vorpommerns mit der Kennzeichnung der Fangbereiche. 1- Oderhaff (Kennung nach KÜFO (1994): 01), 2- Peenestrom (02), 3- Greifswalder Bodden (03), 4- Strelasund (04), 5- Hiddensee/Rügen (05), 6- Kleiner Jasmunder Bodden (06), 7- Wismarbucht (07), 8- Darß-Zingster Boddenkette (08), 88- Außenstrand mit seeseitiger 3-sm-Begrenzungslinie. Gebiet 25 (Bornholmsee) schließt sich östlich an Gebiet 24 an.	107
Abb. 57: Standorte der Fischereifahrzeuge an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns.	108
Abb. 58: Historische Entwicklung der Anzahl von Reusen und Reusenstellplätze (Lag) im Bereich des Greifswalder Boddens und angrenzender Gewässerteile.	111
Abb. 59: Mittlere Verteilung der Gesamtanlandungen der Jahre 1968 bis 1995 auf einzelne Fischereibereiche (vgl. Tab. 12) mit Standardabweichung. Karte vom Küstengebiet Mecklenburg-Vorpommerns mit der Kennzeichnung der Fangbereiche im Außenstrandbereich.	114
Abb. 60: Karte mit der Kennzeichnung der Fanggebiete und Darstellung der prozentualen Verteilung des Jahresgesamtfanges von 1997 im Bereich des Außenstrandes für einzelne Areale.	115

Abb. 61: Saisonale Verteilung der Anlandungen in Mecklenburg-Vorpommern im Mittel der Jahre 1996-1998 mit Angabe der Standardabweichungen.	115
Abb. 62: Die aktuelle prozentuale Bedeutung einzelner Fanggebiete am Gesamtfang der Fischerei Mecklenburg-Vorpommerns im Mittel der Jahre 1996-98 für verschiedene Fischarten mit Angabe der Standardabweichungen.	117
Abb. 63: Vergleich des monatlichen Nahrungsbedarfs einer 150 Tiere umfassenden Robbenpopulation mit dem vorhandenen Fischbestand im Peenestrom (2), im Greifswalder Bodden (3), im Außenstrandbereich (UG24) und in der Arkonasee (24).	128
Abb. 64: Größenordnung der Fischbiomasseentnahme (t) aus einem Bestand von ca. 63.000 t durch verschiedenen Prädatorengruppen für den Küstengewässerbereich Mecklenburg-Vorpommerns	130
Abb. 65: Haupteinsatzgebiete der Stellnetze im Greifswalder Bodden nach Befragungen der Fischer und Fischmeister der Region.	139
Abb. 66: Positionen der vom Landesamt für Fischerei zugelassenen Kumm- und Bügelreusen im südlichen Greifswalder Bodden und den angrenzenden Gewässern des Außenstrandes. ..	140
Abb. 67: Positionen der vom Landesamt für Fischerei zugelassenen Kumm- und Bügelreusen im nördlichen Greifswalder Bodden und den angrenzenden Gewässern des Außenstrandes..	140
Abb. 68: Flächenbezogene Eisvolumensummen und Eiswintertypen für die Küste Mecklenburg-Vorpommerns in den Jahren 1961 bis 1999	149
Abb. 69: Ausgewählte Vereisungsgebiete im Küstenbereich Vorpommerns	150
Abb. 70: Relative Häufigkeit des Eisaufretens (alle Eisdicken) in den verschiedenen Bereichen der Küste Vorpommerns (1961 – 1999)	150
Abb. 71: Relative Häufigkeit des Eisaufretens mit Eisdicken über 10 cm in den verschiedenen Bereichen der Küste Vorpommerns (1961-1999)	151
Abb. 72: Jährliche mittlere Anzahl der Tage mit Eis in den verschiedenen Bereichen der Küste Vorpommerns (1961 – 1999)	151
Abb. 73: Mittlere und maximale Anzahl der Tage mit Eis in den verschiedenen Bereichen der Küste Vorpommerns (1961 – 1999)	152
Abb. 74: Häufigkeitsverteilung von Eisbedeckungsgraden bei Eisdicken über 10 cm im Bereich <i>Greifswalder Bodden</i> (1961 – 1999)	152
Abb. 75: Häufigkeitsverteilung von Eisformen bei Eisdicken über 10 cm im Bereich <i>Greifswalder Bodden</i> (1961 – 1999)	152
Abb. 76: Eisverteilung in den Gewässern um Rügen am 4. Januar 1997, erfasst vom indischen Satelliten IRS-C mit dem multispektralen Sensor LISS-III.	153
Abb. 77: Häufigkeitsverteilung von Eisbedeckungsgraden bei Eisdicken über 10 cm im Bereich <i>Außenküste/See zwischen Darß und Hiddensee</i> (1961 – 1999)	154
Abb. 78: Häufigkeitsverteilung von Eisformen bei Eisdicken über 10 cm im Bereich <i>Außenküste/See zwischen Darß und Hiddensee</i> (1961 – 1999)	154
Abb. 79: Häufigkeitsverteilung von Eisbedeckungsgraden bei Eisdicken über 10 cm im Bereich <i>Außenküste/See zwischen Arkona und Oie</i> (1961 – 1999)	155
Abb. 80: Häufigkeitsverteilung von Eisformen bei Eisdicken über 10 cm im Bereich <i>Außenküste/See zwischen Arkona und Oie</i> (1961 – 1999)	155
Abb. 81: Häufigkeitsverteilung von Eisbedeckungsgraden bei Eisdicken über 10 cm im Bereich <i>Pommersche Bucht</i> (1961 – 1999)	156

Abb. 82: Häufigkeitsverteilung von Eisformen bei Eisdicken über 10 cm im Bereich <i>Pommersche Bucht</i> (1961 – 1999)	156
Abb. 83: Häufigkeitsverteilung von Eisdickenkategorien (< 10 cm, 10-30 cm, >30 cm) in den verschiedenen Bereichen der Küste Vorpommerns (1961 – 1999)	157
Abb. 84: Mittlere und maximale Anzahl der Tage mit Eisdicken über 10 cm im Zeitraum 15.02. bis 31.03. in den verschiedenen Bereichen der Küste Vorpommerns (1961-1999)	158
Abb. 85: Lage der Gitterpunkte im Klimamodell ECHAM4 in der Auflösung T42 (+) und im Luftdruckdatensatz vom NCAR (•) im Gebiet 30-85° N und 60° W-60° E. Die Gitter- flächen des Lufttemperaturdatensatzes von CHADWYCK-HEALEY LTD. (1992) sind durch dünne Linien abgegrenzt	165
Abb. 86: Land-Seemaske im Klimamodell ECHAM4/OPYC in der Auflösung T42 für den nordatlantisch-europäischen Ausschnitt	165
Abb. 87: Mittlere Anzahl der Tage mit Meereisvorkommen an der Küste von Vorpommern (ESVP) 1947-1999	168
Abb. 88: Mittlere Anzahl der Tage mit Eisdicken über 10 cm an der Küste von Vorpommern (ES10VP) 1957-1999	168
Abb. 89: Häufigkeitsverteilung der Anzahl der Tage mit Meereisvorkommen (ESVP) 1947-1999 (dunkelgrau) und der Anzahl der Tage mit Eisdicken über 10 cm an der Küste von Vorpommern (ES10VP) 1957-1999.	168
Abb. 90: Sensitivität des Mittelwertes (fett), des Medians (dünn), der Standardabweichung (durchbrochen) und der Schiefe (punktiert) der Anzahl der Tage mit Eisvorkommen an der Küste von Vorpommern (ESVP) gegenüber einer angenommenen Änderung der Mitteltemperatur Dezember-März des Gebietes 50-60° N, 5-15° E	170
Abb. 91: Sensitivität des Mittelwertes (fett), des Medians (dünn), der Standardabweichung (durchbrochen) und der Schiefe (punktiert) der Anzahl der Tage mit Eisdicken über 10 cm an der Küste von Vorpommern (ES10VP) gegenüber einer angenommenen Änderung der Mitteltemperatur Dezember - März des Gebietes 50-60° N, 5-15° E	170
Abb. 92: Elfjährig übergreifend gemittelte Temperaturen Dezember-März des Gebietes 50-60° N, 5-15° E in °C.	172
Abb. 93: Häufigkeitsverteilung der Anzahl der Tage mit Eisvorkommen an der Küste von Vorpommern ESVP (1947-1999; links) und der Anzahl der Tage mit Eisdicken größer als 10 cm ES10VP (1957-1999; rechts)	173
Abb. 94: Elfjährig übergreifend gemittelte Werte der ESVP 1947-2049	174
Abb. 95: Elfjährig übergreifend gemittelte Werte der ES10VP 1947-2049	174
Abb. 96: Der Rüganer, 11. Jg. 71/2000, 18.-24.Oktober 2000, S. 1	187
Abb. 97: Liegeplatz Allirahu, Estland, am 1. März 1997. Die Kegelrobbenjungtiere lassen die Wissenschaftler sehr dicht an sich heran kommen. Im Alter von 3 bis 4 Wochen sind sie daher leicht zu fangen. (Foto P. Olsen)	191
Abb. 98: Entwurf einer Gehegeanlage am Nordufer der Halbinsel Wittow/Rügen	193

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Robbenfänge und -abschüsse in Vorpommern zwischen 1903 und 1909, Quelle: JESERICH (ab 1886)	23
Tab. 2: Übersicht über die bewerteten Gebiete	42
Tab. 3: Schwermetalleinträge in die Ostsee aus Flüssen, kommunalen Abwässern und von Industrieanlagen 1995 in kg/a (HELCOM 1998).	77
Tab. 4: Σ DDT und PCB-Konzentrationen (in mg kg ⁻¹) in zu verschiedenen Zeiten entnommenem Unterhautfettgewebe junger Kegel- und Ringelrobben der Ostsee.	79
Tab. 5: Jährliche Abnahme von Σ DDT und PCB in % in Biota.	80
Tab. 6: Mitochondriale Haplotypen baltischer Kegelrobben	86
Tab. 7: Anzahl gemeinsamer Haplotypen beim Vergleich von Ostsee-Beständen der Kegelrobbe	87
Tab. 8: Genetische Variabilität innerhalb von Ostseebeständen der Kegelrobbe	88
Tab. 9: Genetische Divergenz zwischen baltischen Beständen der Kegelrobbe. (paarweise FST-Werte, errechnet auf der Basis der einzelnen Haplotypen [unterhalb der Diagonalen] und der Haplotypengruppen [oberhalb der Diagonalen]).	88
Tab. 10: Vergleich der genetischen Variabilität in der mitochondrialen Kontrollregion der Kegelrobbe mit Werten für andere Arten.	88
Tab. 11: Ergebnisse chemischer Untersuchungen auf PCBs und DDE im Fettgewebe von Kegelrobben aus der Ost- und Nordsee (Lipidgewicht)	101
Tab. 12: Mittlere jährliche Anlandungsmengen (t) aus dem Greifswalder Bodden für ausgewählte Fischarten, nach SUBKLEW (1959) und ab 1968 nach LFA Rostock	106
Tab. 13: Anzahl und Art von stationären Fanggeräten in den Fischereiegebieten Mecklenburg-Vorpommerns. Stand 1999. Angaben LFA, Rostock	109
Tab. 14: Anzahl und Art von mobilen Fanggeräten in den Fischereiegebieten Mecklenburg-Vorpommerns. Stand 1999. Angaben LFA, Rostock.	109
Tab. 15: Abschätzung der Anzahl mobiler Fanggeräte für den Außenstrandbereich Mecklenburg-Vorpommerns durch Zuordnung zu Fischereiaufsichtsbehörden. Stand 1999. Quelle LFA, Rostock.	110
Tab. 16: Monatliche Anlandungen von Heringen aus dem Greifswalder Bodden (03) und dem Außenstrand (UG24) in den Jahren 1997 und 1998	112
Tab. 17: Auswertung von drei Logbüchern für Kutter mit einer Gesamtlänge von mehr als 10 m aus der Heringssaison 1999. Angaben LFA Rostock	112
Tab. 18: Kalkulierte Menge der in den Jahren 1997 und 1998 zur Heringssaison zum Einsatz gebrachten Stellnetzmenge in Kilometer in Abhängigkeit von der Anzahl der Herringreusen und in Beziehung zur Fähigkeit des Stellnetzes	113
Tab. 19: Aktuelle Bedeutung der fischereistatistisch erfassten Fischarten an den Gesamtanlandungen (A) und am Gesamterlös (B) Mecklenburg-Vorpommerns im Mittel der Jahre 1996-1998. Daten LFA Rostock	116
Tab. 20: Berechnung der Fangmenge bei 42.500 Landanglern im Jahr (ca. 116 Angler/Tag).	120
Tab. 21: Berechnung der Befischungsrate des Laicherbestands einzelner Arten	122
Tab. 22: Abschätzung der Befischungsrate des befischbaren Bestands einzelner Arten	122
Tab. 23: Monatliche Menge an Nahrung eines Bestandes von 150 Robben	127

Tab. 24: Darstellung des nach Schätzwerten kalkulierten (siehe Text) gebietsabhängigen Fischbestandes (t) nach Fischerei und Fraß einer 150 Tiere umfassenden Robbenpopulation (exklusiv bezogen auf das Betrachtungsgebiet).	127
Tab. 25: Anzahl der Fischer in den Aufsichtsbereichen Lauterbach und Freest sowie in den Häfen Göhren und Zinnowitz	135
Tab. 26: Art und Anzahl von Fanggeräten in den Fischereibezirken, entsprechend der Küstenfischereiordnung	136
Tab. 27: Anzahl der durch Erlaubnis eingebrachten Fangeräte des Greifswalder Boddens	137
Tab. 28: Schonzeiten der verschiedenen Fischarten	138
Tab. 29: Ungefährer zeitlicher Verlauf der Fangaktivitäten im Greifswalder Bodden, bezogen auf die Hauptfischarten	139
Tab. 30: Durchschnittliche Fischpreise, wie für die nachfolgende Berechnung der Erlöse zugrunde gelegt	141
Tab. 31: Fangmengen und Erlöse der Küstenfischerei im Greifswalder Bodden und den angrenzenden Bereichen des Außenstrandes 1996	142
Tab. 32: Fangmengen und Erlöse der Küstenfischerei im Greifswalder Bodden und den angrenzenden Bereichen des Außenstrandes 1998	142
Tab. 33 Vereisungsgebiete und Stationsübersicht	148
Tab. 34 Charakteristische Merkmale der Eiswintertypen im Küstenbereich von Mecklenburg-Vorpommern (Anzahl u. % im Zeitraum 1961 bis 1999)	148
Tab. 35: Häufigkeit des Auftretens von mehr als 10 cm dickem Eis zwischen dem 15. Februar und 31. März in den sechs Vereisungsgebieten	158
Tab. 36: Jahre mit Eisdicken über 10 cm um die vorgegebenen Termine (+/- 4 Tage) im Zeitraum 1961 (61) bis 2000 (00)	161
Tab. 37: Erläuterung der im Zusammenhang mit den Klimamodellexperimenten verwendeten Abkürzungen	166
Tab. 38: Statistische Parameter der Zeitreihen der ESVP (1947-1999) und ES10VP (1957-1999)	168
Tab. 39: Statistische Grundparameter der korrigierten Reihen der Mitteltemperatur Dezember-März des Gebietes 50-60° N, 5-15° E im Kontrolllauf CTL (Modelljahre 20-131), im Klimamodellexperiment SUL (Modelljahre 1947-1990) und im Klimamodellexperiment GHG (Modelljahre 1947-1990).	171
Tab. 40: Statistische Parameter der Mitteltemperatur Dezember-März des Gebietes 50-60° N, 5-15° E gemäß den Klimamodellexperimenten CTL, SUL und GHG 2040-49 und Abweichung d gegenüber dem jeweiligen Mittelwert 1947-1990	172
Tab. 41: Statistische Grundparameter der Anzahl der Tage mit Eisvorkommen an der Küste von Vorpommern (ESVP) 1947-1990 und der Anzahl der Tage mit Eisdicken über 10 cm (ES10VP) nach Beobachtungswerten (OBS), und gemäß den Klimamodellexperimenten CTL, SUL und GHG	173
Tab. 42: Mittelwert der Anzahl der Tage mit Eisvorkommen an der Küste von Vorpommern (ESVP) und der Anzahl der Tage mit Eisdicken über 10 cm (ES10VP) nach Beobachtungswerten OBS und gemäß den Klimamodellexperimenten CTL, SUL und GHG ..	174
Tab. 43: Informations- und Konsultationsgespräche im Rahmen der Voruntersuchungen zur Wiederansiedlung der Kegelrobbe an der deutschen Ostseeküste	199

Vorwort

In der Vergangenheit wurden in Mitteleuropa viele heimische Großsäugetiere, besonders aber die großen Fleisch fressenden Tierarten über Jahrhunderte als Schädlinge verfolgt und vielerorts ausgerottet. Mittlerweile hat sich die Einstellung gegenüber diesen Tieren in weiten Teilen der Bevölkerung geändert. In einigen Regionen ist dadurch die Wiederansiedlung von Luchsen, Bären und Bartgeiern möglich geworden. Auch ehemals bedrohte Populationen anderer Arten, etwa von Seehunden, Bibern, Fisch- u. Seeadlern, konnten – gestützt durch gezielte Naturschutzmaßnahmen – in den letzten Jahrzehnten deutlich anwachsen.

Kegelrobben wurden vor ca. 80 Jahren als vermeintliche Konkurrenten der Fischerei an der südlichen Ostseeküste und damit auch in Deutschland ausgerottet. Die Robbenbestände, die in anderen Bereichen der Ostsee überlebten, litten in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts als Endkonsumenten im marinen Nahrungsnetz zunehmend unter den Folgen von Schadstoffanreicherungen in ihren Körpern. Die "Helsinki-Kommission zum Schutz der Meeressumwelt der Ostsee" (HELCOM) trug den dadurch hervorgerufenen abnehmenden Bestandstrends Rechnung und verabschiedete 1988 die Empfehlung 9/1 für ein absolutes Verbot der Jagd auf alle Robbenarten und die Errichtung von Robbenschutzgebieten in den Ostsee-anrainerstaaten.

Zusammen mit anderen von der HELCOM seit 1974 erzielten Erfolgen im Meeresschutz unterstützte diese Empfehlung einen allmählichen Erholungsprozess der Kegelrobbenbestände in der nördlichen Ostsee. Mit der Verbesserung der Schadstoffsituation in der Ostsee während der letzten zwei Jahrzehnte und der Unterschutzstellung größerer Küstenbereiche im Zuge der deutschen Vereinigung wuchs daher in Deutschland die Hoffnung auf eine Rückkehr der Kegelrobben.

Ende der neunziger Jahre entstanden auch im Bundesamt für Naturschutz Überlegungen, in einer geeigneten Voruntersuchung die Wahrscheinlichkeit einer eigenständigen Wiederbesiedlung der deutschen Ostseeküste durch Kegelrobben zu prüfen und gegebenenfalls Unterstützungsmaßnahmen für eine Wiederansiedlung im Rahmen eines Erprobungs- und Entwicklungs- (E+E-)Vorhabens des Bundes zu konzipieren. Mit einer solchen Maßnahme zur Wiederherstellung einer wichtigen Komponente der heimischen Biodiversität wäre man gleichzeitig auch einer Verpflichtung aus dem HELSINKI-ÜBEREINKOMMEN nachgekommen.

Die Ergebnisse der E+E-Voruntersuchung zeigen, dass eine kleine eigenständige Population des größten heimischen marinen Prädators nach unterstützter Wiederansiedlung in Vorpommern langfristig existieren könnte.

Die frühzeitige Einbeziehung der Fischer und anderer betroffener Interessengruppen, auf deren Verständnis und Kooperation ein Wiederansiedlungsprojekt angewiesen ist, sollte die Unterstützung für diese Artenschutzmaßnahme sichern. Bedauerlicherweise konnte in der regionalen Fischerei - trotz anfänglicher positiver Signale - letztlich keine ausreichende Akzeptanz gefunden werden. Ungeachtet einer sehr breiten Unterstützung der Bevölkerung, der betroffenen Kommunen und anderer Interessengruppen für das Vorhaben hat sich das BfN entschlossen, eine Realisierung konkreter Wiederansiedlungsmaßnahmen erst dann ins Auge zu fassen, wenn es gelungen ist, die Fischereiseite für das Projekt zu gewinnen.

Prof. Dr. Hartmut Vogtmann

Präsident des Bundesamtes für Naturschutz

1 Einleitung

Die Kegelrobbe (*Halichoerus grypus balticus*) ist ein wichtiger Vertreter der heimischen Fauna und Ausdruck der Artenvielfalt der Küsten und Flussmündungen der Ostsee. Bis in die 20er Jahre des vergangenen Jahrhunderts ist sie an der Küste Vorpommerns nicht nur vorgekommen, sie hat hier mit großer Sicherheit auch Junge aufgezogen. Wie in allen anderen Ostseeländern wurden die Kegelrobben ab Mitte des 19. Jahrhunderts als Konkurrenten der Fischerei auch in Deutschland mit sehr hoher Intensität verfolgt. Dies führte letztlich zur Aufgabe regelmäßig genutzter Liegeplätze an der gesamten südlichen Ostseeküste. Geburten waren nur noch auf Treibeisschollen möglich, wenn diese bis in unsere Region vordrangen. Auch in den Ländern, in denen die Kegelrobben nicht gänzlich ausgerottet wurde, gingen die Bestände auf ein Minimum der ursprünglichen Größe zurück. Seit Mitte des 20. Jahrhunderts verhinderten industrielle Schadstoffe, die zu schweren gesundheitlichen Schäden bei den Robben führten, den Wiederaufbau der Ostseepopulation. So gingen die Bestände stetig und in der gesamten Ostsee weiter zurück. Anfang der achtziger Jahre erreichte diese Entwicklung einen Tiefststand von ca. 2.500 Individuen. In ähnlicher Weise wie die Kegelrobben hatten zu diesem Zeitpunkt auch die Bestände der beiden anderen in der Ostsee lebenden Robbenarten Seehund (*Phoca vitulina*) und Ringelrobbe (*Phoca hispida*) dramatische Bestandseinbußen erlitten.

Vor diesem Hintergrund formulierte die Helsinki-Kommission 1988 die Empfehlung 9/1 zum Schutz der Robben in der Ostsee. In ihr empfiehlt die Kommission den Regierungen, die Bejagung aller Robbenarten in der Ostsee so lange zu verbieten, bis wissenschaftlich nachgewiesen werden kann, dass sich der Gesundheitszustand der Populationen und deren Reproduktionsraten normalisiert haben. Weiterhin wird empfohlen, Robbenschutzgebiete einzurichten und ggf. Maßnahmen zum Erhalt der genetischen Besonderheiten und zur Stützung der Robbenbestände der Ostsee zu ergreifen.

Diese Empfehlung der Helsinki-Kommission hat bis heute Bestand und Gültigkeit. Aus deutscher Sicht ergibt sich daraus die Frage, welchen nationalen Beitrag Deutschland zum Schutz der Robben in der Ostsee und zu einem möglichen Wiederaufbau heimischer Robbenbestände an der Ostseeküste leisten kann. Eine Möglichkeit dazu könnte ein Projekt zur Wiederansiedlung von Kegelrobben in ihrem ehemaligen Verbreitungsgebiet an der vorpommerschen Küste bieten.

Aus diesem Grunde wurde, initiiert vom Bundesamt für Naturschutz, 1998 die E+E-Voruntersuchung "Wiedereinbürgerung der Ostseekegelrobbe (*Halichoerus grypus balticus*) in der deutschen Ostseeregion" begonnen. Ziel des auf zwei Jahre ausgelegten Projektes war zu prüfen, wie groß die Wahrscheinlichkeit einer eigenständigen Wiederbesiedlung der deutschen Ostseeküste durch Kegelrobben ist, ob gegebenenfalls die ökologischen und sozioökonomischen Voraussetzungen für den Start eines Wiederansiedlungsprojektes erfüllt sind und welche Erfolgsausichten ein derartiges Vorhaben haben würde. Die Trägerschaft dieser Voruntersuchung lag beim Deutschen Meeresmuseum, Stralsund. Die Konzeption und Leitung des Projektes übernahm Dr. Jochen Schwarz. Dr. Henning v. Nordheim begleitete das Projekt als Fachbetreuer am Bundesamt für Naturschutz.

Der hiermit in leicht gekürzter Form vorgestellte Abschlussbericht stellt die Ergebnisse der im Rahmen der Voruntersuchung durchgeföhrten Studien und Analysen vor und erläutert die daraus zu ziehenden Schlussfolgerungen hinsichtlich der Umsetzung und des Starts eines Projektes zur praktischen Wiederansiedlung der Kegelrobbe an der deutschen Ostseeküste.

Zur Einsicht in die vollständigen Einzelberichte bitten wir um Kontakt aufnahme mit dem Bundesamt für Naturschutz, Insel Vilm, oder den jeweiligen Autoren.

2 Informationen zur Biologie und zum Status der Kegelrobbe in der Ostsee

2.1 Systematische Stellung der Seehunde und Kegelrobben in der Ostsee

Klaus Harder, Deutsches Meeresmuseum, Stralsund

2.1.1 Seehund

Der Seehund (*Phoca vitulina vitulina*) ist eine überwiegend atlantische Robbenart, deren Verbreitungsgebiet in der Ostsee auf die westlichen Bereiche beschränkt ist. Innerhalb dieser Unterart gibt es jedoch genetische Unterschiede zwischen den Seehunden des Kalmarsunds bei Öland und der Population im Kattegat und der westlichen Ostsee (HÄRKÖNEN 2000). Die Differenzierung erklärt HÄRKÖNEN so, dass Seehunde vor ca. 6.000 bis 8.000 Jahren mit der Littorinatransgression über das Kattegat in die westliche Ostsee einwanderten und sich ostwärts bis in den Bereich Kalmarsund und Gotland ausbreiteten. Im Kattegat wurden die Seehunde vor etwa 5.000 Jahren – wahrscheinlich durch interspezifische Konkurrenz mit der Kegelrobbe – verdrängt. Erst vor etwa 250 Jahren, gleichzeitig mit einer Abnahme der Kegelrobbenpopulation, wurde das Kattegat erneut durch zuwandernde Tiere von der norwegischen Küste besiedelt (HÄRKÖNEN 2000). Die bis dahin getrennte genetische Entwicklung der Seehundpopulationen ist noch heute nachweisbar.

Die gelegentlich an der deutschen Ostseeküste zu beobachtenden Seehunde gehören mit großer Sicherheit zu der Population der westlichen Ostsee, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in der Beltsee hat.

2.1.2 Kegelrobbe

Kegelrobben leben im nordwestlichen und nordöstlichen Atlantik und sind die häufigste Art der Ostsee mit von Ost nach West deutlich abnehmender Besiedlungsdichte. Vor ca. 9.500 Jahren wanderte die Kegelrobbe aus dem Nordatlantik in die postglaziale Ostsee, das so genannte Yoldia-Meer ein (HÄRKÖNEN 2000). Infolge späterer Landhebungen wurde die Ostsee zum Binnengewässer,

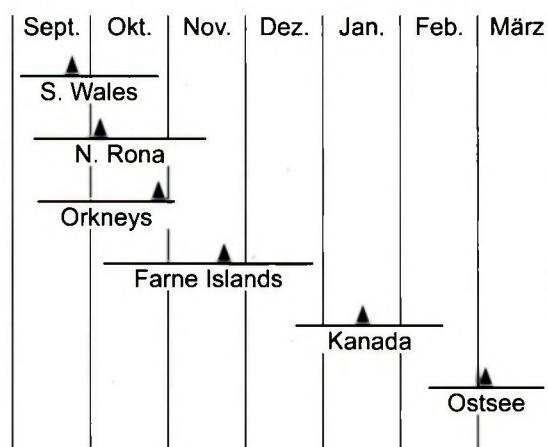


Abb. 1: Geburtszeiten verschiedener Kegelrobbenpopulationen im Gesamtverbreitungsgebiet (nach KING 1983)

dem so genannten *Ancylus*-See. Die jahrtausende lange genetische Isolation der Ostseetiere brachte eine eigenständige Form hervor, deren taxonomische Stellung noch nicht vollständig geklärt ist.

Eine Unterscheidung der Art *Halichoerus grypus* in Unterarten wird in der aktuellen Säugetierliteratur zumeist nicht vorgenommen. Es werden lediglich drei verschiedene Populationen, die sich vornehmlich durch unterschiedliche Geburtszeiten der Jungen auszeichnen (Abb. 1), erwähnt: Nordwestlicher Atlantik um Neufundland, Nordöstlicher Atlantik um die Britischen Inseln und Ostsee (GRIMPE &

WAGLER 1933; RICE & SCHEFFER 1968; NIETHAMMER & KRAPP 1991).

Einige Autoren wie z.B. SCHLIEMANN (1987) führen jedoch Unterarten auf: Im Westatlantik vor der kanadischen Küste lebt demnach *Halichoerus grypus atlanticus*, rund um die Britischen Inseln und an der Nordseeküste *Halichoerus grypus grypus* und in der Ostsee *Halichoerus grypus balticus*. NOWAK (1991) erwähnt eine Baltische Unterart, *H.g. macrorhynchus*. Die Bezeichnung "macrorhynchus" geht auf HORNSCHUCH & SCHILLING zurück, die 1850 den Versuch unternahmen, die Gattung *Halichoerus* auf Grund morphologischer Unterschiede in mehrere Arten zu untergliedern. Sie beschrieben allein für die Ostsee drei verschiedene Kegelrobbenarten: *Halichoerus macrorhynchus* H. et S. (Die langsnauzige Meer-Robbe), *Halichoerus grypus* H. et S. (Die krummnasige Meer-Robbe) und *Halichoerus pachyrhynchus* H. et S. (Die dickschnauzige Meer-Robbe). Alle drei Namen gelten heute nur noch als Synonyme für *H. g. balticus*.

Es hat in der Literatur weitere Versuche gegeben, die Systematik der Kegelrobbe zu differenzieren. NEHRING (1882, 1883a und b, 1884, 1886b) benannte die Kegelrobben der Ostsee als geographisch eigenständige Form, *varietas baltica*, neben einer atlantischen Form, *varietas atlantica*. 1902 weist NEHRING diesen beiden Formen sogar Artstatus zu: Er unterschied die Ostsee-Kegelrobbe (*Halichoerus balticus* Nhrg.) von der Atlantischen Kegelrobbe (*Halichoerus atlanticus* Nhrg.).

PILATS (1989) unternahm einen Versuch zur Neuordnung. Er stellte die kennzeichnenden Merkmale der Ostseekegelrobbe zusammen, und nannte sie (nicht ganz korrekt) *H. g. baltica* Nehring 1886. *H.g. balticus* weist demnach Unterschiede im Verhalten, bei der Geburt der Jungen und in der Morphologie (DAVIS 1957) auf. Außerdem unterscheiden sich die Unterarten in der Struktur der Blutproteine (BONNER & FOGDEN 1971) und in den Schädelmaßen (TSCHAPSKI 1975).

Umfassende morphometrische Vergleichsstudien und insbesondere genetische Untersuchungen, die den Status der Ostseepopulation endgültig klären könnten, stehen noch aus.

Nach Auswertung der erwähnten wissenschaftlichen Literatur sehen wir es als gerechtfertigt an, für die Kegelrobben der Ostsee einen eigenen Unterartstatus mit der Bezeichnung *H.g. balticus* zu akzeptieren.

2.2 Historische Verbreitung von Kegelrobben in der südlichen Ostsee

Klaus Harder & Edit Spielmann, Deutsches Meeresmuseum, Stralsund

2.2.1 Einleitung

Ziel dieser Recherche war es, das historische Vorkommen von Kegelrobben und Seehunden im Bereich der südlichen Ostsee und die Ursachen ihrer Verdrängung zu Beginn des 19. Jahrhunderts zu rekonstruieren.

Historische Quellen, die über das Vorkommen von Robben an der deutschen Ostseeküste Auskunft geben können, sind selten zu finden. Deren Auswertung wird zusätzlich erschwert durch die Tatsache, dass insbesondere in den Veröffentlichungen der Fischerei oft nicht zwischen den drei in der Ostsee vorkommenden Arten Kegelrobbe, Seehund und Ringelrobbe unterschieden wird. Es ist zumeist von "Seehunden" die Rede. Die Beschreibungen von Verhaltensweisen und morphologischen Merkmalen ermöglicht jedoch oft eine nachträgliche Bestimmung der erwähnten Robben. Die meisten Quellen erhalten primär Angaben über durch Robben verursachte Schäden in der Fischerei und über die

Robbenjagd, während die Verbreitung und Biologie der Kegelrobbe aus damaliger Sicht nicht von Interesse waren und deswegen selten behandelt wurden. Einige wenige Veröffentlichungen, die zumindest in Ansätzen auch diesbezüglich Informationen enthalten, erschienen erst ab Mitte des 19. Jahrhunderts in Form wissenschaftlicher Aufsätze von HORN SCHUCH & SCHILLING (1850) sowie von NEHRING (1882 u. später).

Bei Recherchen in Archiven erschlossen sich uns drei weitere Informationsquellen:

Die "Stralsunder Seehundakte" des Oberfischmeisters JESERICH, die zum Vorkommen der Robben an der Vorpommerschen Küste Angaben enthielt. In der Akte wurde von 1866 bis 1920 der Schriftwechsel zwischen Regierungspräsidenten, Oberfischmeistern, Fischmeistern und im Fischereibezirk Stralsund tätigen Fischern gesammelt. Der Fischereibezirk umfasste die Küsten- und Boddengewässer von Darß, Zingst, Hiddensee, Rügen, und Greifswalder Bodden bis zur Mündung des Peenestroms.

Die "Mitteilungen der Section für Küsten- und Hochseefischerei des Deutschen Fischerei-Vereins", "Correspondenzblätter und Circular des Deutschen Fischerei-Vereins", sowie Artikel aus den Zeitschriften "Deutsche Fischerei-Zeitung", "Der Fischerbote", "Deutsche Jägerzeitung" und "Jagd und Fischerei" mit oft sehr einseitigen Darstellungen zur Schädlichkeit der Robben als Fischfresser.

Populärwissenschaftliche Veröffentlichungen von Naturschützern, die vor der Ausrottung der Robben in den Zeitschriften "Kosmos", "Natur und Heimat", "Sitzungsberichte der Gesellschaft Naturforschender Freunde zu Berlin" und "Der Zoologische Garten" warnen.

2.2.2 Die Geschichte der Ausrottung der Robben an der deutschen Ostseeküste

Das Schicksal der Robben in der Ostsee wurde durch den technologischen Fortschritt in der Fischerei im 19. Jh. in erheblichem Maße beeinflusst. In den flachen Küstengewässern der Ostsee wurde traditionell überwiegend mittels der passiven Stellnetzfischerei gefischt. Die sich seit Mitte des 19. Jahrhunderts rasch entwickelnde Hochseefischerei arbeitete jedoch weit effektiver und damit kostengünstiger als die traditionellen Verfahren. Der damit einhergehende Preisverfall war für die Ostseefischer nur durch noch größere Anlandungsmengen zu kompensieren. Anders als an der Nordsee, wo überwiegend Schleppnetzfischerei betrieben wurde und es deswegen kaum zu Konflikten mit Robben kam, schwand in der Ostsee die Toleranz der Fischer gegenüber Fisch fressenden Tieren wie Robben, Kormoranen, Fisch- und Seeadlern oder Fischottern. Robben konnten sich ohne viel Aufwand Nahrung beschaffen, indem sie die im Stellnetz oder an Hakenleinen gefangenen Fische verzehrten (ANONYMUS 1891a). Sie wurden daher zunehmend als Konkurrenten der Fischerei betrachtet und für die immer schwieriger werdende Marktsituation verantwortlich gemacht. Von ihrer Vernichtung versprach man sich daher eine Erholung der wirtschaftlichen Lage der Fischerei. In den Zeitschriften und Informationsblättern der Fischerei im Ostseeraum wurde den Robben der Krieg erklärt. So rief 1890 der Präsident des Dänischen Fischereivereins die Fischereibehörden Deutschlands, Schwedens, Finnlands und Russlands auf, *"selbst ähnliche Schritte (Prämienzahlungen) zu einem gegen die die Fischerei vernichtenden Seehunde gerichteten Vertiligungskriege zu führen, oder auch veranlassen zu wollen, dass die Regierungen der respektiven Staaten die Sache in die Hand nehmen."* (ANONYMUS 1890b).

Auch in Deutschland forderten die Fischer vom Staat, den Kampf gegen die Robben durch Prämienzahlungen zu unterstützen. Ein aus dem Jahr 1902 stammendes Dokument macht die emotionsgeladene Argumentation der Fischer deutlich: Der Verein Rügenscher Berufsfischer führte eine Klage über den "ungeheuren Schaden, der durch Seehunde verursacht wird" und stellte einen Antrag auf Unterstützung zur Vertilgung der Seehunde, "... da wir sonst unserem gänzlichen Ruin unzweifelhaft entgegen gehen würden. Die Ausrottung der Seehunde würde allgemeinen Nutzen haben und zur Aufwärtsentfaltung der Fischerei führen." (JESERICH, ab 1866). Das "Rügensche Kreis- und Anzeigebatt" schreibt in seiner Ausgabe vom 2. August 1902: "Der Schaden, den diese gefräßigen Thiere den Fischern auch durch Zerstörung der Netze bereiten, beläuft sich für unseren Ort [Tromper Wiek] allein auf mehrere tausend Mark". Die preußischen Behörden hatten dem Druck der Fischer zu diesem Zeitpunkt bereits bereitwillig nachgegeben und damit eine Verfolgung in Gang gesetzt, die in nur wenigen Jahren den eigenen Seehund- und Kegelrobbenpopulationen ein Überleben an der deutschen Ostseeküste unmöglich machte. Seit 1885 wurden den Fischern für erlegte Robben gegen Vorlage der "Schnauzen" Fangprämien gezahlt: der Betrag von 5,- Mark bedeutete für die Fischer einen Zusatzverdienst (JESERICH, ab 1866). Der zuständige Fischmeister musste den Fang bestätigen und der Fischer den Unterkiefer als Belegstück abgeben.

Die von der Fischerei international geführte Ausrottungskampagne stieß bei einigen Naturschützern auf Widerstand. NEHRING (1886c) forderte bereits 1886 eine genauere Erforschung der Nahrung der Robben und die Ermittlung ihrer Bestandszahlen, um eine objektivere Einschätzung der durch sie verursachten Fischereischäden zu ermöglichen. NEHRING befürwortete eine kontrollierte Bestandsregulierung. Er bezweifelte, dass "eine mäßige Anzahl von Seehunden" der Küstenfischerei nennenswerte Schäden zufüge, vielmehr sei die Fischerei möglicherweise selbst für zurückgehende Fangmengen verantwortlich: "Es fragt sich, ob nicht der Mensch durch unzweckmäßigen Betrieb der Fischerei und durch sonstige Eingriffe in den Haushalt der Natur an der Verminderung der Fische in unseren Meeren und Flüssen mehr schuld trägt, als die Seehunde." Seine Einwände konnten jedoch den "Krieg gegen die Robben" nicht bremsen.

Ab 1914 wurden im Ostseeraum grenzübergreifend einheitliche Prämienzahlungen eingeführt (SCHUBART 1929), nachdem zunächst auf nationaler bzw. regionaler Ebene Prämien für das Töten von Robben gezahlt worden waren.

Als wichtigste Methode der Robbenjagd wurde "das Abschießen mittels Schußwaffen favorisiert" (JESERICH ab 1866). Die damals neu entwickelten und leistungsfähigeren Schusswaffen erleichterten die Jagd auf Robben beträchtlich.

Nach einer Verordnung des Ministers für Landwirtschaft, Domänen und Forsten aus dem Jahr 1886 war für die Robbenjagd kein Jagdschein erforderlich, da "der Seehund nicht zu den jagdbaren Tieren gehört, vielmehr dem freien Tierfang unterliegt" (JESERICH, ab 1866). So konnte die Robbenjagd nicht nur von Jägern, sondern auch von Fischern, die von den Fischmeistern bzw. den Landräten für diese Aufgabe ausgewählt wurden und sich lediglich die Genehmigung des Jagdberechtigten einholen mussten, ausgeübt werden. Insgesamt gab es im Regierungsbezirk Stralsund 87 speziell für die Robbenjagd ausgewählte Personen.

Neben dem Abschuss wurden bei der Robbenjagd jedoch auch andere Techniken angewendet:

SCHILLING (1859) beschrieb den Seehundfang der Fischer von Rügen mit einer Falle: Ein großes, starkes Netz wurde am Grunde befestigt und aufgestellt. Zwei große, hölzerne Bügel hielten den

Eingang des aufgestellten Netzes offen und ein Hering oder anderer Fisch, der mit einer Schnur am Netz festgebunden war, diente als Köder. Wenn die Robbe den Köder fasste, schlug der aufgerichtete Bügel auf den am Boden liegenden und verschloss den Eingang. Die Robbe musste ertrinken.

Von Fischern aus Freest wurden im Greifswalder Bodden um den Großen Stubber Störnetze mit einer Länge von 55 m speziell zum Fang von Robben aufgestellt, die mit diesem Gerät effektiv gefangen werden konnten.

Eine andere Robbenreuse, welche 1914 vorgestellt und vor Hela in der Danziger Bucht erfolgreich zum Einsatz kam (JACOBI 1914) wurde im Fischereibezirk Stralsund nicht mehr angeschafft, da sich nach der Meinung der Fischereiverantwortlichen die Anschaffung nicht lohnen würde (JESERICH, ab 1866). Zu diesem Zeitpunkt waren die Robben offenbar schon selten geworden.

Diskutiert wurde auch Gift als Vernichtungsmethode. In ausgelegten Reusen sollten vergiftete Fischköder eingebracht werden, die damit verbundenen Gefahren wurden jedoch als zu groß angesehen, so dass der Regierungspräsident von Stralsund persönlich die Anwendung verbieten ließ (JESERICH, ab 1866).

Naturschützer und naturkundliche Vereine zeigten sich über die Zukunft der Robben besorgt und forderten "... *Stimme gegen diese neue Vergewaltigung unserer ohnehin schon so verödeten Natur [zu] erheben*" (MICKE 1909). Aber erst im August 1927 trat eine Verordnung in Kraft, die jegliche Jagd auf Robben verbot (ANONYMUS 1927a). Die Preußische Hauptlandwirtschaftskammer richtete darauf hin eine Eingabe an das Landwirtschaftsministerium mit dem Hinweis, dass die ohnehin schon unter großen Schwierigkeiten kämpfende Küstenfischerei durch die verordneten Schutzmaßnahmen weitere untragbare Schädigungen erleide (ANONYMUS 1927b). Der Widerstand der Fischerei hatte bald Erfolg. Die Robben wurden schon im Januar von der Liste der "*durch Ministerialverordnung geschützten Tiere*" genommen und – mit wenigen Einschränkungen, wie z.B. dem Verbot der Hetzjagd mit Motorbooten – wieder zum Abschuss freigegeben (ANONYMUS 1928, SCHUBART 1929). Diese neue Verordnung hatte in Vorpommern allerdings keine praktische Bedeutung mehr, da die hiesige Kegelrobbenpopulation zu dieser Zeit wahrscheinlich bereits vernichtet worden war. Die letzte Robbe wurde nach der Stralsunder Seehundakte 1920 erlegt (JESERICH, ab 1886).

In der Danziger Bucht dauerte der Ausrottungsfeldzug gegen den dortigen, erheblich größeren Robbenbestand (s. Kap. 2.2.4.3.4) länger. Während SCHUBART (1929) in Westpreußen 1912 bis 1920 über den Fang von 357 Kegelrobben berichtet (in Vorpommern waren es zur gleichen Zeit 9), so wurden nach ROPELEWSKI (1952) in den Jahren 1922 bis 1924 11 Fänge registriert. Die Registrierung ist jedoch lückenhaft, da die ausgezahlten Prämien durch die Inflation immer bedeutungsloser wurden und viele Fänge daher nicht gemeldet wurden. Die Statistik erfasst die Entwicklung der Fänge noch bis 1939. Von 1924 bis 1939 wurden demnach in der Danziger Bucht jährlich nur noch einige wenige Tiere getötet (ROPELEWSKI 1952).

Aus den Statistiken ist nicht zu entnehmen, ob es sich bei den Fängen um einheimische, d.h. in der Danziger Bucht reproduzierende Kegelrobben oder um aus der nördlichen Ostsee zugewanderte Tiere handelte. Aus diesem Grund ist der genaue Zeitraum des Aussterbens der Kegelrobben in der Danziger Bucht nicht exakt zu rekonstruieren.

2.2.3 Habitatverluste durch die Steinfischerei

An der deutschen Ostseeküste gab es einen küstentypischen Berufszweig, durch dessen Aktivitäten viele Küstenabschnitte tief greifend verändert und dabei ehemalige Robbenliegeplätze zerstört wurden. Die Steinfischerei wurde an den Küsten Mecklenburg-Vorpommerns besonders intensiv in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts betrieben (DWARS 1955; GEHRKE 2000; MICKE 1909). Für den Straßenbau, die großen Uferschutzwerke und für den Molenbau in den Häfen benötigte das Bauwesen in jener Zeit gewaltige Mengen Steine, Kiese und Sande. Die Menschen, die diesen Beruf ausübten wurden auch "Steinzanger" genannt. Sie nahmen in den Brandungszonen große Steine in ihre Boote auf und verkauften sie an Bauunternehmen. Das war für letztere wesentlich billiger als Importe aus anderen Ländern. Die schädigende Wirkung für die Küsten wurde aber schon bald erkannt, so dass sich 1867 die preußische Provinzialregierung in Stralsund gezwungen sah, das Steinzangen durch Gestattungsurkunden übersichtlicher und kontrollierbarer zu gestalten und an besonders gefährdeten Küstenabschnitten sogar einzuschränken. Diese Beschränkungen wurden jedoch oft übertreten, da der Verkauf der Steine gerade für die Fischer einen willkommenen Nebenverdienst darstellte.

Der königliche Oberfischmeister Jeserich in Stralsund erteilte den Fischern eine Erlaubnis zum Fischen (Zangen) von Steinen. Verboten war die Steinfischerei u.a. *"im Revier rund um die Greifswalder Oie"*. Hier blieb deshalb ein Areal erhalten, dass auch heute noch als Kegelrobbenliegeplatz geeignet wäre. Auch vor der Granitz und vor der Insel Vilm durften keine Steine gesammelt werden.

Am Göhren'schen Höft wurden die Steine wahrscheinlich gleich zu der noch heute vorhandenen, aber zwischenzeitlich verstärkten und erneuerten Küstenschutzmauer verarbeitet. Vom Seehundsriff vor Granitzer Ort wurden 1890 Steine für den Bau der Sassnitzer Mole geborgen. Wie DWARS (1955) durch Archivstudien feststellte, ist auch der Große Stubber im Greifswalder Bodden nicht allein ein Opfer der Naturgewalten des Meeres geworden. Er belegte, dass durch anthropogene Eingriffe die Insel weit gehend zerstört wurde. Von 1876 bis 1879 wurden für den Straßenbau in Greifswald mit behördlicher Genehmigung 1200 m³ Kies und Steine entnommen; die ohne Erlaubnis abgetragene Menge an Kies und Steinen wird diesen Betrag sicher weit überschritten haben. Damit wurde eine Erosion in Gang gesetzt, durch die das verbliebene Gesteinsmaterial und die Sande in größere Tiefen transportiert wurden.

2.2.4 Historische Daten zum Vorkommen, und Bestandsgrößen der Robben

Robben gehörten an den Küsten Vorpommerns in den vergangenen Jahrhunderten zum alltäglichen Leben. So tauchen sie in Bräuchen (HAAS 1925; HAAS 1891), in Reiseberichten (z.B. VON HUMBOLDT 1796; KANTZOW 1532), in der Lyrik (MÜLLER 1827) oder als Zierelement auf Landkarten auf (HAAS 1934).

2.2.4.1 Seehund

Die an der deutschen Ostseeküste vorkommenden Seehunde werden zur Population der westlichen Ostsee mit dem Verbreitungsschwerpunkt dänische Inseln gerechnet.

Die Verbreitungsgeschichte des Seehundes an der mecklenburg-vorpommerschen Küste ist nachträglich kaum noch zu rekonstruieren. Lediglich SCHILLING (1859) beschrieb den Großen Stubber im

Greifswalder Bodden als einen Ort, an dem sich regelmäßig, besonders in den Sommermonaten 10-12 Individuen aufhielten. Ihre Anzahl war geringer als die der hier auch vorkommenden Kegelrobben (NEHRING 1886b). Im Gegensatz zur Kegelrobbe wurden Seehunde im Greifswalder Bodden – häufiger in Reusen gefangen oder von Jägern geschossen (ANONYMUS 1877). Offenbar waren Seehunde schon Ende des 19. Jahrhunderts an der südlichen Ostseeküste nahezu ausgerottet. 1916 wurden Seehunde nur noch vereinzelt und zufällig von den Fischern erbeutet (JESERICH, ab 1866).

2.2.4.2 Die Bestandsentwicklung der Kegelrobbe

Aus der Zeit vor dem 19. Jahrhundert fand sich nur in einer Reisebeschreibung von KANTZOW (1532) über Pommern ein Hinweis: "*die seehunde, welche die Pomern salhunde nennen.... Man sol bisweilen an den orten da sie gute dege haben, vber etzliche hundert stück sehen,...*"

Nach Berechnungen von ALMQUIST et al. (1980) lebten um die Jahrhundertwende in der gesamten Ostsee schätzungsweise 100.000 Kegelrobben.

Daten über die historischen Bestandsgrößen der deutschen Kegelrobbepopulation sind dagegen kaum verfügbar. Sie beruhen überwiegend auf groben und subjektiv modifizierten Schätzungen. 1884 berichtete der Oberfischmeister JESERICH in einem Brief, der sich in der "Stralsunder Seehundakte" befindet, dem Regierungspräsidenten in Stralsund über die Zahl der "Seehunde" im Greifswalder Bodden. Er selbst meinte, dass es weniger als 50 seien. Andere nannten höhere Schätzungen: Krösliner Fischer gingen von 150 - 200 aus, andere Fischer von 100 - 500, der Greifswalder Landrat schätzte 200 - 300, die Lubminer Fischer sogar 1.000 "Seehunde" (JESERICH, ab 1866).

Sicherer, aber auch in hohem Maße unvollständig, sind Angaben über Erlegungen, so z.B. in der Stralsunder Seehundakte (JESERICH, ab 1866)

Ein erster Nachweis über den Abschuss von "Seehunden" im Greifswalder Bodden wurde in den "Mitteilungen der Section für Küsten- und Hochseefischerei" (ANONYMUS 1889) veröffentlicht. Danach erlegten die am Südufer ansässigen Fischer allein im Jahre 1887 23 und ein Jahr später 32 Tiere. Solche Zahlen sprechen dafür, dass die Schätzungen der Krösliner Fischer – um 1884 über 150 bis 200 Tiere im Greifswalder Bodden – den damaligen Verhältnisse entsprochen haben. Dabei ist es wichtig, zwischen dem tatsächlich im Gebiet heimischen Bestand, der sich alljährlich an der Fortpflanzung beteiligt, und solchen Tieren zu unterscheiden, die lediglich als zugewanderte Gäste an der vorpommerschen Küste beobachtet bzw. erlegt wurden. Es ist zu vermuten, dass der sich an der vorpommerschen Küste fortpflanzende Bestand gegen Ende der achtziger Jahre des 19. Jahrhunderts tatsächlich eher bei 100 Individuen bewegte und sich die Zahl der Kegelrobben im Gebiet während des Heringszuges im Spätwinter durch Tiere aus östlichen und nördlichen Ostseeregionen merklich erhöhte. Insofern könnten an den meisten oben erwähnten Bestandsschätzungen etwas Wahres dran sein.

JESERICH vermutete 1886, dass die Bestände der Robben in den vorangegangenen 20 Jahren abgenommen haben. Dafür verantwortlich sei "... *die stärkere Abfischung der Gewässer und damit verbundene Störungen der Tiere.... Die Möglichkeit des Abschusses für Fischer wird eine weitere Rückdrängung der Tiere bewirken und der nach meinem Dafürhalten stark aufgebauschten Seehundplage Abbruch tun oder (ob es) bloß ein Beruhigungsmittel für die Interessenten bleiben wird, wird die Zukunft noch erst nach Jahren zeigen*" Die intensive Robbenjagd bewirkte parallel zur Zerstörung der wichtigsten

Robbenhabitatem durch Steinfischerei (s. Kap. 2.2.2 und Kap. 2.2.3) einen drastischen Rückgang der Bestände.



Abb. 2: Postkarte von 1916 aus Sassnitz, Foto: A. Bönki. Freundlicherweise zur Verfügung gestellt von Herrn Hahlbeck, Sassnitz

Tab. 1: Robbenfänge und -abschüsse in Vorpommern zwischen 1903 und 1909, Quelle: JESERICH (ab 1866)

	Greifswalder Bodden	Vorpommersche Küste (Regierungsbez. Stralsund)
1903	21	20
1904	10	12
1905	2	8
1906	11	12
1907	2	4
1908	4	3
1909	1	1
Gesamt:	51	60

* Dass 1903 und 1908 im gesamten Stralsunder Regierungsbezirk weniger Robben erfasst wurden als in dem Teilgebiet Greifswalder Bodden, kann nicht stimmen. Offenbar sind mehr Tiere geschossen worden, als an zentraler Stelle in Stralsund registriert wurden.

Die Entwicklung der Kegelrobbenpopulation im Greifswalder Bodden von 1903 – 1909 spiegelt sich auch in der von JESERICH (ab 1866) geführten "Stralsunder Seehundakte" wider (Tab. 1).

Darüber hinaus fällt in diese Zeit die Gründung von Kur- und Badeorten, die ein Anwachsen von lokalen Bevölkerungs- und Touristenzahlen mit sich brachte. Ostseeurlaub in attraktiven Landschaften, wie besonders auf Rügen, wurde ein neues Freizeitvergnügen. Damit waren Störungen der Robben an ihren seit Jahrhunderten belegten Aufenthaltsorten unvermeidlich.

Die Zahl der Kegelrobben ging so stark zurück, dass MICKE 1909 vor der Ausrottung der Kegelrobbe warnt: *"falls die gemeinsamen Maßregeln der Ostseestaaten zur planmäßigen Vernichtung und Vertreibung der Seehunde (einheitliche Prämienzahlung) zustande kämen"*.

Im Fischereibezirk Stralsund wurde im August 1920 der letzte erlegte "Seehund" (Artbestimmung nicht möglich) – geschossen im Zicker-See – in den Akten vermerkt (JESERICH, ab 1866).

Die Stralsunder Seehundakte mit seinen Fangstatistiken und Prämienlisten legt den Schluss nahe, dass die Kegelrobbe als eine sich reproduzierende Art spätestens Anfang der zwanziger Jahre in den Pommerschen Gewässern ausgestorben war. MOHR (1956) und WOLK (1963) berichten über Einzelbeobachtungen, die jedoch ebenso wie heutige Sichtungsmeldungen sehr wahrscheinlich zugewanderte Tiere aus dem skandinavischen Raum betreffen. Diese Zuwanderungen haben bislang nicht zur Gründung eines neuen Fortpflanzungsbestandes an der deutschen Ostseeküste geführt.

2.2.4.3 Historische Liegeplätze der Kegelrobben in der südlichen Ostsee

Abbildung 3 zeigt die bekannten historischen Liegeplätze und größere Areale, von denen Kegelrobbenbeobachtungen beschrieben werden. Die in der Karte verwendeten Nummerierungen sind im Text in Klammern angegeben.

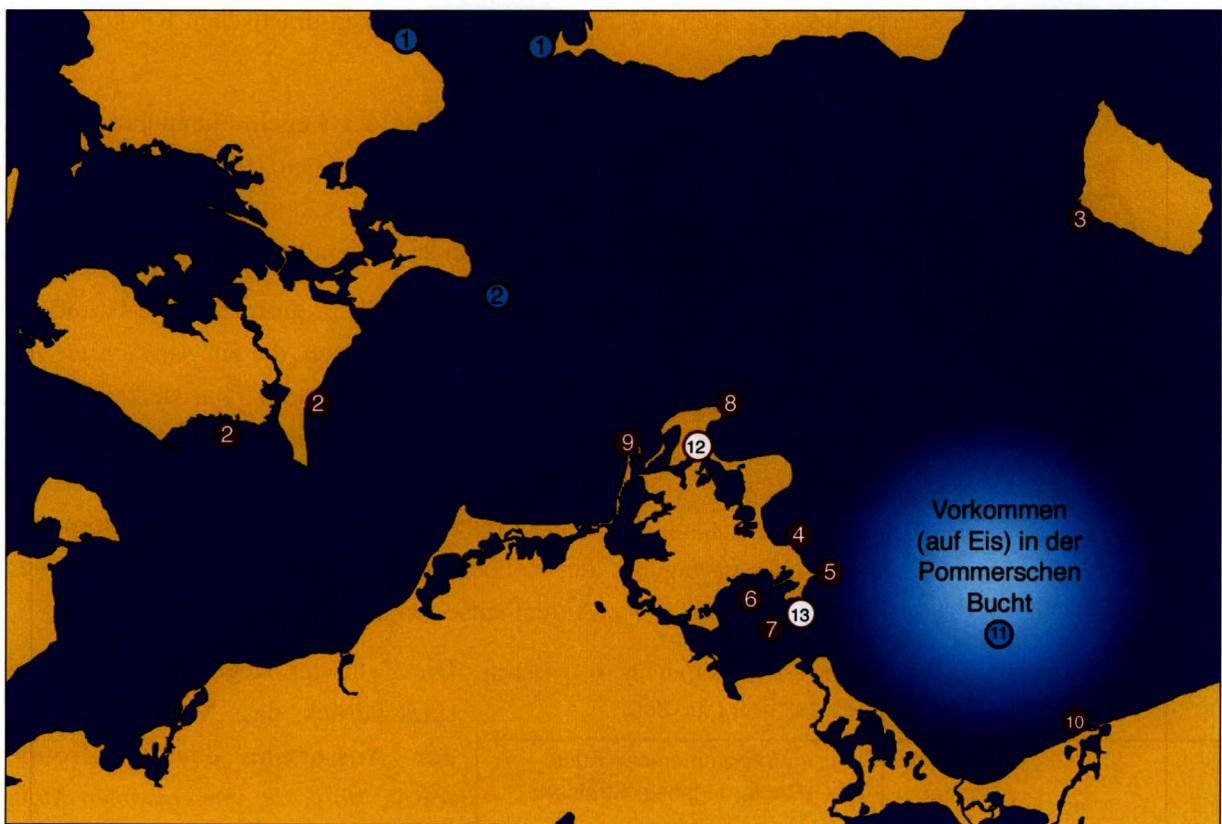


Abb. 3: Historische Liegeplätze der Kegelrobben in der südwestlichen Ostsee

Nachgewiesene historische Liegeplätze: ●

Hinweise auf Kegelrobbevorkommen ohne genaue Liegeplatzangaben: ●

Ortsnamen mit Bezug auf Robbenvorkommen: ○

Quellen:

- | | | |
|-------------------------------|---|---|
| 1 Mitt. Dt. Seefischerei 1891 | 7 Schilling 1859, Friedel 1882,
Micke 1909 | 11 Schilling 1859, Friedel 1882,
Greve 1896, Marshall 1895,
Nehring 1884, 1887b, 1904 |
| 2 Dt. Fischereizeitung 1888 | 8 v. Humboldt 1796 | 12 Ewe 1959 |
| 3 Mohr 1956 | 9 v. Schönholz 1837 | 13 Ewe 1959 |
| 4 Schilling 1859 | 10 Nehring 1887c, 1904 | |
| 5 Friedel 1882, Nehring 1884 | | |
| 6 Nehring 1884 | | |

Im Folgenden sollen historisch nachgewiesene Liegeplätze sowie Robbenvorkommen in Mecklenburg-Vorpommern und in der südlichen Ostsee vorgestellt werden (Abb. 3)

2.2.4.3.1 Kegelrobbevorkommen an der Küste Vorpommerns

Pommersche Bucht und Ostküste Rügens (11)

Die am Rand des Greifswalder Boddens liegende Greifswalder Oie war im 19. Jahrhundert bewohnt und wurde bevorzugt als Ausgangspunkt für Seehundsjagden in umliegenden Gewässern benutzt (FRIEDEL 1882).

Reproduktionsgebiete auf dem Eis östlich von Rügen wurden als lohnende Fanggründe betrachtet. "... *besonders im Februar zu welcher Zeit die Seehunde ihre Jungen bei sich auf dem Eis haben und dieselben sehr sorgfältig daselbst hüten. Die Jungen sind, bevor sie in das Wasser gegangen sind, gar nicht scheu und es ist mir ohne viele Mühe gelungen, sie zu dieser Zeit lebendig zu ergreifen.*" (SCHILLING 1859).

Auch NEHRING (1887b) berichtet über Beobachtungen von Kegelrobben auf der Eiskante vor Sassnitz.

Aus den genannten Zitaten geht hervor, dass in Abhängigkeit von der jahrweise unterschiedlichen Vereisung grundsätzlich die gesamte Pommersche Bucht von Kegelrobben genutzt wurde.

GREVE (1896), MARSHALL (1895) und NEHRING (1884) erwähnen, dass die Vorpommersche Küste, die Gewässer vor Kap Arkona bis zur Insel Usedom bevorzugte Aufenthaltsgebiete der Kegelrobben sind.

Namentlich genannt sind von NEHRING (1886b) Göhren, Lohme, Sassnitz sowie Hiddensee und Swinemünde als Orte, an denen er Kegelrobben nachweisen konnte.

Greifswalder Bodden

Das Hauptverbreitungsgebiet der Robben lag im Greifswalder Bodden. Mehrere Autoren bestätigen seine Bedeutung für die Robbenjagd (NEHRING 1882; FRIEDEL 1882; HARDER 1998). Der große Stubber in seinem Zentrum diente als der wichtigste Liegeplatz in der Region (siehe unten).

2.2.4.3.2 Historische Liegeplätze an der Küste Vorpommerns

Die Kegelrobben standen in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhundert unter starkem Jagddruck (Kap. 2.2.2). Sie wurden deswegen sehr scheu, und nutzten keine Liegeplätze in der Nähe bewohnter Strände mehr (FRIEDEL 1882; MICKE 1909), im Winter hielten sie sich gern auf Eis auf, wo sie sich vor Nachstellungen sicherer fühlten konnten (NEHRING 1887b; SCHILLING 1859). NEHRING (1887b) beschreibt die Habitatansprüche der Tiere so: "*Die Kegelrobben scheinen im Allgemeinen eine Vorliebe für einsame felsige oder doch wenigstens mit Steinblöcken versehene Küstenstrecken und Inseln zu haben.*"

Die Geschütztheit der Liegeplätze war besonders in der Zeit der Jungenaufzucht von existenzieller Wichtigkeit für die Kegelrobben. NEHRING (1887a) beschreibt die Wurfgebiete der Kegelrobbe, ohne direkt Küstenabschnitte zu nennen: "*So lange die junge Kegelrobbe ihr Wollhaar trägt, kann sie nicht schwimmen; sie verbleibt während dieser Zeit an der Stätte ihrer Geburt, sei diese nun ein felsiger Meeresstrand oder ein Eisfeld.*" Weiterhin gibt es Berichte über den Fang von Jungtieren im Lanugofell (NEHRING 1904; HORNSCHUCH & SCHILLING 1950), jedoch keinen eindeutigen Nachweis von Geburten am Strand. Es ist jedoch anzunehmen, dass an geeigneten Stellen, wie z.B. auf dem Großen Stubber, die Tiere auch an Land geboren wurden.

Großer Stubber (7)

Der Große Stubber stellte den zentralen Liegeplatz im Greifswalder Bodden dar. Abseits der Schifffahrtslinien und rundum von Wasser umgeben war er ein idealer, ungestörter Aufenthaltsort für die Robben.

NERNST (1800), SCHILLING (1859) und FRIEDEL (1882) nennen als bevorzugte "Seehundsgründe" die Sandbänke innerhalb des Greifswalder Boddens: den "Großen Stubber", den "blinden (Klein-) Stubber" und den "Böttcher-Grund". Es wurden dort regelmäßig Jagden organisiert, etwa im Jahr 1866 für den Fürsten Otto von Bismarck (HARDER 1998). Freester Fischer fingen dort mit Störnetzen bis 1906 Robben (1903 fünf, 1904 sieben Tiere (JESERICH ab 1866)). MICKE stellte 1909 fest, dass Kegelrobben "... dauernd nur noch im Greifswalder Bodden vorkommen, nachdem sie vom Höwt bei Göhren, wo sie früher häufig vorkamen, vertrieben sind". Damit wird deutlich, dass der Große Stubber

im Greifswalder Bodden der letzte nachgewiesene dauerhaft genutzte Liegeplatz der Kegelrobben an der vorpommerschen Ostseeküste war.

Die Insel, die aus Geschieben, Kiesen und Sanden mit einem Kern aus großen Steinpackungen bestand, ging nach erheblichen Materialverlusten infolge der in der 2. Hälfte des 19. Jhs. praktizierten Steinfischerei als Robbenliegeplatz verloren (DWARS 1955) (s. Kap. 2.2.3). Verstärkt wurde die Erosion vermutlich auch durch eine allgemeine Erhöhung des Meeresspiegels sowie durch weiteren Kiesabbau zu Beginn des 20. Jhs. So schreibt MICKE 1909: "... die Kegelrobbe der planmäßigen Vernichtung und Vertreibung nicht entgehen wird, auch da ihr Zufluchtsort die Stubber Sandbank, buchstäblich verschwindet. Um die Zerstörung zu vollenden, will man dem Vernehmen nach die Reste der Bank abtragen und zur Befestigung der Insel Ruden verwenden."

DWARS (1955) und RUDOLPH (1954) berichten noch in den Fünfziger Jahren über Robben und Seevögel, die an trocken gefallenen Resten der Insel beobachtet werden konnten.

Heute existiert der Große Stubber nur noch als Sandbank, die bei extremem Niedrigwasser trocken fällt. Für eine künftige Kegelrobbenpopulation wird die Insel keine zentrale Bedeutung mehr haben.

Granitzer Ort (4)

Die auch Seehundsriff genannte Stelle wird von SCHILLING (1859) als sommerlicher Liegeplatz von 40-50 Robben erwähnt. Nach der Größe der Tiere und der Beschreibung ihres Verhaltens muss es sich dabei um Kegelrobben gehandelt haben, die zum Haarwechsel solche Örtlichkeiten an der rügenschen Küste aufsuchten.

Göhrensches Höft (5)

FRIEDEL (1882) berichtet über den "Graukerl" am "weit ins Meer springende Theil des Nord-Peerd auf Mönchgut, dessen Schaar mit ungeheuren erratischen Blöcken belegt ist. ... Seit Jahrhunderten war man gewohnt, von Mönchgut aus die Seehunde scharenweise auf den zahllosen über Wasser ragenden Felsblöcken zu sehen und zu jagen." Hier beobachtete er die Tiere "im August und September ... zu Dutzenden".

NEHRING (1884) schreibt über diese Stelle: "Das Goehren'sche Höwt...ist ein Lieblingsort der...Phoken."

Nach HORNSCHUCH & SCHILLING (1850) wurde vor dem Göhrenschen Höft ein Jungtier geborgen, das in Heringsnetzen ertrunken war.

Insel Vilm (6)

Die Insel Vilm war bewohnt, deshalb waren ihre Strände wegen Störung als fester Liegeplatz für Robben nicht gut geeignet. Einzelne Tiere jedoch legten sich zeitweise an die Strände. Hinweise über hier erbeuteten Kegelrobben geben NEHRING (1884) sowie JESERICH (ab 1866): Die Stralsunder Seehundakte hält fest, dass von Dezember 1903 bis August 1905 4 Tiere auf den Steinen vor der Insel erlegt worden sind.

Kap Arkona (8)

In seinen Tagebüchern über eine Rügenreise im Jahr 1796 schreibt WILLHELM VON HUMBOLDT: "Seehunde sollen viele vorzüglich bei Arcona seyn, und sich oft auf den Steinen am Ufer sehn lassen."

Hiddensee (9)

In einem Reisebericht schildert VON SCHÖNHOLZ (1837) seine Robbenbeobachtungen von Hiddensee: "Zwischen seinen Klippen [westlich des Dornbusches im Norden der Insel] hält sich gewöhnlich der Seehund auf, sonnt sich auf den Steinbetten oder plätschert auf Untiefen ruhend."

2.2.4.3.3 Historische Orts- und Flurnamen mit Bezug zu Robbenvorkommen

Früher wurden die zur Familie der Hundsrobben gehörenden Arten meist nicht unterschieden und allgemein als Robben, Seehunde, Sahlhunde bezeichnet, plattdeutsch auch wohl bloß "de Sahl" genannt. Da es keine einheitliche Schreibweise gibt, kommt auch Sal oder Saal infrage. Ursprung ist das mittelniederdeutsche Sale oder Sel, also auch Selhund ist möglich. Diese Begriffe leiten sich aus dem griechischen ab und bedeuten ziehen oder schleichen.

Auf alten Rügen-Karten findet man mehrere Ortsbezeichnungen, die auf den Aufenthalt von Robben hinweisen: die Saalsteine im Breeger Bodden (12), das Seehundsriff vor Granitzer Ort (4) und das Saalsufer auf Klein Zicker (13). Außerdem gibt es mehrere Flurnamen mit Bezug auf den "Sahlhund": Saälensteen, Saaler Urt, Saalreff, Saalsgrund, Saalsöwer, Saalsteine, Sälsöwer (EWE 1959).

2.2.4.3.4 Weitere Kegelrobbenvorkommen und -liegeplätze in der südlichen Ostsee

Historische Quellen über Robben außerhalb des Fischereibezirks Stralsund standen für die Auswertung nicht in dem Maße zur Verfügung, wie dort durch die Stralsunder Seehundakte.

Es fanden sich folgende Angaben über Robbenvorkommen in der westlichen Ostsee:

Misdroy (Wollin) (10)

NEHRING (1887c, 1904) berichtet über die Geburt und den Fang von mehreren Jungtieren.

Danziger Bucht

Eine große Population der Kegelrobben existierte in der Danziger Bucht auch in der Zeit, als an den rügenschen Küsten die Tiere schon ausgerottet waren. Es wird berichtet, dass "Die Fischer draußen auf See Hunderte von Seehunden zählen" (ANONYMUS 1930).

Mit einer speziell für Robbenfang entwickelten Reuse fingen die Danziger Fischer allein im Winter 1914 70 Robben (JACOBI 1914). In der Statistik von SCHUBART (1929) über den Fang an Seehunden in der gesamten Ostsee von 1912 - 1920 fällt auf, dass von insgesamt 521 getöteten Robben allein 465 in Westpreußen, vor allem mit der neu entwickelten Reuse gefangen wurden. Die häufigste Art im Gesamtfang war mit 381 Tieren die Kegelrobbe.

NEHRING (1883) erhielt einen Kegelrobbenschädel als Sammlungsmaterial aus der Danziger Bucht. Eine andere Quelle berichtet über die Erlegung eines Seehundes (ANONYMUS 1891b).

Falster/Måkläppen (1)

"... die Klagen über die Seehunde jetzt von schwedischer Seite des Öresunds recht laut werden." (ANONYMUS 1891a).

Südküste Lolland, Falster, Møn (2)

Im Zusammenhang mit Reusenfang an Liegeplätzen wird erwähnt: "*Ein solcher Lagerplatz befindet sich auf dem rothen Sande bei Nysted an der Südküste von Laaland.*" (Rødsand, Gedser) "*Von Ende Oktober 1888 bis Anfang Februar 1889 wurden hier in einer Reuse nicht weniger als 134 Seehunde gefangen, bis 14 Stück auf einmal.*" (ANONYMUS 1890a). Mehrere hundert Seehunde wurden auf dem Eis vor Møn beschrieben (ANONYMUS 1888).

Bornholm (3)

MOHR (1956) erwähnt Wurfplätze von Kegelrobben um Bornholm herum, wo sie teils auf Eis, teils an Land ihre Jungen werfen.

In einer Veröffentlichung werden die Schäden durch Robben in der Lachsfsicherei bildhaft geschildert sowie gefordert, dass den Fischern bei der "*durchgreifenden Verfolgung der Robben, jener gefährlichsten Feinde des Lachses, (Unterstützung) geboten werden, während diese Thiere sich im Meere gross, fett und geschlechtlich reiffressen.*" (ANONYMUS 1891b).

2.2.4.3.5 Status des einstigen Kegelrobbenvorkommen in Vorpommern innerhalb der Ostseepopulation

Nach ALMKVIST et al. (1980), HÄRKÖNEN (2000), sowie aus den obigen Quellenangaben ist es ersichtlich, dass die Kegelrobben ihren Verbreitungsschwerpunkt in den nordöstlichen Bereichen der Ostsee hatten. Es ist davon auszugehen, dass die Küsten Vorpommerns – u.a. auch aufgrund der im Vergleich zu baltischen Lebensräumen suboptimalen Habitatbedingungen – am Rande des Verbreitungsgebietes gelegen haben bzw. liegen. Der hiesige Bestand setzte sich aus einer vor Ort (auf Eis und vermutlich auf dem Großen Stubber) fortpflanzenden Kernpopulation und sowie aus eingewanderten Tiere zusammen, die sich den Heringen folgend saisonal in den Rügenschen Gewässern aufhielten, zur Fortpflanzung jedoch zu ihren traditionellen Liegeplätzen zurückkehrten. Diese Hypothese wird durch NEHRING (1887b) unterstützt, der beschreibt, dass Kegelrobben bei Sassnitz im Sommer nur selten, im Herbst und im Winter jedoch häufiger beobachtet werden können, wenn sie an den Heringsnetzen Schaden anrichten. Ähnliche Aussagen finden sich in den Reiseberichten von GRÜMBKE (1805) und BOLL (1858). Auch nach Darstellung damaliger Fischer waren die "Seehunde" im Frühjahr und Herbst besonders häufig anzutreffen (JESERICH, ab 1866).

Ähnliche saisonale Wanderungen der Kegelrobben sind auch aus Untersuchungen in Schweden bekannt (SJÖBERG 1999; ALMKVIST 1980).

2.2.5 Zusammenfassung

Kegelrobben und Seehunde der Ostsee wurden in der Vergangenheit fast durchweg als Konkurrenten der Fischerei betrachtet und entsprechend rücksichtslos unter Einsatz verschiedener Techniken verfolgt. Die Nachstellungen mittels Abschuss und Fang, Lebensraumzerstörungen durch Steinfischerei sowie in jüngerer Zeit die (seit Anfang des 20. Jahrhundert stark zunehmenden) Störungen durch Nutzung der Strände für touristische Zwecke hatten auch deshalb so tief greifende Wirkung auf die Robbenbestände der südlichen Ostsee, weil Ausweichquartiere wie etwa Schären, unbewohnte Inseln und störungsfreie Strände fehlen und in jüngerer Zeit eine natürliche Auffüllung der Bestände aus

Nachbarpopulationen aus Mangel an Individuen nicht mehr möglich war. Für den Erfolg einer Wiederansiedlung von Kegelrobben an der vorpommerschen Küste wird daher entscheidend sein, ob den Tieren ungestörte Liegeplätze zur Verfügung stehen.

2.3 Die heutige Situation der Kegelrobben in der Ostsee

Jochen Schwarz, Deutsches Meeresmuseum, Stralsund

Im November 1999 fand im estnischen Pärnu eine internationale Konferenz über die Robben der Ostsee statt. Dabei wurden in einer speziellen Arbeitsgruppe für die drei Robbenarten die letzten Zählergebnisse aus allen Teilen der Ostsee zusammengetragen und aus diesen der derzeitige Minimalbestand der Robbenbestände berechnet. Für die Kegelrobbe ergibt sich demnach für 1999 ein gezählter Gesamtbestand von 7.600 Tieren. Allerdings ist die Qualität der auf diese Weise ermittelten Zahl als nicht sehr hoch einzuschätzen. Dies liegt daran, dass die Zählmethoden in Schweden, Finnland und Estland noch so wenig aufeinander abgestimmt sind, dass Doppelzählungen ganzer Kolonien oder aber deren Nichtberücksichtigung aufgrund von Wanderungen der Tiere zwischen den verschiedenen Zählgebieten nicht ausgeschlossen werden können. Probleme bei der zeitlichen Koordination bestehen besonders in schwedisch-finnischen Grenzregionen, etwa zwischen den Ålandinseln und der schwedischen Ostküste. Dort ist es bislang nicht gelungen, die verschiedenen Zählflüge über die Landesgrenze hinweg so auszuweiten, dass der gesamte Bereich in einem Durchgang beflogen und gezählt werden kann. Daher sind die Bestandsangaben aus diesem Gebiet stets mit großen Ungenauigkeiten verbunden.

Zu dem oben genannten Gesamtbestand von 7600 gezählten Kegelrobben in der Ostsee ist, will man die tatsächliche Größe der Ostseepopulation abschätzen, ein bislang unbekannter Anteil nicht erfasster Tiere zu addieren. Zurzeit laufende Untersuchungen schwedischer Wissenschaftler unter Einsatz der Fotoidentifikationsmethode sollen den notwendigen Korrekturfaktor zur Berechnung der tatsächlichen Populationsgröße aus den Zählergebnissen zur Verfügung stellen, sind jedoch noch nicht abgeschlossen.

Verwendet man den für Seehunde im Wattenmeer Schleswig-Holsteins berechneten Korrekturfaktor von 60 % (SCHWARZ 1997), so ergibt sich für die Kegelrobben der Ostsee ein derzeitiger Gesamtbestand von etwa 12.000 Tieren. Wenngleich dem verwendeten Faktor aus verschiedenen Gründen sicher die erforderliche Verlässlichkeit fehlt, lässt sich mit seiner Hilfe jedoch in etwa die Größenordnung, in der sich die Populationsgröße gegenwärtig bewegen dürfte, erkennen.

Seit Mitte der achtziger Jahre wird, insbesondere in der zentralen und nördlichen Ostsee, nach langem Jahrzehnten eines kontinuierlichen Bestandsrückganges wieder ein allmähliches Anwachsen der Kegelrobbenpopulation beobachtet. Dieses Wachstum wird allgemein auf den Rückgang der Belastung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen zurückgeführt.

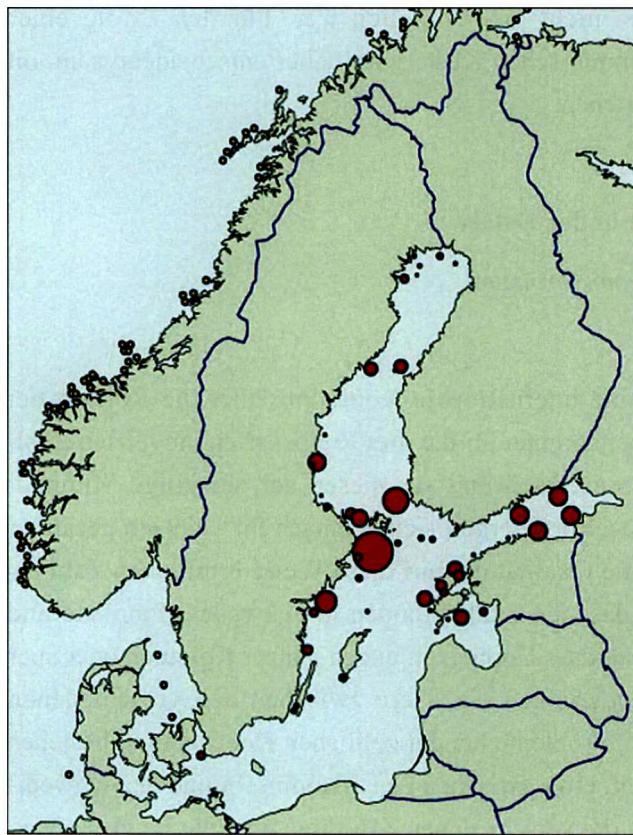


Abb. 4: Räumliche Verteilung der Kegelrobbenliegeplätze in der Ostsee. Die Größe der Punkte gibt ein Maß für die Größe der Kolonien. Gelbe Markierungen kennzeichnen Liegeplätze außerhalb der Ostsee und sind unabhängig von der Anzahl der Robben gezeichnet. (Quelle: A. Roos, Riksmuseum Stockholm)
Der Liegeplatz auf dem Rødsand ist nicht eingezeichnet.

Neueste Berechnungen im Zuge der Zuarbeit zur HELCOM Working Group on Seals haben ergeben, dass in den letzten 10 Jahren die durchschnittliche Wachstumsrate in der nördlichen Ostsee vermutlich zwischen 7 und 10 % gelegen hat, in den südlichen Bereichen (südlich des 58. Breitengrades) hat diese Wachstumsrate bei weniger als fünf Prozent gelegen (SOIKKELI pers. Mitt.). Einigermaßen verlässlich sind diese Angaben aber möglicherweise nur für die schwedischen Gewässer. In Finnland sind in einigen Teilbereichen Wachstumsraten zwischen 20 und 50 % registriert worden. Populationsmodelle und empirische Daten zeigen aber, dass ein Wachstum der Population von jährlich mehr als 11 % nicht möglich ist (HARWOOD 1978). Es ist also davon auszugehen, dass die übergroßen Werte aus Finnland zumindest teilweise auf großräumige Bestandsverlagerungen und/oder auf einen Wechsel der Zählmethoden zurückzuführen ist (ICES 2000). Letzteres trifft sicher auf die Zähldaten aus den estnischen Gewässern in den neunziger Jahren zu. Hier haben die Verbesserung der verwendeten optischen Geräte und andere Modifikationen der Zählmethoden sicher erheblich zu einem Anwachsen des gezählten Bestandes geführt (JÜSSI et al. 1999).

Allgemein ist zu beachten, dass aufgrund der Einstellung der Bejagung in allen Ostseeländern die Scheu der Robben gegenüber Menschen

stark abgenommen hat. Daraus folgt, dass Bestandszählungen möglicherweise heute einen größeren Teil der Population erfassen als dies in früheren Jahren der Fall war. Dadurch könnte es zu einer Überschätzung des tatsächlichen Populationswachstums kommen.

Nicht zugenommen hat dagegen der kleine Kegelrobbenbestand an der Südküste Schwedens. Hier stagniert die Zahl der Robben seit Jahren (HELANDER pers. Mitt.). Dazu gehört auch der unserem Gebiet am nächsten gelegene schwedische Kegelrobbenliegeplatz bei Falsterbo (Abb. 4). Insbesondere ist festzuhalten, dass eine Wiederbesiedlung ehemaliger Verbreitungsgebiete an der Südküste der Ostsee trotz zunehmender Bestände in der nördlichen Ostsee nicht erfolgt ist.

Seit 1985 werden auf dem Rødsand, südlich der dänischen Insel Gedser, einige Kegelrobben beobachtet, deren Zahl sich ohne Tendenz einer dauerhaften Zunahme zwischen 6 und 16 bewegt hat. Jungtiere wurden bislang nicht beobachtet (DIETZ et al. 2000).

2.4 Habitatansprüche der Kegelrobben

Die Kegelrobben dürften von allen Robbenarten die breiteste ökologische Amplitude aufweisen. Sie nutzen an Land eine Vielzahl unterschiedlicher Habitattypen, um zwischen ihren Jagdausflügen zu ruhen, ihre Jungen zu gebären und zu säugen und um die Zeit des Haarwechsels hier zu verbringen. Als mögliche Liegeplatzhabitare sind für die Kegelrobben beschrieben worden Sandbänke, Felsküsten (darunter atlantische Küsten ebenso wie skandinavische Schären), Salzgrasbereiche, Kalkgesteinsschotter, Treibeis und sogar marine Felshöhlen (DE JONG et al. 1997; VOGEL et al. 1992; CURRY-LINDAHL 1970; WESTCOTT 1997).



Abb. 5: Kegelrobben auf Schären bei den Ålandinseln
(Foto: J. Schwarz)

In der Ostsee, besonders in finnischen und schwedischen Gewässern, nutzen die Kegelrobben vornehmlich die zahlreichen Schären mit ihren flachen und glatt geschliffenen Oberflächen aus Granit als Liegeplatz (Abb. 5).

Die überwiegende Mehrzahl der Jungtiere in der Ostsee wird auf Treibeisschollen und auf dem Rand des Festeises geboren (Abb. 6). Dieses Verhalten findet sich bei Kegelrobben sonst nur im St. Lorenz-Strom in Kanada. Die Robben der estnischen Teilpopulation gebären ihre Jungen dagegen an Land, wenn während der Geburtsphase kein Eis zur Verfügung steht. Die Liegeplätze der Kegelrobben im estnischen Archipel bestehen zumeist aus flachen Kalkschotterbänken, in die größere Granit-Gerölle eingestreut sind (Abb. 7).

Die Kombination aus Schären in der eisfreien Zeit und Eisschollen für die Aufzucht der Jungen scheint den ökologischen Ansprüchen der Art am nächsten zu kommen. JÜSSI (2000) konnte zeigen, dass Kegelrobbenjungtiere, die auf Eis im Bottnischen Meerbusen geboren werden, zum Ende der Säugezeit ein höheres Gewicht aufweisen als solche, die in estnischen Gewässern an Land geboren werden. Dieser Unterschied tritt noch stärker in Erscheinung, wenn die Mutter-Kind-Paare an Land in dichten Kolonien zusammen liegen.

In Großbritannien, vornehmlich auf den Orkney-Inseln, suchen die Weibchen auch Salzrasen auf und legen dabei nicht selten mehr als 750 m über Land zurück, um dort die Jungen zu gebären (Abb. 8).

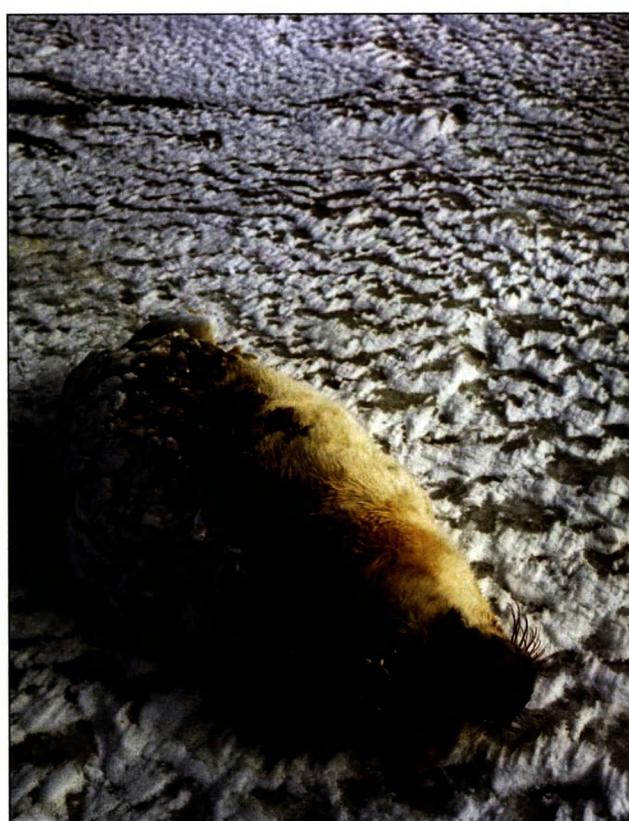


Abb. 6: Die Kegelrobben der zentralen und östlichen Ostsee gebären ihre Jungen weit überwiegend auf Treibeisschollen. (Foto: F. Bruemmer 1998)

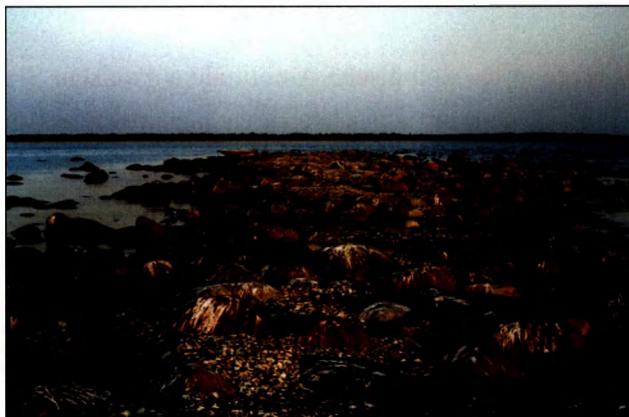


Abb. 7: Typischer Kegelrobbenliegeplatz bei Saaremaa, Estland. Auf Liegeplätzen wie diesem werden in milden Wintern die Jungtiere geboren (Foto: J. Schwarz 1999).



Abb. 8: Salzrasen werden von Kegelrobben insbesondere für die Jungenaufzucht genutzt. (Foto: N. Bonner - in: BONNER 1994)

In Wales, Irland und Frankreich werden die meisten Jungtiere in Höhlen oder an Stränden unterhalb der Steilküsten geboren. Stürme und starke Brandung führen hier allerdings oft zu erhöhten Verlustraten bei den Jungtieren (ICES 1993).

Sandstrand-Habitate bieten den Kegelrobben ebenfalls gute Liegeplatzmöglichkeiten. Ein wichtiger Standort dieser Art ist Sable Island, eine etwa 40 km lange und bis zu 2 km breite, halbmondförmige Sandbank vor der Ostküste Kanadas. Etwa ein Drittel der kanadischen Population (gesamt ca. 150.000 Tiere) findet sich auf Sable Island (KING 1983; ZWANENBURG et al. 1990). Ähnliche Liegeplätze werden von Kegelrobben auch im niederländischen und schleswig-holsteinischen Wattenmeer genutzt (VOGEL et al. 1992).

Sandige Strandbereiche sind mit großer Sicherheit auch an der vorpommerschen Ostseeküste heute der bedeutendste Habitattyp für zukünftige Kegelrobbekolonien. Blocksteine und große Gerölle mit ebenen Oberflächen werden von Kegelrobben zwar gerne zum Ruhen genutzt, sind aber stets nur als willkommene Ergänzung flächiger Ruhezonen am Ufer zu betrachten. Große Steine, auch in größerer Stückzahl, ohne nahe gelegene Uferflächen sind kaum in der Lage, die Ansprüche einer größeren Robbenkolonie über längere Zeit zu erfüllen. Insbesondere für die Geburt und Aufzucht der Jungen sind flächige Areale erforderlich.

Als Jagdgebiete dienen sowohl küstennahe als auch küstenferne Flachwasserbereiche sowie unterseeische Hänge und Riffe. Da Kegelrobben im Allgemeinen eine opportunistische

Nahrungswahl zeigen, d.h. stets die Fischarten bevorzugen, die am häufigsten im Gebiet vorhanden sind, werden auch die Jagdhabitatem durch die gerade bevorzugte Beute bestimmt. Britische Untersuchungen haben beispielsweise gezeigt, dass Kegelrobben in Gebieten, in dem Sandale in der Nahrung überwiegen, vorwiegend Jagdhabitatem mit Sand und einem Kiesanteil zwischen 35 Prozent bevorzugen. Dieser stellt auch das von Sandalen bevorzugte Substrat dar. So wie sich die Nahrungszusammensetzung im Jahresverlauf und über die Jahre verändert, sind daher auch die Präferenzen bei der Auswahl der Jagdgebiete sehr variabel (DE JONG et al. 1997).

Die gemessenen Tauchtiefen liegen im Schnitt bei etwa 25 m, können im Einzelfall aber über 100 m hinausgehen. Die meisten Tauchgänge erreichen den Meeresgrund, was eine vorwiegend benthische Jagdweise nahe legt (SJÖBERG et al. 1993; SJÖBERG 1999).

Satellitentelemetriestudien in Großbritannien und Schweden haben gezeigt, dass Kegelrobben weite Wanderungen von manchmal mehreren 100 km zwischen verschiedenen Liegeplätzen zurücklegen. Die Jagdgebiete, die von diesen Liegeplätzen aus aufgesucht werden, können mehr als 50 km von der Küste entfernt liegen. Jagdausflüge dorthin dauern oft mehrere Tage (MCCONNELL et al. 1992; SJÖBERG 1999).

2.5 Literatur

- ALLEN, P. & GOODMAN, S. (1993): Genetic evidence for site fidelity of breeding grey seals at two British sites: North Rona and the Isle of May. 'Galveston 93'
- ALMKVIST, L.; OLSSON, M. & SÖDERBERG, S. (Hrsgg.) (1980): Sälär i Sverige (Robben in Sweden). (Svenska Naturskyddsföringen Hrsg.), 1. Auflage Stockholm, 80 Seiten
- AMOS, B.; TWISS, S.; POMEROY, P. & ANDERSON, S. (1995): Evidence for mate fidelity in the gray seal. *Science* 268: S. 1897-1899
- ANDERSON, S.S.; BAKER, J.R.; PRIME, J.H. & BAIRD, A. (1979): Mortality in Grey seals pups: incidence and causes. *J. Zool.* 189: S. 407-417
- ANL/BFANL (1981): Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten. Tagungsbericht, Nr. 12/81, 7.-9.12.1981, Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege u. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Laufen/Salzach, 117 Seiten
- ANONYMUS (1877): in: *Stralsunder Zeitung* 20. Dezember, zitiert von FRIEDEL (1882)
- ANONYMUS (1888): Seehunde in der Ostsee. *Deutsche Fischerei-Zeitung*, Nr. 21, S. 165-166
- ANONYMUS (1889): Abschießen von Seehunden. *Mitt. der Section für Küsten- und Hochseefischerei*, 5, S. 84
- ANONYMUS (1890a): *Mitt. Sect. für Küsten- und Hochseefischerei*, Nr. 5, S. 6
- ANONYMUS (1890b): Seehundsfang in Dänemark. *Mittheilungen der Section für Küsten- und Hochseefischerei*, S. 96-97
- ANONYMUS (1891a): Betreffend den Seehund. *Circular Nr. 1 des Deutschen Seefischerei-Vereins*, S. 118-119
- ANONYMUS (1891b): Bericht über den Seehund. *Correspondenzblatt des Deutschen Fischerei-Vereins*, S. 155-157
- ANONYMUS (1927): Polizei-Verordnung gegen die Vernichtung der Robben (Seehunde). *Mitt. des Deutschen Seefischerei-Vereins*, 43, S. 416
- ANONYMUS (1927b): Fischerbote, XIX Jg.
- ANONYMUS (1928): Neue Polizei-Verordnung zum Schutze der Seehunde. *Mitt. des Deutschen Seefischerei-Vereins*, 44, S. 29-31
- ANONYMUS (1930): Danzig. - Seehundplage in der Danziger Bucht. *Mitteilungen des Deutschen Seefischerei-Vereins*, S. 128
- BAKER, J.R. (1984): Mortality and morbidity in Grey seal pups (*Halichoerus grypus*). Studies on its causes, effects of the environment, the nature and sources of infectious agents and the immunological status of pups. *J. Zool.* 203: S. 23-48
- BOLL, E. (1858): *Die Insel Rügen. Reiseerinnerungen*. Neubrandenburg. Reprint: Sylt Reprint Eigenverlag Hörnum 1999. S. 184

- BONNER, W. N. (1994): Seals and Sea Lions of the World. Facts on File Inc., New York, 224 Seiten
- BONNER, W.N. & FOGDEN, S.C.L. (1971): A note on blood-typing seals. – Rapp. et proc.-verb. reun. Cons. perman. int. explor. mer 161, 139 – 141
- CRIPS (1988): Effects of otter gards on the efficiency of eel fyke nets. Vincent Wildlife trust, London, S. 47
- CURRY-LINDAHL, K. (1970): Breeding biology of the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*). Zool. Gart. N. F. 38: S. 16-29
- DAVIS, J.L. (1957): The Geography of the Grey Seal. Journal of Mammalogy 38: 297-310
- DE JONG, G.D.C.; BRASSEUR, S.M.J.M. & REIJNDERS, P.J.H. (1997): Grey seal. IBN Scientific contributions 8: S. 58-75
- DIETZ, R.; TEILMANN, J. & HENRIKSEN, O.D. (2000): VVM-redegørelse for havmøllepark ved Rødsand. Teknisk rapport vedrørende sæler. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser
- DWARS, F.W. (1954/55): Groß-Stubber im Greifswalder Bodden. Wissenschaftliche Zeitschrift der Ernst Moritz Arndt-Universität Greifswald. Mathematisch-naturwissenschaftliche Reihe 6/7
- EWE, H. (1959): Die Flurnamen von Rügen und ihre geographische Bedeutung für die Insel. Greifswald (Universität Greifswald), (Dissertation)
- FESTETICS, A.; BERG, F.C.V. & SOMMERLATTE, M. (1980): Die Wiedereinbürgerung des Luchses in Österreich. In: Bezzel, E. (Hrsg.): Der Luchs in Europa, Greven, S. 268-284
- FRIEDEL, E. (1882): Thierleben im Meer und am Strand von Neuvorpommern. Der Zool. Garten, 23, 5, 141 - 181
- GEHRKE, H. (2000): Gezangte Steine für den Sassnitzer Hafenbau. Umweltprobleme an unserer Küste. Rugia J. Jahrgang 2000: 62-66
- GRANER, F. (2000): Kegelrobben (*Halichoerus grypus*) im Naturschutzgebiet "Helgoländer Felssockel". Seevögel 21 (1): 13-17
- GRIMPE & WAGLER (1933): Tierwelt der Nord- und Ostsee. XII, k2 Pinnipedia v. L. Freund, Prag
- GRÜMBKE, J.J. (Indigena)(1805): Streifzüge durch das Rügenland. Reprint: Klassische Reisen (1988) Brockhaus Verlag, Berlin. S. 145
- HAAS, A. (1891): Rügensche Sagen und Märchen. Greifswald (Verlag Ludwig Bamberg), S.81
- HAAS, A. (1923): Pommersche Wassersagen. Greifswald (Verlag Karl Moninger), S. 48-49
- HAAS, A. (1925): Die Tiere im Pommerschen Sprichwort. Greifswald (Verlag Karl Moninger), S. 94
- HAAS, A. (1934): Nikolaus Göde und seine beiden Pommernkarten. Baltische Studien N. F. 36 (2): S. 276-285
- HARDER, K. (1998): Robben an Rügens Küste. RUGIA Journal, Jg. 1998
- HARDER, K.; SCHULTZ G. & BORKENHAGEN, P. (1995): Zum Vorkommen von Robben (Pinnipedia) an der deutschen Ostseeküste. Säugetierkundl. Informat. Jena, 4 (19): S. 3 –21
- HÄRKÖNEN, T. & HÄRDING, K. (2000): History of Colonisation, Past and Recent Trends in Baltic Seal Populations. ICES WGMMH und WGMMPD Working Paper, 28.2.-3.3.2000, Helsinki
- HARWOOD, J. (1978): The effect of management policies on the stability and resilience of British grey seal populations. J. Appl. Ecol. 15: S. 413-421
- HELCOM (1998): Baltic Sea Environment Proceedings, S. 70, 65 und 119
- HORNSCHUCH, C.F. & SCHILLING, W. (1850): Kurze Notizen über die in der Ostsee vorkommenden Arten der Gattung *Halichoerus* NILSS., Greifswald
- HUMBOLDT, W. v. (1796): Tagebücher. - In: LEITZMANN, A. [Hrsg.] (1916), Berlin (B.Behr's Verlag), S. 296

ICES (2000): Report of the Joint meeting of the Working Group on Marine Mammal Habitats and the Working Group on Marine Mammal Population Dynamics and Trophic Interactions. 28.3.-4.4.2000, Helsinki

JACOBI (1914): Die Seehundplage in der Ostsee und ihre Beseitigung. Mitt. des Deutschen Seefischerei-Vereins, 30 (4): S. 134 - 138

JESERICH (1866): Acta des Fischmeisters zu Stralsund betreffend die Fischerei mit Seehunden im Kreis Rügen. 2, 5. Stadtarchiv Stralsund: Rep. 21, S. 127

JÜSSI, I. & JÜSSI, M. (1999): Distribution and number of grey seals on Estonian coast 1989-1999. in: International Conference on Baltic Seals. 18.-21. November 1999, Pärnu, Estonia

JÜSSI, M. (2000): Breeding habitat preference and reproduction success of Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*). Tallinn (Master thesis)

KANTZOW, T. (1532): In: KOSEGARTEN (1817): Pomerania, Greifswald, Bd. II, S. 427

KING, J. (1983): Seals of the world. British Museum (Natural History) and Oxford University Press

MADSEN, A.B. (1991): Otter (*Lutra lutra*) mortalities in fish traps and experience with using stop-grids in Denmark. In: REUTHER, C. & RÖCHERT, R. (Hrsg.): Proc. V. Int. Otter-Colloquium, Hankensbüttel 1989, Habitat 6: S. 237-240

MAERZ, O. & MEYER, R. (1989): Fischotterschutz in der Reusenfischerei. In: Stubbe, M. (Hrsg.): Populationsökologie marderartiger Säugetiere. Bd. 1, Wiss. Beitr. Univ. Halle, Bd. 1989, Nr. 37 (P39): S. 283-287

MARSHALL, W. (1896): Die deutschen Meere und ihre Bewohner. Berlin (Twietmeyer Verlag)

McCONNELL, B. J.; CHAMBERS, C.; NICHOLAS, K.S. & FEDAK, M.A. (1992): Satellite tracking of grey seals (*Halichoerus grypus*). J. Zool. 226 (2): S. 271-282

MICKE (1909): Die Kegelrobbe. Kosmos, 6, S. 228-231

MOHR, E. (1952): Die Robben der europäischen Gewässer. Verlag Paul Schops, Frankfurt/Main

MOHR, E. (1956): Kegelrobben in der Ostsee. Natur und Heimat, 3, S. 86-88

MÜLLER, W. (1827): Muscheln von der Insel Rügen. In: SCHIEB, R.; WEDEKIND, G. (1998): Rügen. Berlin (Berlin Verlag)

NEHRING, A. (1882): Über *Halichoerus grypus* Fabr. Sitzungs-Bericht der Gesellschaft naturforschender Freunde zu Berlin, 8, S. 117-127

NEHRING, A. (1883a): Über Gebiss und Skelet von *Halichoerus grypus*, sowie über die systematische Stellung der Gattung *Halichoerus*. Sitzungs-Bericht der Gesellschaft naturf. Freunde zu Berlin, 8, S. 8-126

NEHRING, A. (1883b): Über Gebiss und Skelet von *Halichoerus grypus*. Zoologischer Anzeiger 6, S. 610-615

NEHRING, A. (1884): Über *Halarachne Halichoeri* Allman, sowie über einige Halichoerus-Schädel. Sitzungs-Bericht der Gesellschaft Naturforschender Freunde zu Berlin, 4, S. 57-67

NEHRING, A. (1886a): Über die Robben der Ostsee, namentlich über die Ringelrobbe. Sitzungs-Bericht der Gesellschaft naturf. Freunde zu Berlin, 8, S. 119-124

NEHRING, A. (1886b): Die Robben-Arten der deutschen Küsten. Deutsche Jäger-Zeitung 14, S. 313-316 und 15, S. 337-342

NEHRING, A. (1886c): Über die Nahrung unserer Robben-Arten. Deutsche Jäger Zeitschrift Nr.17, S. 389-393

NEHRING, A. (1887a): Die Seehunds-Arten der deutschen Küsten (II. Theil). Mittheilungen der Section für Küsten- und Hochseefischerei des Deutschen Fischerei-Vereins, 4, 44-48

NEHRING, A. (1887b) Ein junger Braunfisch bei Crampas gefangen. Deutsche Jäger-Zeitung. 15, 58-59

- NEHRING, A. (1887c): Das Vorkommen der Ringelrobbe und der Kegelrobbe bei dem Ostseebad Misdroy, nebst Notizen über ihre Jagd. Deutsche Jäger-Zeitung Bd. 8, S. 28-31
- NEHRING, A. (1902): Die Wurf- und Begattungszeiten unserer Seehunds-Arten
- NEHRING, A. (1904): Junge Kegelrobben von Misdroy an der Ostsee. Deutsche Jäger-Zeitung, 43, S. 298-299
- NERNST, K. (1800): Wanderungen durch Rügen. Hrsg. KOSEGARTEN, L.T., Düsseldorf
- NIETHAMMER, J. & KRAPPE, F. (1992): Handbuch der Säugetiere Europas, Bd.6: Meeressäuger. Teil II: Robben-Pinnipedia. Aula-Verlag Wiesbaden
- NOWAK, R.M. (1991): Walker's Mammals of the World, Vol. II. J. Hopkins University Press, Baltimore and London, S. 1264-1266
- PILATS, V. (1989): Seal distribution and seal-fishery interactions in the East Baltic. NNA-Berichte, 2/2, S. 107-114
- POMEROY, P.P.; ANDERSON, S.S.; TWISS, S.D. & MC CONNELL, B.J. (1994): Dispersion and site fidelity of breeding female grey seals (*Halichoerus grypus*) on North Rona, Scotland. J. Zool. 233 (3): S. 429-448
- RICE, D.W. & SCHEFFER, V.B. (1968): A List of the Marine Mammals of the World. Washington, United States Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report, 16 Seiten
- RÖCHERT, R. (1991): Fischreusen – tödliche Fallen für den Fischotter. Faltblatt, Aktion Fischotterschutz e.V., Hankensbüttel, 20 Seiten
- ROPELEWSKI, A. (1952): SSAKI BALTYKU (Baltic Mammals). Zaklad Ochrony Przyrody. Krakow. Nr 3., S. 49-51
- SCHILLING, W. (1859): Hand- und Lehrbuch für angehende Naturaliensammler. Weimar. S. 50-74
- SCHLIEMANN, H. (1987): Grzimeks Enzyklopädie, Bd. 4 Säugetiere, Robben. Kindler Verlag München
- SCHÖNHOLZ, F. v. (1837): Rügen. Ein Reisehandbuch für Besucher der Insel. Stralsund (Hausschild Verlag), S. 213
- SCHUBART, O. (1929): Die Seehunde der Ostsee und ihr Fang. Zool. Garten, N.F., 1, 313-324
- SCHWARZ, J. (1997): Untersuchungen zum Aktivitätsmuster der Seehunde (*Phoca vitulina*, L.) im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Entwicklung eines Korrekturfaktors für die Zählflugergebnisse. Kiel (Christian-Albrechts-Universität), (Dissertation)
- SJÖBERG, M. (1999): Behaviour and Movements of the Baltic Grey Seal. Implications for conservation and management. Umeå (Swedish University of Agricultural Sciences), (Dissertation)
- SJÖBERG, M.; FEDAK, M.A. & MC CONNELL, B.J. (1995): Movements and diurnal behaviour patterns in a Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*). Polar Biol. 15 (8): S. 593-595
- SPITTLER, H. (1981): Wiedereinbürgerungsversuche von Auerwild in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen. Niedersächsischer Jäger 26 (11): S. 570-573
- SUMMERS, C.F.; BURTON, R.W. & ANDERSON, S.S. (1975): Grey seal (*Halichoerus grypus*) pup production at North Rona: A study of birth and survival statistics collected in 1972. J. Zool. 175: S. 439-451
- TSCHAPSKI, K.K. (1975): Obosnowanie dwuch nowuich podwidow nastojaschtschtch tjulenei. W.kn: Tjes. dokl. 6-go Wcecojusn. Cowetschtsch. Po isutscheniju morskich mlekopitajuschtschich, Kiew, tsch.
- TWISS, S.D.; POMEROY, P.P. & ANDERSON, S.S. (1994): Dispersion and site fidelity of breeding male grey seals (*Halichoerus grypus*) on North Rona, Scotland. J. Zool. 233: S. 683-693
- VOGEL, S. & KOCH, L. (1992): Report on occurrence of grey seals (*Halichoerus grypus*, Fabricius 1791) in the Schleswig-Holstein Wadden Sea. Säugetierkd. Inf. 3 (16): S. 449-459
- WESTCOTT, S. (1997): The grey seals of the West Country. Westcott, S. & Cornwall Wildlife Trust, Truro, 91 Seiten

WESTERBERG, H.; FJÄLLING, A. & WAHLBERG, M. (1999): Evaluation of an acoustic seal-scarer at salmon-trapnets in the Baltic. in: International Conference on Baltic Seals. 18.-21. November 1999, Pärnu, Estonia

WOLK, K. (1963): The Grey Seal, *Halichoerus grypus* (Fabr.), in the estuary of Swina. *Przegiad Zoologiczny* VII, 4, S. 342-345

WWF (1995): What makes seals thick? WWF Baltic Bulletin 1, S. 6

ZWANENBURG, K.C.T. & BOWEN, W.D. (1990): Population trends of the grey seal (*Halichoerus grypus*) in Eastern Canada. in: BOWEN, W.D. (Hrsg.): Population biology of sealworm *Pseudoterranova decipiens* in relation to its intermediate and seal hosts. *Can. Bull. Fish. Aq. Sci.* 222: S. 185-197

3 Konzeption der E+E-Voruntersuchung

Jochen Schwarz, Deutsches Meeresmuseum, Stralsund

Die ehemalige Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie organisierte im Dezember 1981 zusammen mit der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege in Laufen/Salzach eine Tagung zum Thema "Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten". Auf dieser Tagung referierten Fachleute über die theoretischen Hintergründe und praktischen Erfahrungen mit laufenden oder abgeschlossenen Wiedereinbürgerungsprojekten und deren Bedeutung für den Naturschutz. Als Ergebnis wurde ein Katalog von Empfehlungen verabschiedet, die bei künftigen Ansiedlungen von Tieren beachtet werden sollten, um sie den Zielsetzungen des Naturschutzes anzupassen (ANL/BFANL 1981).

Dieser Empfehlungskatalog stellt die Basis für die Konzeption der E+E-Voruntersuchung zur der sozioökonomischen Gegebenheiten der Küstenregionen Mecklenburg-Vorpommerns entstand daraus eine Liste von acht Themenkomplexen, die im Rahmen der Voruntersuchung zu bearbeiten waren. Kurz gefasst lassen sich diese Themenkomplexe durch die nachfolgend aufgeführten Fragen charakterisieren:

- * Besteht die Ursache für die Verdrängung der Art noch heute im Gebiet?
- * Wie groß ist die Wahrscheinlichkeit einer eigenständigen Wiederansiedlung von Kegelrobben an der deutschen Ostsee?
- * Sind die heute an der deutschen Ostsee vorhandenen Lebensräume noch immer für Kegelrobben geeignet?
- * Gibt es signifikante genetische Unterschiede zwischen den Kegelrobben der südwestlichen und denen der nordöstlichen Ostsee?
- * Gibt es hinsichtlich der gesundheitlichen Situation der Kegelrobben in der Ostsee Risiken, die den Erfolg einer Wiederansiedlung gefährden können?
- * Wie sieht die Nahrungsgrundlage für zukünftige Robbenpopulationen an der deutschen Ostseeküste aus?
- * Welche Meinung hat die Öffentlichkeit zur Wiederansiedlung der Kegelrobbe?
- * Welche Methoden sind am besten geeignet für die praktische Phase eines Wiederansiedlungsprojektes?

Die Beantwortung dieser Fragen erfordert die Zusammenarbeit verschiedener Fachdisziplinen. Aus diesem Grunde wurde am Deutschen Meeresmuseum in Stralsund eine Arbeitsgruppe aus kompetenten Experten und Wissenschaftlern verschiedener Institute gegründet, deren Mitglieder mit der Bearbeitung jeweils spezieller Fragestellungen beauftragt wurden. Zu den beteiligten Instituten gehörten neben dem Deutschen Meeresmuseum die Universitäten Kiel und Rostock sowie das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie. In der Arbeitsgruppe wurden die einzelnen Fragestellungen präzisiert und die Ergebnisse zusammengeführt und diskutiert.

In den nachfolgenden Kapiteln dieses Berichts werden die Ergebnisse der Untersuchungen und Analysen vorgestellt und erörtert.

4 Ergebnisse

4.1 Verfügbarkeit geeigneter Liegeplatzhabitatem an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns

Jochen Schwarz, Deutsches Meeresmuseum, Stralsund

4.1.1 Einleitung

Seit der Ausrottung der Kegelrobben an der deutschen Ostseeküste vor etwa 80 Jahren ist die Küstenlandschaft in Vorpommern nicht unverändert geblieben. Der gestaltende Einfluss des Menschen auf den Naturraum hat sich erheblich verstärkt. Die Intensität der Küstenfischerei hat ebenso zugenommen wie die touristische Nutzung ehemals wenig gestörter Strandbereiche. Die Wasserflächen werden in der Sommersaison intensiv von Sportbooten und Surfern genutzt, ehemals ungestörte weil abgelegene Küstenregionen sind heute durch den Aus- und Neubau von Straßen, Rad- und Wanderwegen für jedermann leicht zugänglich. All diese Entwicklungen können nicht ohne Auswirkung auf die Qualität früherer Robbenlebensräume bleiben. Erhebliche Schäden haben diese auch durch die Steinfischerei, die besonders in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts praktiziert wurde, erlitten. Im großen Maßstab wurden Kies, große Steine und Gerölle, die den Kegelrobben an verschiedenen Stellen der Küste bis dahin Möglichkeiten zum Ruhen geboten hatten, "gezangt" und für den Bau von Promenaden und Hafenanlagen verwendet (DWARS 1954; GEHRKE 2000). Auf diese Weise dürften zahlreiche regelmäßig genutzte Liegeplätze für Kegelrobben und Seehunde an der Küste verloren gegangen sein. Dazu gehört zum Beispiel der Granitzer Ort, der an verschiedenen Stellen in der Literatur im Zusammenhang mit Robbenbeobachtungen genannt wird (z.B. SCHILLING 1859). Dort sind heute nur noch wenige größere Steine vorhanden, die möglicherweise von einzelnen Robben noch genutzt werden könnten, jedoch für die Aufnahme mittlerer oder gar größerer Gruppen bei weitem nicht ausreichen.

Der Große Stubber, der als isolierte Insel im Greifswalder Bodden einst zentrale Bedeutung für die Kegelrobben der Region gehabt haben dürfte, ist in den vergangenen Jahrzehnten immer weiter erodiert, so dass er heute nur noch bei extrem niedrigen Wasserständen über die Wasseroberfläche hinaus ragt. Die Ursache für den Untergang dieser Insel ist nach Aussagen von Geologen zwar überwiegend auf den allgemeinen Anstieg des Wasserspiegels in der Ostsee zurückzuführen, jedoch dürfte die Entnahme der sedimentstabilisierenden großen Steine die Erosion zusätzlich gefördert haben.

Trotz der offensichtlichen Lebensraumverluste für Robben im Bereich der vorpommerschen Ostseeküste sind jedoch in den vergangenen Jahrzehnten, insbesondere nach der politischen Wende in der DDR, auch positive Veränderungen zu verzeichnen. So gibt es heute in der Gesellschaft einen sehr viel breiteren Konsens über die Notwendigkeit einer Unterschutzstellung besonders interessanter oder gefährdeter Landschaften als dies vor 80 oder 100 Jahren der Fall war. Dieser Einstellungswandel hat seinen Niederschlag in der Einrichtung zweier Nationalparke, eines Biosphärenreservates und zahlreicher Naturschutzgebiete im Küstenbereich gefunden. Die Schutzgebiete machen es heute möglich, geeignete Lebensräume für Robben so weit von Störungen freizuhalten, dass deren Nutzung als Liegeplatz durch diese Tiere wieder möglich erscheint. Andererseits muss aber auch davon ausgegangen werden, dass zukünftige regelmäßig genutzte Robbenliegeplätze eben *nur noch* in Schutzgebieten der genannten Kategorien zu finden sein werden. Außerhalb der Schutzgebiete finden die Tiere an Land nicht die Ungestörtheit und Sicherheit, die notwendig ist, um so sensible Lebensabschnitte wie die Zeit der Geburt und Aufzucht der Jungen oder auch nur den Haarwechsel dort zu verbringen. Eine praktische Ansiedlung von Kegelrobben kann und sollte deshalb nur in beruhigten Küstenregionen erfolgen.

Bei der Suche nach geeigneten Standorten für die Durchführung eines Wiederansiedlungsprojektes wurden aus diesem Grund nur solche Gebiete berücksichtigt, die in bereits bestehenden Schutzgebieten liegen. Nach Maßgabe des Bundesamtes für Naturschutz sollte von vornehmerein eine Unterschutzstellung neuer Gebiete für die Kegelrobben vermieden werden. Gebiete außerhalb von Schutzgebieten wurden aus diesem Grund lediglich hinsichtlich ihrer generellen Eignung als Liegeplatz für die Robben, nicht jedoch hinsichtlich ihrer Eignung für die praktische Ansiedlung bewertet.

Ein weiteres wichtiges Kriterium bei der Auswahl der untersuchten Gebiete lieferten die Kenntnisse über die geschichtliche Verbreitung der Kegelrobben bis zu ihrem Verschwinden von der deutschen Ostseeküste (Kap. 2.2). Aus der Literatur wissen wir, dass die Kegelrobben ihren überwiegenden Verbreitungsschwerpunkt an der vorpommerschen Küste gehabt haben. Dauerhaft genutzte Liegeplätze bei der Halbinsel Zingst und an der mecklenburgischen Küste sind nicht bekannt. Wenngleich heute nicht ausgeschlossen werden kann, dass es solche Liegeplätze doch gegeben hat, so ist doch davon auszugehen, dass sie für die Population insgesamt nur eine untergeordnete Rolle gespielt haben können. Für das Projekt ergab sich daraus die Zielstellung, das Augenmerk bei der Suche nach geeigneten Ansiedlungsstandorten auf die Gewässer um Rügen sowie in der Pommerschen Bucht zu konzentrieren.

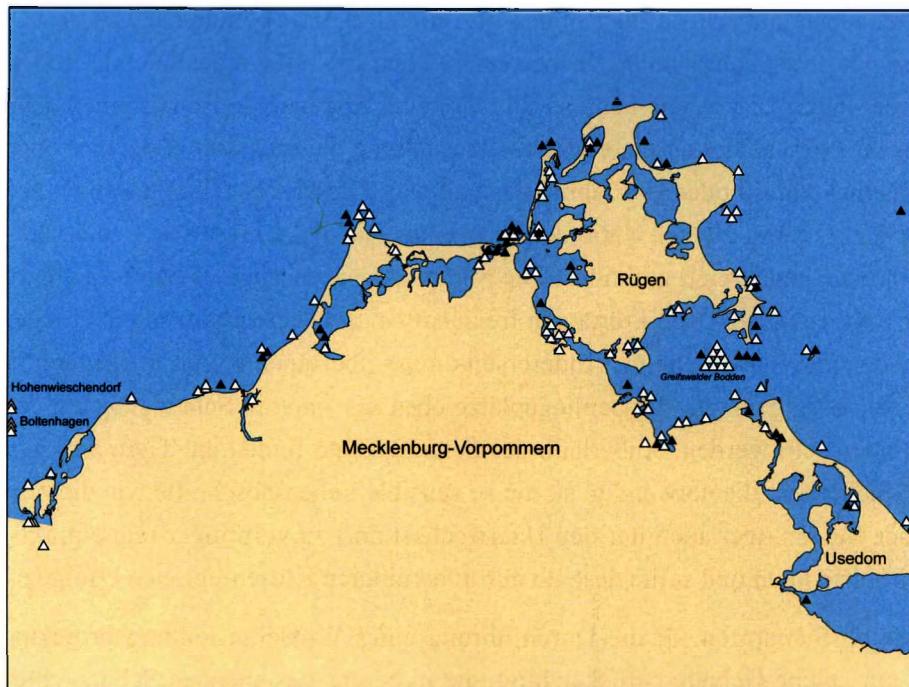


Abb. 9:
Totfunde (schwarze Dreiecke) und Lebendbeobachtungen (helle Dreiecke) von Kegelrobben an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns von 1951 bis 2000

Ein weiterer Hinweis in diese Richtung ergibt sich bei einem Blick auf die Totfunde und Lebendbeobachtungen in den letzten Jahrzehnten, die am Deutschen Meeresmuseum seit dessen Gründung im Jahre 1951 registriert werden. Jeweils zwei Drittel aller Lebendbeobachtungen ($\Sigma 103$) und Totfunde ($\Sigma 39$), die in dieser Zeit als Kegelrobbe bestimmt wurden, stammen aus dem Bereich zwischen dem Gellen an der Südspitze von Hiddensee und der deutsch-polnischen Grenze auf Usedom (Abb. 9).

4.1.2 Untersuchte Gebiete und Methoden der Habitatbewertung

Bei der Auswahl der hinsichtlich ihrer Eignung als Lebensraum für Kegelrobben zu prüfenden Gebiete konnten von vornehmlich weite Bereiche der vorpommerschen Küste ausgeschlossen werden. Dazu gehören neben solchen Gebieten, in denen Ortschaften und Städte direkt an die Küste grenzen, Strandregionen mit intensivem Badebetrieb, gedeichte oder mit Mauern bzw. Steinpackungen verbaute Küstenabschnitte sowie Küstenabschnitte mit unmittelbar parallel verlaufenden befestigten Wegen oder Straßen. Ausgeschlossen wurden auch solche Bereiche, in denen landwirtschaftliche Flächen direkt an das Ufer grenzen sowie Gebiete mit Schilf- und Röhrichtzonen.

Allein die beiden zuletzt genannten Habitattypen umfassen weite Bereiche der Westküste Rügens und die Ufer des inneren Greifswalder Boddens sowie den Strelasund. Auch wenn in der Vergangenheit einzelne Kegelrobben in diesen Gebieten beobachtet werden konnten, sind in Zukunft hier keine festen Kegelrobbenliegeplätze zu erwarten. Das gleiche gilt für den Kleinen und Großen Jasmunder Bodden sowie für die Darß-Zingster Boddenkette.

Es sei an dieser Stelle angemerkt, dass gerade der Ausschluss von Uferstreifen mit Schilfzonen als ungeeigneter Habitattyp trotz der Kenntnis über das Verhalten der beiden im Prerow-Strom lebenden Kegelrobben erfolgt. Obwohl die beiden Tiere sich diesen Lebensraum selbst ausgesucht haben, stellt diese Habitatwahl im Vergleich mit den in der wissenschaftlichen Literatur beschriebenen Liegeplätzen eine absolute Ausnahme dar. Es erschien daher ratsam, diesen eher limnisch geprägten Lebensraum nicht in den Kreis möglicher Liegeplatzhabitare aufzunehmen.



Abb. 10: Sportboothäfen im Bereich des Achterwassers und des Kleinen Haffs bei Usedom. Eine Ansiedlung von Kegelrobben ist bei dieser Nutzungsintensität nicht möglich.

Das Achterwasser zwischen Usedom und dem Festland wurde ebenfalls nicht näher untersucht, da die Dichte der Sportboothäfen in dieser Region als so hoch angesehen wurde, dass eine erfolgreiche Ansiedlung von Kegelrobben hier nicht möglich sein dürfte (Abb. 10). Zudem wurde in den vergangenen Jahren in dieser Region ein Projekt zur Wiederansiedlung des Ostsee-Schnäpels (*Coregonus lavaretus balticus*) erfolgreich durchgeführt. Eine Wiederansiedlung der Robben in unmittelbarer Nähe des einzigen Laichplatzes dieser Fischart in Mecklenburg-Vorpommern sollte aus leicht verständlichen Gründen vermieden werden.

Unter Berücksichtigung der in Abschnitt 2 (Kap. 2.4) genannten möglichen Habitattypen, die von Kegelrobben als Liegeplatz an der Küste Vorpommerns genutzt werden könnten, wurden die in Tabelle 1 aufgeführten Gebiete untersucht und bewertet. Die besuchten Gebiete wurden mit Hilfe eines zu diesem Zweck entwickelten Fragebogens beschrieben. Dabei wurden verschiedene Bewertungskriterien hinsichtlich der Eignung der Küste als möglicher Liegeplatz für Kegelrobben sowie der Durchführbarkeit einer praktischen Ansiedlung im Gebiet erfasst. Zu diesen Kriterien gehören:

- Bestehender Schutzstatus
- Geomorphologie des Liegeplatzes
- Störungen vom Land
- Störungen von See
- Praktische Durchführbarkeit einer Ansiedlung (Erreichbarkeit des Gebietes, Möglichkeiten einer Bewachung etc.)

Tab. 2: Übersicht über die bewerteten Gebiete

Datum	Gebietsbezeichnung
13.01.1999	Jasmund/Rügen, Küstenabschnitt zwischen Lohme und Glowe
13.01.1999	Wittow/Rügen, Breeger Bodden
13.01.1999	Wittow/Rügen, Rassower Strom, Bischofsdorf bis Anleger Wittower Fähre
20.01.1999	Halbinsel Bug, Nordufer
20.01.1999	Wittow/Rügen, Mövenort bis Arkona mit besonderer Berücksichtigung der Teilstrecke zwischen Varnkevitz und Schwarbe
28.01.1999	Westrügen, Udarser Wiek, Kubitzer Bodden
04.02.1999	Halbinsel Darß, Darßer Ort
14.09.1999	
04.02.1999	Halbinsel Zingst, Prerow-Strom
11.02.1999	Peenemünder Haken
18.02.1999	Halbinsel Struck
03.03.1999	
11.03.1999	Halbinsel Zingst, Hohe Düne/ Pramort bis Großer Werder
22.04.1999	Greifswalder Oie, Ruden
10.06.1999	Wittow/Rügen, nördliche Tromper Wiek bei Vitt
21.07.2000	
16.06.1999	Hiddensee/Neuer Bessin
17.06.1999	Hiddensee/Gellen
27.08.1999	Insel Bock
30.09.1999	Vilm
25.06.2000	Wittow/Rügen, Nordküste zwischen Varnkevitz und Schwarbe-Siedlung, Arkona
18.07.2000	
26.07.2000	

Zunächst war vorgesehen, den einzelnen Bewertungskriterien Qualitätswerte zwischen eins und fünf zuzuordnen. Diese sollten nachfolgend miteinander verrechnet werden und dadurch ein Bewertungsindex entstehen, anhand dessen sich die gesuchten Gebiete miteinander vergleichen ließen. Es wurde jedoch bald erkennbar, dass dieses Verfahren keine brauchbaren Ergebnisse liefern würde, da die Eignung eines Gebietes für Kegelrobben durch die negative Beurteilung eines einzelnen Faktors bereits vollständig aufgehoben werden kann. Zudem war zu berücksichtigen, dass in mancher Hinsicht die Ansprüche der Art an die Qualität der Liegeplätze noch nicht in vollem Umfang bekannt sind. Beispielsweise wissen wir, dass die Kegelrobben bei Gefahr schnell in ausreichend tiefes Wasser flüchten wollen und sie deshalb ihre Liegeplätze bevorzugt an solchen Stellen wählen, wo der Meeresgrund ein entsprechend steiles Gefälle aufweist. Wo jedoch genau die

Grenze zwischen Eignung und Nicht-Eignung liegt, ist nicht bekannt. Dazu kommt, dass das Spektrum der Habitattypen, die nach Angaben aus der wissenschaftlichen Literatur von Kegelrobben als Liegeplatz genutzt werden könnten, sehr breit ist. Nicht zuletzt die beiden im Prerowstrom lebenden Robben zeigen uns sehr eindringlich, dass unter Umständen sehr ungewöhnliche Lebensräume – in diesem Fall ein Schilfgürtel an einem schmalen Fluss – als Lebensraum möglich sind.

Es wurde daher auf die Berechnung des oben erwähnten Indexwertes und damit auf die Vergleichbarkeit der untersuchten Gebiete verzichtet. Sie wurden jeweils für sich allein bewertet.

Abbildung 11 zeigt im Überblick, welche Gebiete an der vorpommerschen Ostseeküste als Liegeplatz-habitat für Kegelrobben geeignet erscheinen. Die Bewertung erfolgte dabei nach rein ökologischen Kriterien und ohne Berücksichtigung etwaiger Konfliktpotentiale hinsichtlich der Fischerei. Dabei wurden solche Stellen, die sich darüber hinaus für die praktische Durchführung einer Wiederansiedlung anbieten, gesondert gekennzeichnet. Zu diesen möglichen Ansiedlungsgebieten zählen demnach der Bug (6), die Nordküste der Halbinsel Wittow (7) sowie die Greifswalder Oie (10).

Für eine praktische Wiederansiedlung ungeeignet, aber für Robben geeignete Liegeplätze befinden sich am Darßer Ort (1), im Windwattgebiet nördlich des Bock (3), an der Insel Ruden (12) und am Peenemünder Haken (11).

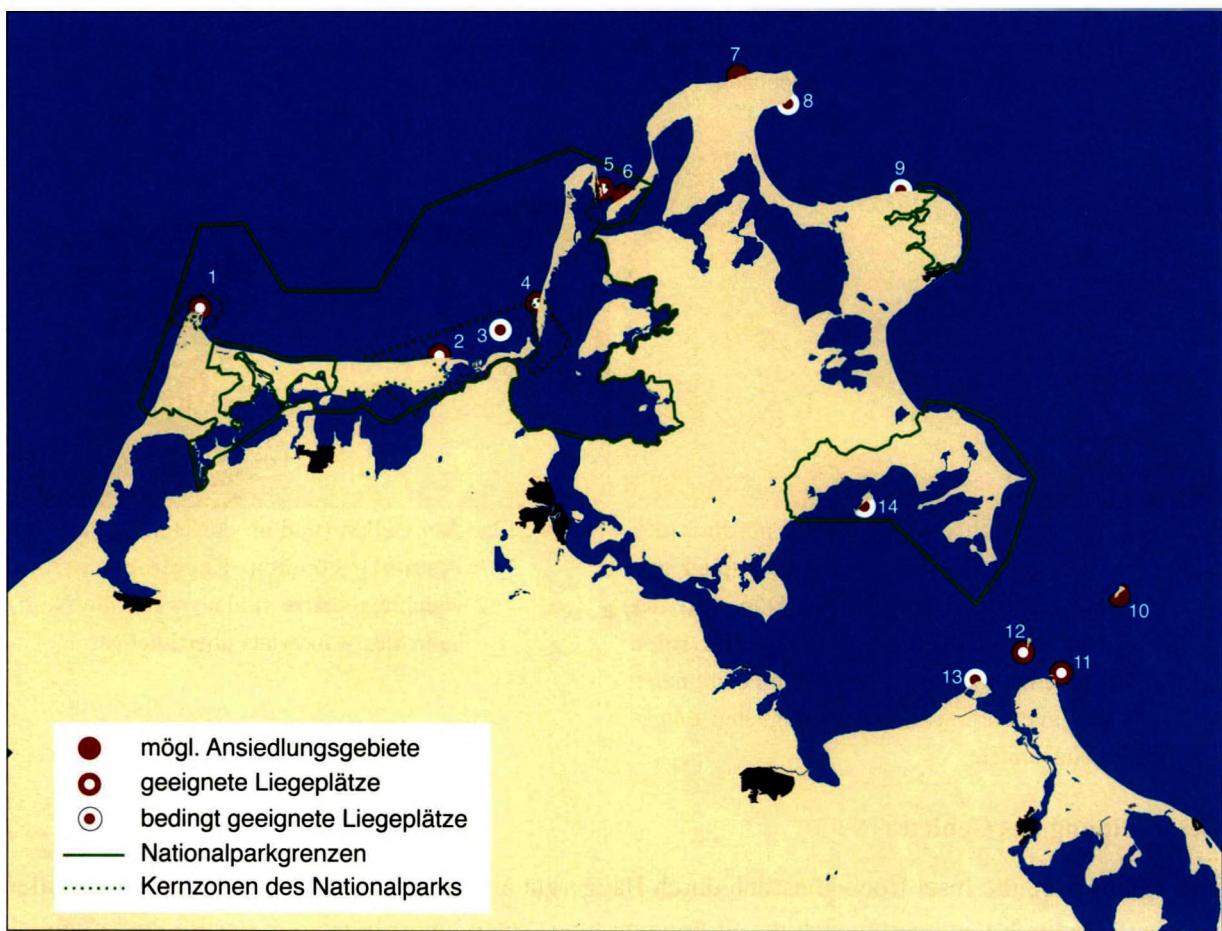


Abb. 11: Übersicht über die Lage möglicher Kegelrobbenliegeplätze an der vorpommerschen Ostseeküste, nach Auswertung rein ökologischer Bewertungskriterien. Gebiete, die sich für ein Wiederansiedlungsprojekt eignen, unterscheiden sich von potentiellen Liegeplätzen durch logistische Merkmale, vornehmlich bessere Erreichbarkeit für die Projektmitarbeiter oder bessere Bewachungsmöglichkeiten.

Einige der untersuchten Liegeplätze haben sich als lediglich bedingt geeignet erwiesen. Darunter sind solche Küstenabschnitte zu verstehen, die zwar von einzelnen Robben zum Ruhnen aufgesucht werden können, die jedoch aufgrund unterschiedlicher Ursachen nicht regelmäßig von einer Robbenkolonie genutzt werden können. Insbesondere, wenn flächige Habitate fehlen, auf denen Jungtiere geboren werden können, sondern lediglich einige größere Steine als Liegeplatz nicht zur Verfügung stehen, wurden diese Gebiete als nur bedingt geeignet eingestuft. Dazu gehören die Strände bei Goor (8), zwischen Lohme und Glowe (9), die Ostseite der Insel Vilm (14) sowie der Struck (13). Im zuletzt genannten Gebiet erschweren ausgedehnte Flachwasserbereiche die schnelle Flucht der Tiere ins tiefe Wasser und machen dadurch die ansonsten störungsarmen Uferbereiche des Strucks für Robben unattraktiv.

4.1.3 Ergebnisse

Im Folgenden werden die untersuchten Gebiete im Einzelnen vorgestellt und hinsichtlich ihrer Eignung für Kegelrobben und deren praktische Ansiedlung charakterisiert.

4.1.3.1 Windwattgebiet von Hohe Düne/Pramort bis Gellen (Südspitze Hiddensee)

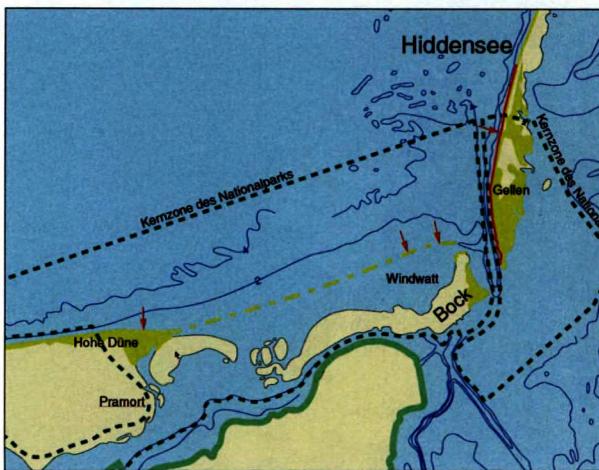


Abb. 12: Der Bereich des Windwatts nördlich des Bocks mit dem Gellen an der Südspitze von Hiddensee und der Hohen Düne auf der Halbinsel Zingst im Westen. Die roten Pfeile markieren die ungefähre Position der geeigneten bzw. bedingt geeigneten Liegeplatzhabitaten.



Abb. 13: Am Gellen (und an der Hohen Düne bei Pramort) könnten Kegelrobben Ausweichliegeplätze finden, wenn die Nordkante des Windwatts überflutet ist.

Beschreibung des Gebietes

Um 1930 wurde die Insel Bock künstlich durch Baggergut aus den Fahrrinnen zum Stralsunder Hafen angelegt. Dadurch veränderten sich die Strömungs- und Anlandungsprozesse in der Region erheblich und es konnte nördlich des Bocks ein großflächiges Windwattgebiet (3) entstehen, das es zu einer Zeit, als noch Robben an der vorpommerschen Küste lebten, gar nicht gab.

Das Windwatt bietet an seiner seeseitigen Kante einige Sandrücken, die nach Norden hin steil zum Wasser hin abfallen und somit günstige Voraussetzungen für Robbenliegeplätze anbieten. Da diese jedoch gelegentlich überflutet werden und den Robben damit nicht dauernd zur Verfügung stehen, wurde das Windwatt lediglich als bedingt geeignet angesehen. Dennoch ist es denkbar, dass bei fortschreitender Sedimentation die Qualität der Kante sich soweit verbessert, dass Robben von sich aus das Gebiet als ständigen Liegeplatz wählen.

Mit Bildung des Nationalparks "Vorpommersche Boddenlandschaft" im Jahr 1990 wurde dieser Bereich zur Zone 1 erklärt, um küstendynamische Prozesse vom Menschen ungestört hier ablaufen zu lassen. Dadurch, dass Menschen als Störfaktor aus diesem Gebiet weit gehend herausgehalten werden, es also weder Beeinträchtigungen der Natur durch Touristen noch durch die Fischerei gibt, haben Robben die Möglichkeit, hier ungestört zu ruhen. Das spiegelt sich in 12 in der Meldestatistik des Deutschen Meeresmuseums (1951 bis heute) registrierten Lebendbeobachtungen vom Windwatt oder den umliegenden Gewässern wider (+ 7 Totfunde). Dadurch deutet sich bereits eine leichte Konzentration der Meldungen aus dieser Region an (vgl. Abb. 9).

Einen bedeutenden Vorteil erhält das Windwatt zudem durch die Nähe zum Gellen an der Südspitze von Hiddensee (4) und zur Hohen Düne bei Pramort auf der Halbinsel Zingst (2). Durch die an beiden Stellen gut für Robben erreichbaren Strandhabitaten ergeben sich hier mögliche Ausweichliegeplätze, wenn die Nordkante des Windwatts überflutet und als Liegeplatz daher nicht verfügbar ist.

Störungen

Es wäre für die Ansiedlung der Kegelrobben wünschenswert, noch stärker auf die Einhaltung der Schutzvorschriften, insbesondere durch Wassersportler und Angler, zu bestehen und die Ungestörtheit des Gebietes durch die Nationalparkwacht noch wirkungsvoller sicherzustellen.

Durchführung einer Wiederansiedlung

Die Durchführung eines Wiederansiedlungsprojektes ist in dem beschriebenen Gebiet nicht durchführbar. Grund ist die an allen drei Standorten (Windwatt, Hohe Düne, Gellen) gegebene schlechte Erreichbarkeit sowie die Sensibilität der Gebiete im Bezug auf Störungen und landschaftliche Veränderungen. Das Gebiet könnte jedoch von Kegelrobben, die an anderer Stelle eingewöhnt und freigelassen werden, eigenständig besiedelt werden und damit für eine zukünftige Robbenpopulation herausragende Bedeutung erhalten.

4.1.3.2 Tromper Wiek zwischen Nobbin und Vitt

Beschreibung des Gebietes

Das untersuchte Gebiet erstreckt sich zwischen der Ortschaft Nobbin in Höhe des Großsteingrabes und dem Hafen von Vitt. Die Entfernung zwischen diesen beiden Endpunkten beträgt etwa 3 km.

Die Landbereiche dieses Küstenabschnittes gehören zum Landschaftsschutzgebiet "Ostrügen". Zusammen mit einem einige Kilometer breiten Gewässerstreifen ist das Gebiet Teil des FFH-Vorschlagsgebietes "Steilküste und Blockgründe Wittow".

Das Landschaftsschutzgebiet wird von der Kreisverwaltung Rügen betreut.

Wie für große Teile der Nord- und Ostküste Wittows charakteristisch wird auch dieser Küstenabschnitt von bewaldeten Hohufern geprägt. Die Steilküste, die eine Höhe zwischen etwa 15 und 30 m aufweist, wird begleitet von einem befestigten Wander- und Fahrradweg, der von Anwohnern aber auch mit Kraftfahrzeugen befahren werden darf.

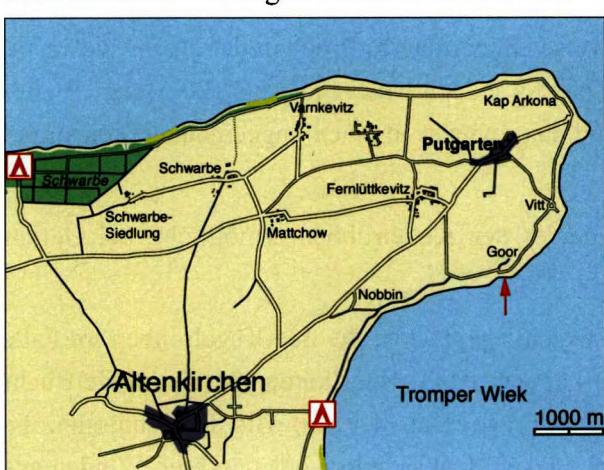


Abb. 14: Lage des untersuchten Gebietes. Der rote Pfeil zeigt auf den für Kegelrobben am besten geeigneten Bereich



Abb. 15: Typische Ausprägung der Blocksteinküste an der nördlichen Tromper Wiek. Kantige Blocksteine und angeschwemmte Algenmatten erschweren das Erreichen der oberen Uferzone.

Der Uferstreifen am Fuß der Steilküste ist zumeist schmal (maximal 6 bis 8 m) und besteht in den oberen Zonen aus ausgewaschenen Steinen, deren Durchmesser in vielen Bereichen nicht über 10 bis 15 cm hinausgeht. Es gibt nur wenige Strandabschnitte, in denen die Steine kleiner und der Untergrund somit ebener ist.

Die Größensorierung der Steine ist im Allgemeinen stärker ausgeprägt als an der Nordküste der Halbinsel, so dass die Uferflächen insgesamt gleichmäßiger erscheinen und den Robben mehr "Komfort" während der Ruhephasen bieten würden. Große isolierte Steine mit flachen Oberseiten, auf denen die Kegelrobben vor der Uferregion ruhen könnten, sind nur bei niedrigeren Wasserständen und in geringer Zahl vorhanden. Wegen der geringen Größe bieten die meisten Steine vermutlich nur für jüngere Robben eine ausreichende Liegefläche.

Im gesamten Gebiet sind die im oberen Uferbereich aufgespülten Steine frei von Sand- und Lehmanteilen, die dem Untergrund eine höhere Festigkeit verleihen würden. Eine hohe Verschiebbarkeit der Steine verringert generell die Eignung eines Gebietes für Kegelrobben.

Als weiterer nachteiliger Faktor ist die Tatsache zu nennen, dass in einem Großteil der Uferstrecke größere Steine, die in loser Formation den ebeneren und kleinkörnigeren Uferzonen vorgelagert sind, das Erreichen der Liegeplätze erschweren. Die Breite dieser vorgelagerten Zone nimmt bei westlichen, d.h. ablandigen Winden mit niedrigen Wasserständen noch zu.

Zeitweise ungünstig beeinflusst wird das Gebiet zudem durch angeschwemmte Algenmatten, die die unteren Uferzonen in mehr oder weniger dicken Schichten bedecken und den Zugang zu den Liegeflächen erschweren.

Wegen des erschwerten Zuganges zu den oberen Uferzonen ist das Gebiet in den meisten Bereichen für Kegelrobben nur sehr bedingt geeignet. Eine eigenständige und dauerhafte Ansiedlung ist hier kaum zu erwarten. Lediglich in einem sehr kleinen Abschnitt direkt unterhalb von Goor findet sich eine Stelle, die im Hinblick auf seine Habitatstruktur geeignet erscheint, für Kegelrobben als Liegeplatz dienen zu können. Es handelt sich um die nordöstliche Hälfte einer kleinen Bucht, wo sowohl die Beschaffenheit des Untergrundes als auch der Zugang zum Ufer als vergleichsweise günstig zu beurteilen sind. Auch stellen angeschwemmte Algenmassen in diesem Bereich aufgrund der günstigeren Exposition zu den Hauptwindrichtungen möglicherweise ein geringeres Problem dar als im südwestlichen Teil der Bucht. Die Länge dieses Abschnittes beträgt jedoch kaum mehr als 100 Meter. Weiter nach Nordosten in Richtung Vitt geht der Untergrund dann wieder in einen ungeeigneten Steinstrand über.

Günstig ist der steile Abfall des Meeresgrundes, der es den Kegelrobben ermöglicht, bei Gefahr schnell in tieferes Wasser zu flüchten.

Weniger vorteilhaft ist dagegen der Mangel an Ausweichliegeplätzen, die den Kegelrobben im Falle einer Störung alternative Ruhemöglichkeiten bieten können. Als solcher käme erst die kleine Bucht westlich von Varnkevitz an der Nordküste Wittows in Frage (Kap. 4.1.3.5). Bis dahin müssten die Robben jedoch eine Entfernung von etwa 8 km zurücklegen. Insbesondere bei stärkeren Winden aus West bis Nordost wird dieser Liegeplatz daher kaum eine Alternative darstellen.

Die Beobachtungs- und Totfundstatistik des Deutschen Meeresmuseums weist für den Bereich der nördlichen Tromper Wiek lediglich zwei Eintragungen aus. Im Juni 1992 wurde ein totes Kegelrobbenjungtier mit Lanugofell in der Nähe des Campingplatzes Drewoldke gefunden und dem Meeres-

museum zugeleitet. Wenige Wochen später wurde eine schwimmende Kegelrobbe bei Kap Arkona gesichtet. Nach Angaben des Beobachters war schon im Vorjahr eine Robbe an dieser Stelle beobachtet worden. Die geographisch nächstgelegenen Meldungen stammten von Glowe in der südlichen Tromper Wiek sowie von Bakenberg / Mövenort an der Nordküste Wittows.

Störungen von Land

Wie erwähnt, wird die Steilküste zwischen Nobbin und Vitt begleitet von einem über weite Strecken mit Platten befestigten Wander- und Fahrradweg, der sich nur an wenigen Stellen von der eigentlichen Hangkante entfernt. In den Sommermonaten wird dieser Weg sehr intensiv von Touristen genutzt (Abb. 16). Während einer Gebietsbegehung im Juli 2000 wurden die Untersucher auf diesem Weg gegen 13 Uhr mittags bei sonnigem Wetter innerhalb von 10 min von 32 Fahrradfahrern und zwei PKWs passiert. Etwa 2 Stunden später verdichtete sich der Fahrradverkehr auf eine nahezu geschlossene Kette von Fahrradfahrern. 300 bis 500 Fahrradfahrer pro Stunde sind an solchen Tagen daher ohne weiteres möglich.

An mehreren Stellen wird den Besuchern ein freier Blick vom Hochufer auf die darunter liegende Wasserkante gewährt. Diese Bereiche, in denen weder Wald- noch Gebüschvegetation am steilen Ufer für eine ausreichende Abschirmung der Liegeplätze gegenüber Störungen durch Menschen sorgen, sind grundsätzlich als Robbenliegeplatz ungeeignet.

Störungen durch Fischereifahrzeuge und Sportboote

Im Zuge mehrerer Gebietsbegehungen wurde nur einmal ein Segelboot beobachtet, das in etwa 200 m Entfernung vor dem Ufer vorbeifuhr. Sportbootfahrer haben generell die Möglichkeit, im Hafen von Vitt anzulegen. Dem davon ausgehenden Störpotential müsste, wenn das Gebiet für Kegelrobben an Bedeutung gewinnen sollte, durch intensivierte Aufklärungsarbeit in den benachbarten Häfen begegnet werden.

Fischerei

In geringer Entfernung vom Ufer wird Stellnetzfischerei auf Dorsch, Meerforelle und Steinbutt betrieben sowie Aal mit Aalschnüren und Aalkorbketten gefangen. Durch die im Vergleich mit dem Nordufer der Halbinsel Wittow geschütztere Lage können die Fischer hier an mehr Tagen im Jahr operieren. Die in der nördlichen Tromper Wiek tätigen Fischer stammen vornehmlich aus Vitt, Glowe und Sassnitz, aber auch aus Freest und Warnemünde. Der für dieses Gebiet zuständige Fischmeister Veterick stuft die Region als stark befischt ein und beurteilt die Chancen einer Ansiedlung von Kegelrobben daher sehr skeptisch.

Empfohlene Maßnahmen

Der einzige am Nordufer der Tromper Wiek für Kegelrobben bedingt geeignete Bereich ist die nördliche Hälfte der kleinen Bucht bei Goor. Eine eigenständige Ansiedlung der Kegelroben in der Folge eines Wiedereinbürgerungsprojektes ist denkbar, wenngleich wegen des lockeren Ufergesteins nicht unbedingt wahrscheinlich.

Um die Chancen einer solchen Selbstansiedlung zu erhöhen, wäre es zwingend erforderlich, in der Umgebung dieser Bucht, d.h. zwischen dem Hafen von Vitt und dem von Norden aus Fernlütkevitz

auf die Küste zuführenden Plattenweg, den Uferbereich unterhalb der Steilküste für Spaziergänger zu sperren.

Die Ruhigstellung dieses Küstenabschnittes ist besonders dann sinnvoll, wenn die praktische Wiederansiedlung an der Nordküste Wittows bei Varnkevitz durchgeführt wird. Dadurch würde den dort ausgesetzten Kegelrobben eine zusätzliche Möglichkeit zur Ansiedlung in der Nähe angeboten.

Sollten die Robben in diesem Bereich tatsächlich selbstständig einen festen Liegeplatz auswählen, müsste gegebenenfalls eine punktuelle Rückverlegung des Plattenweges ins Auge gefasst werden, um die Ansiedlung nicht durch Besucherlärm zu gefährden. Daneben könnte durch geeignete Bepflanzungen offener Steilhangbereiche die Abschirmung der Uferregion verbessert werden.

Auch sollte in Verhandlungen mit den in diesem Bereich tätigen Fischern eine Verlagerung der Stellnetze aus der unmittelbar vor dem Ufer befindlichen Bucht vereinbart werden.

Um die Akzeptanz der Wiederansiedlungsbemühungen nicht zu gefährden, ist es jedoch ratsam, entsprechende Maßnahmen und Verhandlungen erst dann zu beginnen, wenn sich durch wiederholte Beobachtungen von Kegelrobben gezeigt hat, dass das Gebiet tatsächlich für die Robben interessant und eine ständige Präsenz der Tiere möglich ist.

Eine praktische Wiederansiedlung an dieser Stelle sollte nicht durchgeführt werden. Die Störsbelastung, die von dem Wander- und Fahrradweg am Hochufer ausgeht, ist zumindest in der Urlaubszeit als so gravierend einzustufen, dass die Betreibung eines Eingewöhnungsgeheges in dieser Zeit nur möglich erscheint, wenn neben dem Uferbereich auch der Weg für Touristen vollständig gesperrt würde. Wegen der augenfällig sehr hohen Nutzungsintensität dürfte der Widerstand in der vom Tourismus lebenden lokalen Bevölkerung, insbesondere bei den direkten Anwohnern, gegen derartige Maßnahmen sehr heftig sein.

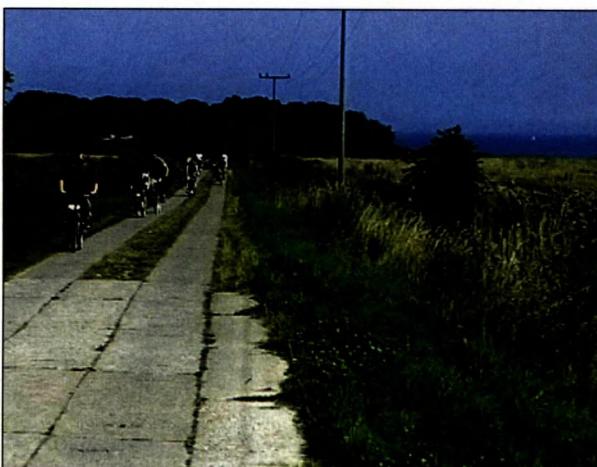


Abb. 16: An sonnigen Sommertagen wird der uferbegleitende Wander- und Fahrradweg intensiv von Touristen genutzt.

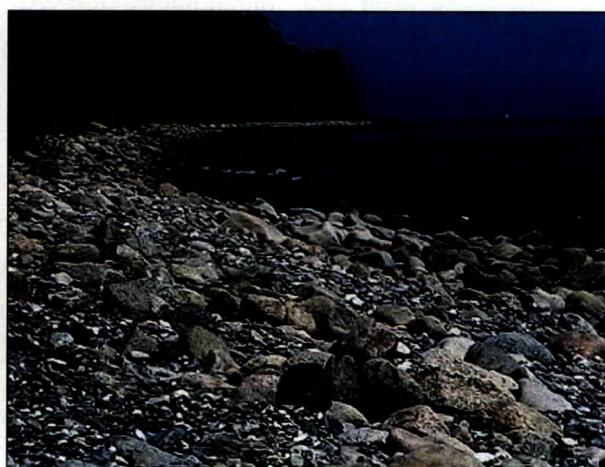


Abb. 17: Zwischen der Bucht bei Goor und dem Hafen von Vitt finden Kegelrobben wegen der extrem unterschiedlichen Gesteinsgrößen keinen für sie geeigneten Untergrund zum Ruhen.



Abb. 18: Nordöstliche Hälfte der Bucht bei Goor. Bei ausreichend hohen Wasserständen könnten Kegelrobben hier einen festen Liegeplatz finden.



Abb. 19: Bei ablandigen Winden kommen aber auch an dieser Stelle mehr kantige Steine an die Oberfläche, die den Zugang zu den eigentlichen Liegeflächen erschweren.

4.1.3.3 Hiddensee, Neuer Bessin

Beschreibung des Gebietes

Das untersuchte Gebiet befindet sich am Ostufer des Neuen Bessins, innerhalb des südlichen Abschnittes, der zur Kernzone des Nationalparks "Vorpommersche Boddenlandschaft" gehört (Abb. 20)

Verantwortlicher Gebietsbetreuer des Nationalparkamtes ist Herr Blase. Vorort betreut wird der Neue Bessin vom Naturschutzbund Deutschland (NABU), der zur Bewachung des Gebietes freiwillige Helfer in wechselnder Besetzung einsetzt.

Das Uferhabitat besteht aus feinkörnigem Sandstrand in einer Breite von etwa 5 bis 8 m, der von einer buschig-grasigen Vegetation nach Westen begrenzt wird. Die Gebüsche haben eine Höhe von etwa 2 bis 4 m.

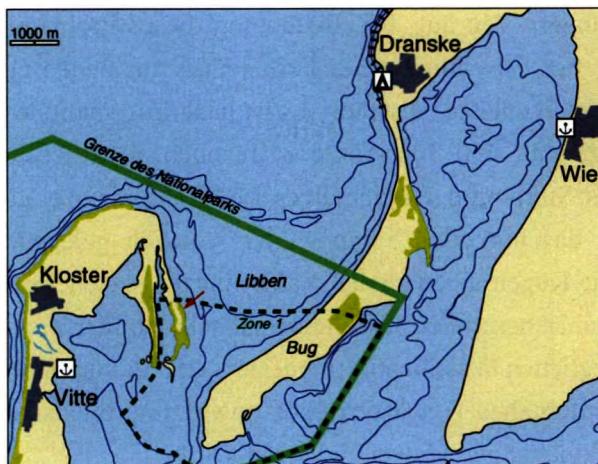


Abb. 20: Lage des untersuchten Gebietes an der Nordspitze der Insel Hiddensee. Der rote Pfeil kennzeichnet den am besten für Kegelrobben geeigneten Küstenabschnitt am Neuen Bessin.



Abb. 21: Ungestörte sandige Strandbereiche in der Kernzone des Nationalparks "Vorpommersche Boddenlandschaft" stellen für Kegelrobben gute Liegeplatzhabitata dar.

Das angrenzende Gewässer gewinnt ausreichend schnell an Tiefe, so dass bereits nach etwa 20 m Entfernung vom Ufer eine Wassertiefe von mehr als 1,5 m erreicht ist.

Eine permanente Wasserströmung entlang der Uferkante ist nur schwach ausgeprägt. Größere Steine im Wasser, die sich als Ruheplatz für einzeln liegende Kegelrobben eignen würden, gibt es nicht.

Der Bereich des südlichen Neuen Bessins als Ansiedlungsgebiet für Kegelrobben hat einen wichtigen Vorteil in seiner Nähe zur Halbinsel Bug, an deren südwestlicher Küste die Robben eine alternative Möglichkeit zum Ruhnen finden könnten (Kap. 4.1.3.4). Die Tiere können daher bei Störungen mit relativ geringem Aufwand zu einem anderen Liegeplatz ausweichen. Die Verfügbarkeit eines Ausweichliegeplatzes ist als wesentliches Qualitätsmerkmal bei der Bewertung potentieller Liegeplatz-habitate anzusehen.

Die seit 1951 am Deutschen Meeresmuseum registrierten Totfunde und Lebendbeobachtungen enthalten zwar keine Angaben direkt zum Neuen Bessin, in den benachbarten Gewässern des nördlichen Teils der Insel Hiddensee sowie im Wieker Bodden wurden aber zusammen vier Kegelroben-Totfunde und fünf Lebendbeobachtungen erfasst.

Störungen

Anthropogene Störungen vom Land her sind an dieser Stelle kaum möglich. Eine wirksame Kontrolle durch die Gebietsbetreuer sorgt für eine ausreichende Ruhigstellung des Areals. Sollte sich der Stördruck durch Spaziergänger, die vom nördlich gelegenen Enddorn die Küste entlang nach Süden kommen könnten, verstärken, könnte dem durch Errichten eines Absperrzaunes und einer Informationstafel problemlos begegnet werden. Das Gebüsch selbst ist so undurchdringlich, dass es ein Durchkommen an dieser Stelle wirkungsvoll verhindert.

Störungen durch Sportboote und Windsurfer können zu einem Problem werden. Die nächstgelegenen Sportboothäfen liegen in Vitte auf Hiddensee (ca. 3,5 km Entfernung), in Wiek (ca. 10 km) und in Schaprode (ebenfalls ca. 10 km).

Nach Aussagen des zuständigen Mitarbeiters des Nationalparkamtes, Herrn Blase, wurden in der Vergangenheit bereits häufiger Menschen am Ufer des neuen Bessins angetroffen. Sie waren mit ihren Booten dorthin gelangt und hielten sich dort für längere Zeit auf. Die Bedeutung dieses Problems könnte in Zukunft noch zunehmen, wenn im Zuge der Errichtung eines Ferienparks auf dem Bug durch den Oldenburger Investor Oetken weitere Bootsliegeplätze entstehen. Es ist nach Informationen des Nationalparkamtes mit zusätzlichen Liegeplätzen für 400 Sportboote zu rechnen. Mit diesem Ferienpark ist möglicherweise auch der Bau eines Start- und Landeplatzes für Wasserflugzeuge verbunden, von denen zusätzliche Störungen für das nur etwa 5 km weiter westlich gelegene Ansiedlungsgebiet ausgehen würde. Während sich die Kegelrobben an die Wasserflugzeuge sicher bis zu einem gewissen Grade gewöhnen würden und daher besondere Regelungsmaßnahmen hier nicht notwendig erscheinen, wäre es sicher erforderlich, jeglichen Wassersport mindestens 250 m vom Ufer fernzuhalten. Eine entsprechende Austonnung der ufernahen Gewässerregion sowie eine intensive Kontrolle durch die Gebietsbetreuer werden als zweckmäßig und notwendig erachtet.

Fischerei

Im Bereich des Libben ist die gewerbliche Fischerei mit Stellnetzen trotz der Unterschutzstellung im Nationalpark zulässig, da einige Fischer nachweisen konnten, dass sie in diesem Gebiet bereits früher

traditionell gefangen haben (KÜHNE pers. Mitt). Der für dieses Gebiet zuständige Fischmeister Veterick, Breege, beziffert die Gesamtlänge der eingesetzten Stellnetze mit etwa 20 bis 30 km. Hauptzielarten sind Dorsch, Flunder und Meerforelle. Die wichtigsten Heimathäfen der im Libben operierenden Fischkutter sind Vitte, Breege, Dranske, Freest und Stralsund, aber auch von weiter entfernten Standorten wie Warnemünde und Wismar kommen Fischer in dieses Gebiet. Nach Aussagen des Fischmeisters wird der Bereich des Libben mit Stellnetzen in so großer Dichte gefischt, dass er für die Kegelrobben wenig Chancen sieht, hier feste Liegeplätze zu gründen. Die Stellnetze würden von den Fischern bis dicht an die Strände heran aufgestellt.

Es zeichnet sich somit ab, dass bei der Besiedlung dieses in ökologischer Hinsicht durchaus für Kegelrobben geeignet erscheinenden Gebietes vieles davon abhängen wird, inwieweit sich insbesondere die jungen Kegelrobben auf die Netze der Fischer in diesem Gebiet einzustellen vermögen. Ältere Tiere sind erfahrungsgemäß sehr viel besser in der Lage, den Netzen der Fischerei auszuweichen und im gleichen Gebiet zu existieren. Eine Möglichkeit zur Gefahrenminimierung könnte darin bestehen, dass die Fischer mit ihrem Fanggeschirr eine etwa 500 m breite Schneise freilassen, die es den Robben ermöglicht, auf direktem Wege zu Liegeplätzen auf dem Neuen Bessin oder dem Bug zu gelangen. Auf diese Weise könnte mit etwa einem Zehntel der Breite des Libben ein kleiner Teil des Nationalparks für Robben wieder nutzbar gemacht werden. Eine entsprechende Regelung sollte vorzugsweise mit Hilfe einer freiwilligen Übereinkunft mit der Fischerei angestrebt werden. Dies wäre auch aus Sicht des Naturschutzes vorteilhafter, da sich die genaue Lage einer solchen Schneise flexibler an möglicherweise wechselnde Liegeplatzstandorte der Robben anpassen ließe.

Die Forderung nach einer Zulassung auch der Sandaalfischerei mit Hilfe der Besteckzeese, einem sehr kleinen und leichten Grundschießnetz, ist in den zuständigen Landesbehörden noch nicht abschließend entschieden worden. Das Nationalparkamt in Born strebt eine differenzierte Lösung innerhalb des Nationalparks an, möchte den Libben jedoch vollständig für diese Art der Fischerei sperren. Der Störeffekt, der von der Sandaalfischerei ausgeht, ist jedoch als eher gering einzustufen. Störungen der Robben auf ihren Liegeplätzen durch die Fischerei sollten aber unbedingt vermieden werden. Eine Abstimmung mit den Fischern hinsichtlich der Einhaltung eines Mindestabstandes von sensiblen Bereichen ist ggfs. notwendig.

Technische Durchführung einer Wiederansiedlung

Die praktische Durchführung einer Kegelrobbenansiedlung ist am Neuen Bessin grundsätzlich möglich, wenngleich aufgrund der Abgelegenheit des Gebiets technisch vergleichsweise aufwendig.

Die Errichtung eines Eingewöhnungsgeheges für die Kegelrobben dürfte ohne größere Probleme möglich sein, da im ufernahen Bereich nur schwache Strömungen auftreten. Es wird technisch am einfachsten sein, den Schwimmzaun des Geheges von der Wasserseite kommend zu bauen. Dadurch ließen sich die baubedingten Eingriffe in die Landschaft auf ein Minimum reduzieren.

Da auf dem Neuen Bessin kein Weg oder Pfad in den südlichen Teil vorhanden ist, würde sich für die tägliche Kontrolle und Fütterung der Tiere die Verwendung eines Bootes anbieten. Es ist zwar möglich, vom Enddorn her am Ufer entlang zu gehen, der Transport von Materialien auf diesem Wege ist jedoch wenig praktikabel. Insbesondere im Zusammenhang mit dem Heranbringen von Futterfisch ist es einfacher, mit einem Boot bis auf 200 bis 300 m an das Gehege heran zu fahren und nur für das letzte Stück am Ufer entlang zu gehen. Es wäre zweckmäßig, für das Boot einen festen Liegeplatz im Hafen von Vitte oder Kloster zu haben.

Eine Bewachung des Gebietes zumindest während der Periode der Ansiedlung könnte zu einem Teil durch die ehrenamtlichen Mitarbeiter des NABU erfolgen. Darüber hinaus müssten für diese Aufgabe weitere Mitarbeiter vom Projekt gestellt werden.

Vorteilhaft ist die Tatsache, dass Spaziergänger an dieser Stelle mit geringem Aufwand, d.h. ohne umfangreichere Zaunbaumaßnahmen, von dem Eingewöhnungsgehege ferngehalten werden könnten.

Problematisch stellt sich dagegen die Situation hinsichtlich der Störungen durch Wassersportler dar. Da das Befahren des Libben als Bundeswasserstraße rechtlich höher eingestuft wird als die Schutzziele der Kernzone des Nationalparks, wird es schwierig sein, die notwendige Beruhigung des Geheges und seiner Umgebung zu erreichen. Der Libben ist gegenwärtig ein stark von Seglern frequentiertes Gebiet, das durch die Errichtung des Ferienparks auf dem Bug weiteren Belastungen ausgesetzt sein wird. Dass durch eine intensive Öffentlichkeitsarbeit in den nahe gelegenen Häfen eine ausreichende Akzeptanz bei den Wassersportlern erreicht werden kann, muss bezweifelt werden. Aus diesem Grunde wäre eine Austonnung der empfindlichen Region um das Gehege, die auch in den amtlichen Seekarten eingetragen würde, notwendig.

Kernzonen-Problematik

An der Südspitze des Neuen Bessins befindet sich eine bedeutende Brutkolonie der Zwergseeschwalbe. Die Bemühungen der Gebietsbetreuer und des Nationalparkamtes um den Schutz dieser gefährdeten Vogelart würden von den Aktivitäten im Zuge einer Wiederansiedlung der Kegelrobbe nicht beeinträchtigt werden. Die Entfernung zur Seeschwalbenkolonie würde etwa 1.000 m betragen. Die Arbeiten mit der höchsten Störintensität, die im Zusammenhang mit dem Gehegebau notwendig würden, wären zudem lange vor der Rückkehr der Seeschwalben aus dem Überwinterungsgebiet abgeschlossen.

Die zu Beginn der Wiederansiedlung zunächst baulichen und nachfolgend weiteren Aktivitäten im Zusammenhang mit der Eingewöhnung der jungen Kegelrobben im Gehege stehen als solche im Widerspruch zu den Schutzz Zielen der Kernzonen des Nationalparks. Das Betreten des Gebietes, erst recht aber der Bau des Geheges, das Einbringen von Wildtieren in das Gebiet und das Füttern der Robben sind in der Kernzone untersagt. Wenn das Wiederansiedlungsprojekt am neuen Bessin oder auf dem Bug praktisch durchgeführt werden soll, sind dafür vom Nationalparkamt Ausnahmegenehmigungen einzuholen.

Obwohl das Nationalparkamt von Anfang an über alle Pläne und Konzepte im Zusammenhang mit dem Kegelrobbenprojekt informiert wurde, hat sich erst zum Ende der Voruntersuchungen gezeigt, dass es im Amt erhebliche Bedenken gegen die Erteilung der notwendigen Genehmigungen gibt. Diese Bedenken stehen im Widerspruch zur ausdrücklichen Befürwortung des Projektes durch das Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommerns, die auch die praktische Wiederansiedlung am Neuen Bessin mit einschließt.

Als Begründung für die ablehnende Haltung der Nationalparkverwaltung wird die Absicht angegeben, Präzedenzfälle in der Genehmigungspraxis bezüglich der Errichtung von Gehegen und ähnlichen Einrichtungen in der Schutzzzone 1 zu vermeiden. Wenn auch die strikte zeitliche Begrenzung der Wiederansiedlungsaktivitäten im Gebiet und die besondere Naturschutzorientierung des Vorhabens nicht zu einer Änderung dieser ablehnenden Haltung führen, kann das Projekt an diesen für die Ansiedlung von Kegelrobben sehr geeigneten Standorten nicht durchgeführt werden.

Durch diese Entscheidung des Nationalparkamtes fällt auch die Hohe Düne bei Pramort, die sich ebenfalls in der Kernzone des Nationalparks befindet, als möglicher Ansiedlungsstandort aus.

4.1.3.4 Halbinsel Bug

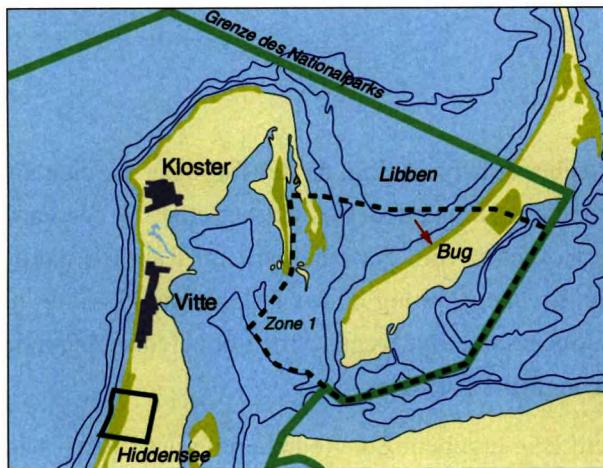


Abb. 22: Lage des untersuchten Gebietes am südwestlichen Ufer der Halbinsel Bug. Der rote Pfeil kennzeichnet den für eine Ansiedlung am besten geeigneten Strandabschnitt

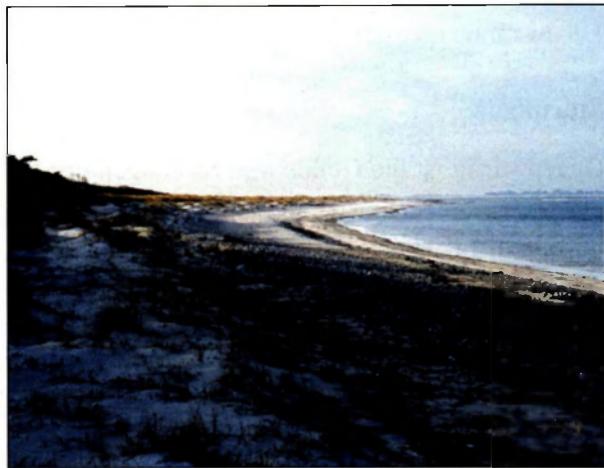


Abb. 23: Ein breiter und ungestörter Sandstrand bietet hervorragende Liegeplatzmöglichkeiten für Kegelrobben

Beschreibung des Gebietes

Der Bug gehört als südwestlicher Anhang der Halbinsel Wittow zur Insel Rügen. Er nähert sich im unteren Abschnitt bis auf etwa einen Kilometer dem Neuen Bessin, einem von zwei in nordsüdlicher Richtung verlaufenden Nehrungshaken der Insel Hiddensee. Die südlichen zwei Drittel des Bugs sind Teil des Nationalparks "Vorpommersche Boddenlandschaft", etwa die Hälfte der Halbinsel liegt in der Kernzone und genießt somit rechtlich maximalen Schutz. Im nördlichen Drittel des Bugs ist die Errichtung eines umfangreichen Ferienparks mit Mitteln einer privaten Investorengruppe vorgesehen. Vorbereitende Arbeiten in diesem Bereich haben bereits im Jahr 1999 begonnen. Geplant ist die Errichtung von Wohnanlagen mit einer Kapazität von 2000 Betten. Für Segler sollen 400 Bootsliegeplätze geschaffen werden. Der Bau einer Landestelle für Wasserflugzeuge war zunächst vorgeschlagen worden, ist zurzeit aber nicht mehr vorgesehen.

Eigentümer der Halbinsel Bug ist das Bundesforstamt. Betreut wird der im Nationalpark liegende Teil des Bugs durch die Nationalparkverwaltung. Verantwortlich für das Gebiet ist Herr Graumann.

Die Baumvegetation des Gebietes wird vornehmlich gebildet von ehemaligen Forstflächen mit Pappeln und Kiefernbeständen. Diese Aufforstungen entstanden zumeist nach Ende des Zweiten Weltkriegs im Zuge der Auflösung des ehemaligen Militärflughafens und wurden bis zur politischen Wende in der DDR forstlich genutzt.

Während das südöstliche Ufer der Halbinsel von Waldrand- und Schilfhabitaten bestimmt wird, finden wir an der Nordwestküste des Bugs ein weit gehend intaktes Strandwallsystem. Etwa 15 bis 20 m breite Strandbereiche werden zum Land hin begrenzt durch einen schmalen Dünengürtel mit dahinter liegenden Sumpf- und Moorflächen, in die vereinzelte Strandseen eingestreut sind.

Der Strand besteht aus feinkörnigem weißen Sand. Die Wassertiefe davor nimmt nur langsam zu, dürfte aber im Falle einer Störung der Kegelrobben für eine schnelle Flucht noch ausreichend sein. Im Wasser liegende größere Steine, die von den Robben als Liegeplatz genutzt werden könnten, gibt es nicht.

In geomorphologischer Hinsicht ist der Strand des Bugs mithin als durchaus geeigneter Kegelroben-Lebensraum anzusehen.

Störungen

Gegenwärtig ist die Gefahr von Störungen durch Urlauber äußerst gering, da der fragliche Bereich als munitionsverseuchtes Gebiet und als Teil der Kernzone des Nationalparks nicht betreten werden darf. Lediglich im Sommerhalbjahr werden interessierte Besucher vom Nationalpark im Rahmen naturkundlicher Führungen durch das Gebiet geführt. Die Streckenführung dieser Exkursionen könnte im Falle einer auf dem Bug stattfindenden praktischen Ansiedlung von Kegelrobben ohne entscheidende Qualitätsverluste an die Ruhebedürfnisse der Robben angepasst werden.

Probleme könnten sich aus der Jagdausübung auf dem Bug ergeben. Zur Reduzierung der Fuchs- und Schwarzwildbestände ist es einigen Jägern erlaubt, die Kernzone zu betreten. Der zu erwartende Stör-Effekt durch die ansitzenden Jäger ist als gering einzuschätzen, jedoch könnten Schüsse in der Umgebung eines Robbenliegeplatzes die Ausbildung einer festen Liegeplatztradition verhindern, da sich die Robben nie ganz in Sicherheit fühlen würden. Da der Bug für eine neu entstehende Kegelrobenpopulation sicher attraktive Liegeplätze anbietet, sollte eine Modifizierung der praktischen Jagdausübung in diesem Gebiet in Erwägung gezogen werden.

Schwer einzuschätzen ist der zu erwartende touristische Stördruk, der durch die Erschließung des Nordteils des Bugs als Ferienanlage entstehen wird. Vieles wird davon abhängen, inwieweit es der Nationalparkverwaltung gelingt, die Schutzinteressen des Nationalparks gegen den Druck der Besuchermassen durchzusetzen. Schon nur gelegentliche Überschreitungen der Grenzen der Schutzzone entlang des Strandes könnten hier die Ansiedlung der Robben nachhaltig verhindern. Noch verstärkt wird die Problematik durch die in dem Gebiet erheblich zunehmende Zahl an Sportbooten, für die im Nordosten des Bugs eine Hafenanlage mit 400 Bootsliegeplätzen vorgesehen ist. Diese Boote werden voraussichtlich im Südwesten um die Halbinsel herum über den Libben-Strom in Richtung offene Ostsee fahren. Zu geringe Abstände zum Nordwestufer des Bugs, d.h. weniger als etwa 600 m, würden eine Nutzung des Strandes durch Robben sehr unwahrscheinlich machen. Es ist deshalb wichtig, in einem Wiederansiedlungsprojekt von Anfang an intensive Aufklärungs- und Informationsarbeit in dem neu errichteten Sportboothafen und anderen Wassersporteinrichtungen der Region zu leisten.

Obwohl die Einrichtung einer Landestelle für Wasserflugzeuge zurzeit nicht mehr in Erwägung gezogen wird, sei hier noch einmal darauf hingewiesen, dass die Realisierung eines solchen Planes in dem Gebiet das regelmäßige Vorkommen von Robben mit großer Sicherheit ausschließen würde. Die Starts und Landungen der Wasserflugzeuge würden, unabhängig davon, ob die Maschinen die Nordseite der Halbinsel direkt überfliegen oder nur in der Nähe vorbeifliegen, von den Robben auf die Dauer nicht akzeptiert werden. Dies gilt insbesondere in der noch sehr empfindlichen Anfangszeit eines Neuaufbaus der Robbenpopulation.

Fischerei

Bezüglich der zu erwartenden Konflikte mit der Küstenfischerei vor der Nordküste des Bugs gilt das für den Neuen Bessin Gesagte in gleicher Weise (Kap. 4.1.3.3). Während die Besteckzeesenzischerei, wenn sie letztlich im Gebiet zugelassen wird, als weit gehend unproblematisch für eine Kegelrobbekolonie anzusehen ist, geht von der Stellnetzfischerei zwischen der Insel Hiddensee und der Halbinsel Wittow eine Gefährdung insbesondere für jüngere, unerfahrene Robben aus.

Praktische Durchführbarkeit einer Ansiedlung auf dem Bug

Die Bedingungen für die praktische Durchführung der Wiederansiedlung auf dem Bug sind insgesamt sehr günstig. Der mittlere Bereich der Nordküste des Bugs ist über einen küstenparallel verlaufenden Fahrweg gut erreichbar. Die Beaufsichtigung der Gehegeanlage könnte durch bereits heute im Gebiet tätiges Personal des Nationalparkamtes unterstützt werden.

4.1.3.5 Nordküste der Halbinsel Wittow zwischen Varnkevitz und Schwarbe-Siedlung

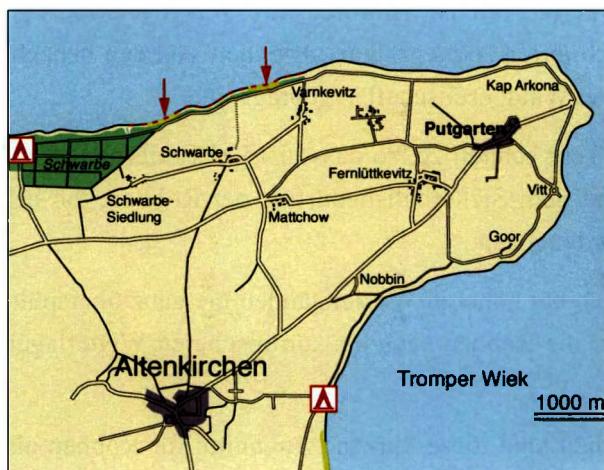


Abb. 24: Lage des untersuchten Gebietes an der Nordküste der Halbinsel Wittow. Die roten Pfeile kennzeichnen die beiden für Kegelrobben geeigneten Sandstrände zwischen Varnkevitz und Schwarbe-Siedlung



Abb. 25: Die Nordküste der Halbinsel Wittow ist in der vorwiegend anzutreffenden Ausprägung als Rollblockstrand mit stark heterogenem Gerölluntergrund für Kegelrobben in weiten Bereichen ungeeignet.

Beschreibung des Gebietes

Die Nordküste der Halbinsel Wittow ist geprägt von Hochufern mit vorgelagerten Geröll- und Geschiebestränden. Aufgrund der ausgeprägten Unebenheit des Untergrundes sind derartige Habitate für Kegelrobben wenig geeignet. Einige der in Ufernähe liegenden Gerölle können zwar für einzelne Robben temporär als Liegeplatz dienen. Da viele dieser Steine jedoch bei höheren Wasserständen vollständig überspült werden und die oberen Strandbereiche den Robben wenig Komfort zum Ruhen bieten, fallen weite Bereiche der Wittower Blocksteinküste als potenzieller Lebensraum für Kegelrobben aus. Hinzu kommt, dass wegen starker touristischer Nutzungen verschiedener Art (Surfstrände bei Dranske und Kreptitz, Badestrände und Campingplätze) große Teile der Wittower Nordküste für eine Nutzung durch Robben gar nicht in Betracht kommen.

Lediglich in einem mittleren Abschnitt, zwischen Varnkevitz und Schwarbe-Siedlung, ist die menschliche Nutzung des Strandbereiches so gering, dass eine eingehendere ökologische Bewertung

dieses Abschnitts für sinnvoll erachtet wurde. Nach Westen schließt sich ein Badestrand sowie ein Campingplatz (Regenbogen Camp) an, nach Osten ein Caravanplatz und ein Badestrand bei Varmkevitz.

Die Steilküste in dem dazwischen liegenden Küstenabschnitt ist Teil des Naturschutzgebietes "Steilküste und Blockgründe Wittow", das vom Staatlichen Amt für Umwelt und Natur (STAUN) in Stralsund betreut wird. Die Grenzen des NSG liegen seewärts auf einer 100 m uferparallel verlaufenden Linie, zum Land hin reicht das Gebiet lediglich einige Meter in den Küstenschutzwald auf dem Hochufer hinein.

Auch in diesem näher untersuchten Gebiet wird der Charakter der Küste noch immer stark von Blocksteinen und Geschiebe bestimmt. In einigen Abschnitten aber finden wir Sandstrand-Habitate, die weit gehend frei von größerem Geschiebe und kantigen Steinen und somit für Robben vom Wasser her leicht zu erreichen sind. Es handelt sich um zwei leichte Ausbuchtungen der Küste westlich von Varmkevitz.

Die Steilküste im Hintergrund besteht in beiden Bereichen aus einem Dünenkliff, welches das Sandmaterial für den Strand geliefert hat. Es ist im unteren Teil vornehmlich mit Grasvegetation und niedrigen Büschen bewachsen und unterscheidet sich durch seine größere Offenheit von den benachbarten Steilküsten, die mehr durch hohe Gebüsche und Waldgesellschaften geprägt sind.

Die Wassertiefe vor der Nordküste Wittows nimmt sehr schnell zu, so dass in 15 m Entfernung vom Ufer bereits etwa 1,50 m erreicht sind. Dies kommt dem Sicherheitsbedürfnis der Robben, die bei Gefahr schnell ins tiefe Wasser flüchten müssen, sehr entgegen.

Nach Auskunft des Amtes Wittow ist der Strand auch bei höheren Wasserständen nie ganz überspült, wodurch eine weit gehend sichere Verfügbarkeit für die Robben auch bei stürmischem Wetterlagen gegeben ist.

Hinsichtlich ihrer geomorphologischen Beschaffenheit sind diese kurzen Abschnitte für Robben als dauerhafter Liegeplätze durchaus geeignet (Abb. 26, Abb. 28-29).



Abb. 26: Bucht westlich von Varmkevitz am Nordufer der Halbinsel Wittow, Blickrichtung Westen.



Abb. 27: Die Steilküste besteht hier aus einem Dünenkliff, welches das Sandmaterial für den Strand geliefert hat.

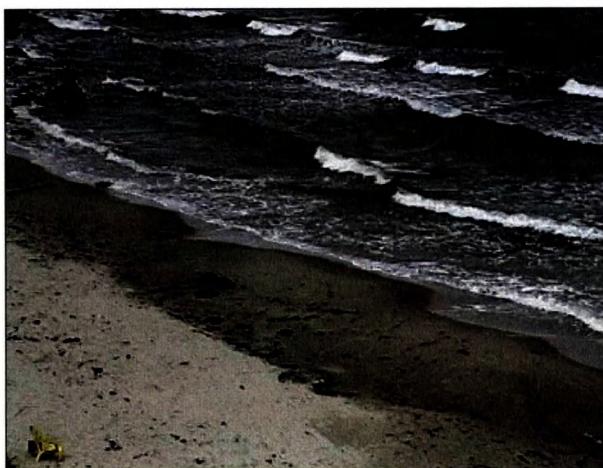


Abb. 28: Die Strandzonen sind weit gehend frei von kantigen Steinen und somit vom Wasser her leicht zu erreichen



Abb. 29: Der weiter westlich gelegene Küstenabschnitt auf der Höhe von Schwarbe sollte als Pufferzone zum Gehege und als möglicher Robbenliegeplatz von Störungen freigehalten werden.

Die östliche dieser beiden Buchten eignet sich in besonderer Weise als Standort für ein Eingewöhnungsgehege, da hier der Strand besonders feinsandig und die Bucht nach beiden Richtungen gut vor Einblicken geschützt ist.

Die westliche Bucht könnte zum einen als Pufferzone zwischen touristisch genutzten Bereichen und dem Auswilderungsgehege, bei ausreichender Ruhigstellung aber auch als Liegeplatzangebot für frei lebende Kegelrobben dienen.

Lebendbeobachtungen und Totfunde von Kegelrobben sind in den vergangenen Jahrzehnten aus dieser Region kaum eingegangen. Die entsprechende Statistik am Deutschen Meeresmuseum weist lediglich einen Totfund vor Mövenort aus dem Jahre 1992 aus.

Störungen von Land

Im Vergleich zu den westlich und östlich anschließenden Küsten ist die Störbelastung durch Spaziergänger am Ufer zwischen Varnkevitz und Schwarbe-Siedlung nur gering. Diese Einschätzung wurde in Gesprächen auch von dem Mitarbeiter der Wittower Amtsverwaltung, Herrn Kuhfuß, geteilt. Während der Ortsbesichtigungen durch die Untersucher wurden maximal etwa 6 Personen pro Stunde registriert. Es liegt aber auf der Hand, dass die Uferregion, um sie für Kegelrobben wirklich nutzbar zu machen, für Spaziergänger gesperrt werden müsste.

Um die genannten Küstenabschnitte maximal von Störungen freihalten zu können, ist es notwendig, den Strand im Westen auf Höhe der Müllerrinne (A) und im Osten im Bereich des Abganges bei Varnkevitz (E, Abb. 30) zu sperren. An diesen Stellen könnten die Spaziergänger mit Hilfe eines Zauns und von Informationstafeln auf das Hochufer umgeleitet werden. Die Länge des so zu beruhigenden Uferabschnittes beträgt etwa 2,25 km. Gleichzeitig könnte damit eine ausreichende Pufferzone zwischen dem Badestrand vor dem Campingplatz "Regenbogen Camp" und dem Varnkevitzer Badestrand eingehalten werden.

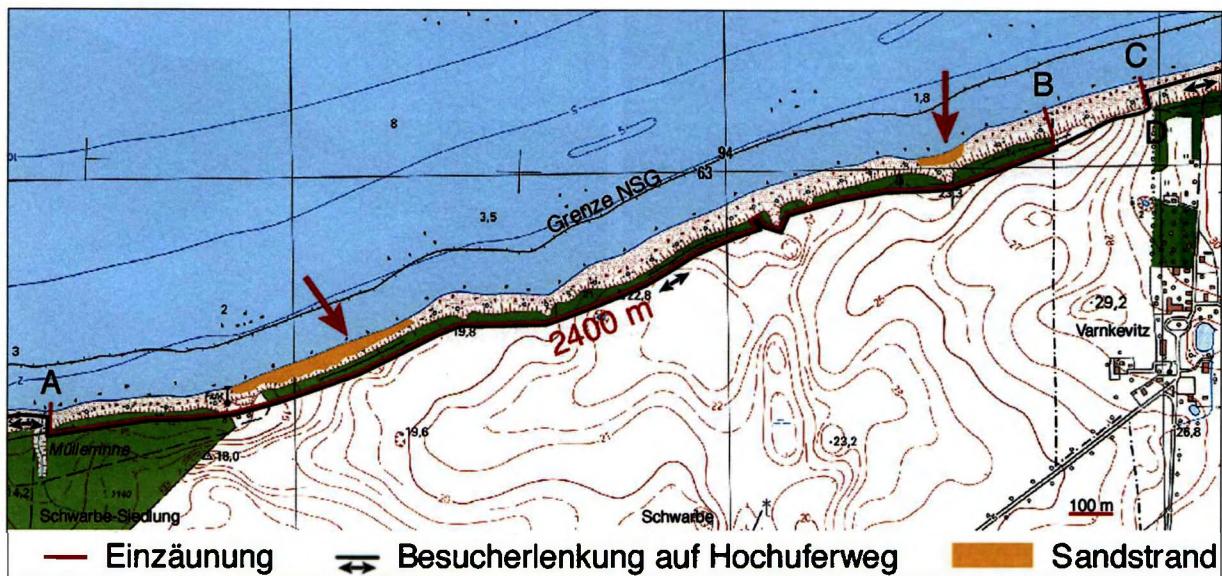


Abb. 30: Übersicht über die empfohlenen Absperrungen zur Beruhigung der für Kegelrobben sensiblen Bereiche an der Nordküste der Halbinsel Wittow. Die roten Pfeile kennzeichnen die für eine Wiederansiedlung wichtigsten Küstenabschnitte.

Eine erfolgreiche Eingewöhnung der jungen Kegelrobben im Gehege bzw. Ansiedlung von Robben in den beschriebenen Buchten ist nur möglich, wenn eine effektive Rückverlagerung des Besucherstroms auf den Hauptweg hinter dem Naturschutzgebiet durchgesetzt wird. Es ist darauf zu achten, dass eine direkte Sichtverbindung vom Weg auf den Strand und die ufernahen Bereiche des Geheges verhindert wird. Andernfalls würden laute Stimmen, bellende Hunde oder andere laute Geräusche die Robben unterhalb der Steilufer erheblich beunruhigen und das Gebiet als solches für Kegelrobben wertlos machen. Besonders unvernünftige Menschen könnten zudem auf die Idee kommen, am Strand ruhende Robben durch gezielte Steinwürfe in Bewegung zu bringen. Solche oder ähnliche Störungen müssen aber gerade in der sehr sensiblen Anfangsphase der Wiederansiedlung unbedingt verhindert werden, wenn der Erfolg des Projektes nicht von vornherein gefährdet werden soll. Deshalb sollte in den sensiblen Bereichen der Zugang zur Hochuferkante mit Hilfe eines stabilen Maschendrahtzaunes effektiv unterbunden werden (A - B, C - D, Abb. 30). An offenen Stellen ist es zudem ratsam, durch Pflanzung von Gebüschen die optische Abschirmung des Strandes nach oben zu verbessern.

Andererseits kann den Besuchern durchaus die Beobachtung der Robben ermöglicht und so ein Maximum an Verständnis und Akzeptanz in der Bevölkerung für die notwendigen Einschränkungen ihrer Freiheiten am Strand erreicht werden. Zu diesem Zweck sollte an einer geeigneten Stelle eine Beobachtungskanzel auf dem Hochufer errichtet werden, von der aus die Besucher mit Hilfe eines Teleskops in das Gehege hinein sehen können. Auf der Beobachtungskanzel könnten interessierten Besuchern weitere Informationen auf Schautafeln angeboten werden. Wenn bereits bei den genannten Aufgängen zum Hochufer Hinweise auf diese Beobachtungs- und weitere Informationsmöglichkeiten gegeben werden, müsste es möglich sein, ausreichend Toleranz und Kooperationsbereitschaft bei den Urlaubern zu schaffen.

Neben der Beruhigung der Uferregion unterhalb des Steilufers ist es jedoch ebenfalls unerlässlich, die Besucher auf dem Hochufer so zu lenken, dass der von ihnen ausgehende Stördruk auf ein Minimum reduziert wird. Gegenwärtig verlassen viele Spaziergänger und Fahrradfahrer den für sie vorgesehenen Weg, der außerhalb des Naturschutzgebietes und in einem Abstand von etwa 20 m von der Hangkante

parallel zur Küste verläuft, um an verschiedenen Stellen den Ausblick über den Hangwald hinweg auf das Meer erleben zu können. Im Laufe der Zeit haben sich daher in dem schmalen Waldstreifen parallel zur regulären Wegtrasse mehr oder weniger breit ausgefahrene Spuren gebildet, die sowohl von Fußgängern als auch von Fahrradfahrern genutzt werden. Daneben existieren an mehreren Stellen unkontrollierte und offenbar regelmäßig genutzte Abgänge vom Hochufer zum Strand.

Wassersport

Störungen durch Wassersportler sind an der Nordküste der Halbinsel Wittow, insbesondere vor dem untersuchten Küstenabschnitt zwischen Varnkevitz und Schwarbe-Siedlung, kaum zu erwarten. Der im Allgemeinen steinige Untergrund verhindert wirkungsvoll eine zu große Annäherung von Sportbooten an die Steilküste. Dennoch sollte in den nahe gelegenen Sportboothäfen und an Surfstränden intensive Informationsarbeit geleistet werden, um die Urlauber auf das Projekt aufmerksam zu machen und sie um rücksichtsvolles Verhalten zu bitten. Mit Hilfe von Schautafeln und Faltblättern und ggf. zusätzlichen Informationsveranstaltungen könnte dieses Ziel erreicht werden. Aber auch in weiter entfernten Häfen sollte das Vorhaben bekannt gemacht und auf die Notwendigkeit, von dem Gehege einen Mindestabstand von 500 m einzuhalten, hingewiesen werden.

Fischerei

Auf Wittow wird die Küstenfischerei von den Häfen Dranske, Wiek, Vitt und Breege aus betrieben. Zurzeit üben in diesen Orten noch 11 Fischer die Fischerei im Haupterwerb aus. Die Gewässer nördlich von Rügen gehören zum Fischereigebiet 88 (Außenstrand der Ostsee innerhalb einer 3-sm-Zone), das sich entlang der gesamten mecklenburg-vorpommerschen Ostseeküste erstreckt (Kap. 4.5). Aussagen über die fischereiliche Bedeutung dieses sehr großen Areals lassen sich daher nicht ohne weiteres auf das begrenzte Teilgebiet an der Nordküste Wittows übertragen. Das Gebiet 88 hat für die Reusenfischerei in Mecklenburg-Vorpommern nur geringe Bedeutung. Mit insgesamt 23 Stück waren 1999 nur 2 % der landesweit erfassten Reusen in diesem Gebiet aufgestellt. Hinsichtlich der Stellnetzfischerei kommt dem Gebiet mit 59 % der registrierten Netze allerdings ein erheblich größeres Gewicht zu. In der fischereibiologischen Begleitstudie zum E+E-Vorhaben konnte mit Hilfe der Daten einzelner Fischereiaufsichtsbezirke eine räumlich höhere Auflösung des Gebietes 88 erreicht und so die Außenküste Rügens zwischen Hiddensee und Sassnitz separat betrachtet werden. Mit zusammen rund 240 km Stellnetzen befinden sich in diesem Areal etwa 27 % aller Stellnetze des Außenstrandes und etwa 16 % der Stellnetze Mecklenburg-Vorpommerns insgesamt. Dieser Wert wird nur noch jeweils vom Greifswalder Bodden (16 %) und dem ihm vorgelagerten Außenstrandbereich (17 %) leicht übertroffen. Hinsichtlich der Gesamtstellnetzlänge hat der Bereich der Außenküste Rügens zwischen Sassnitz und Hiddensee somit sicher eine große Bedeutung. Hauptzielarten sind Dorsch, Meerforelle, Flunder und Steinbutt.

Im Sommer wird zusätzlich intensiv Aal mit Aalschnüren und Aalkorbketten gefischt. Aus den nahe gelegenen Fischereiorten sind etwa 37 Haupterwerbsfischer am Aalfang beteiligt. Hinzu kommen aber noch weitere Fischer von Freest, Warnemünde, Wismar und sogar aus Schleswig-Holstein in nicht genannter Zahl.

Vor der Nordküste der Halbinsel Wittow ist gemäß § 10 KüFO in einem Streifen mit einer Breite von 1 sm die Schleppnetzfischerei mit bis zu 100 kW Motorleistung zulässig. Leistungsstärkere Kutter dürfen erst nördlich dieses Streifens operieren. Nach Angaben des Fischmeisters Veterick sind zurzeit

lediglich zwei Kutter aus Vitte (Hiddensee) berechtigt, innerhalb dieser Zone zu fischen. Dieses Recht wird nur extensiv genutzt.

Fischmeister Veterick, Breege, hält die Fischereiintensität in der Region zwischen dem Darß und Arkona für insgesamt so hoch, dass er eine Wiederansiedlung von Kegelrobben in der Region für nicht möglich erachtet. Dies gilt gleichermaßen für den Libben zwischen Hiddensee und Rügen (Neuer Bessin und Halbinsel Bug) wie für den Standort Varnkevitz und die nördliche Tromper Wiek bei Goor.

In den Gewässern nördlich von Wittow wird die Stellnetzfischerei jedoch nach Aussagen des Fischmeisters Veterick in Abhängigkeit von der vorherrschenden Windrichtung ausgeübt. Günstig sind ablandige Winde aus Südost bis Südwest. Bei Winden zwischen West über Nord bis Ost findet keine Stellnetzfischerei vor Wittow statt. Das Risiko für junge Kegelrobben ist dann erheblich geringer als bei Südwind-Wetterlagen. Aus den Messdaten der Station Varnkevitz ergibt sich, dass diese Windrichtungen an etwa 40-45 % der Tage registriert werden. Es kann somit vor Varnkevitz bezüglich der dort eingesetzten Stellnetze von einem insgesamt deutlich reduzierten Gefahrenpotential für die Robben ausgegangen werden.

Die Fischerei auf Aale mit Hilfe von Aalkorbketten und Angeln stellt für die Kegelrobben erfahrungsgemäß eine geringere Gefahr dar, wenngleich vereinzelt Haken im Magendarmtrakt seziert Totfunde gefunden werden, die gelegentlich auch tödliche Verletzungen hervorrufen können.

Die Fischerei mit Schleppnetzkuttern dürfte, insbesondere bei der geringen Intensität vor Wittow, keine bedeutende Gefahrenquelle für Kegelrobben in der Region darstellen, da die Tiere aufmerksam und wendig genug sind, den Schleppnetzen im Wasser auszuweichen. Lediglich durch Krankheit oder Verletzung geschwächte Tiere könnten unter Umständen in diesen Netzen ertrinken. Nach den Erfahrungen veterinär-pathologischer Untersuchungen an der Westküste Schleswig-Holsteins kommt dies aber nicht häufig vor (SIEBERT pers. Mitt.).

Die Gespräche mit den in der Region operierenden Fischern haben nicht zu der angestrebten Akzeptanz des Vorhabens geführt. Deren ablehnende Haltung gegenüber einem Ansiedlungsprojekt besteht weiter, so dass weiterer Gesprächs- und Verhandlungsbedarf besteht (s. auch Kap. 5.8.2).

Technische Durchführung einer Wiederansiedlung

Die beiden beschriebenen Abschnitte an der Nordküste Wittows sind aufgrund ihrer exponierten Lage Winden aus westlicher bis nordöstlicher Richtung stärker ausgesetzt als andere untersuchte Gebiete (z.B. Neuer Bessin und Bug). Eine hier errichtete Gehegekonstruktion ist daher besonderen Belastungen ausgesetzt. Hydrographische Messungen des STAUN Rostock bei Varnkevitz in den Jahren 1998 und 1999 registrierten Wellenhöhen von maximal 2,20 m und Strömungsgeschwindigkeiten von bis zu 0,9 m/sec.

Windkräfte, Wellenhöhen und Strömungsgeschwindigkeiten müssen aus diesem Grunde bei der Konzeption der Anlage berücksichtigt werden.

Um das Gefährdungspotential für ein Eingewöhnungsgehege bei Varnkevitz einschätzen zu können, wurden der auf die Konstruktion derartiger Anlagen spezialisierten Firma Fischtechnik Germany, Moringen, die vollständigen hydrographischen Messdaten der Station Varnkevitz aus den Jahren 1998 und 1999 zur entsprechenden Bewertung vorgelegt. Aufgrund dieser Daten und ergänzender Angaben

bezüglich der Wassertiefen in der ufernahen Region, der Geomorphologie des Meeresgrundes sowie anhand illustrierenden Bild- und Kartenmaterials beurteilten die Ingenieure der Firma die Konstruktion, den Bau und den technischen Betrieb der Gehegeanlage als unbedenklich. Die Errichtung eines Schwimmzauns zur Begrenzung eines Robbengeheges mit einer Wasserfläche von etwa einem Hektar bei einer eingeschlossenen Uferlänge von ca. 100 m ist demnach mit ihrer Technik ohne Probleme realisierbar.

Die östliche der beiden genannten Buchten eignet sich als Ansiedlungsgebiet in besonderer Weise aufgrund ihrer besseren Strandausbildung und der geschützteren Lage. Zudem ist das Gebiet gut erreichbar und der An- und Abtransport von Gehege- und Ausrüstungsmaterial ohne größere Probleme auch mit kleineren Lastkraftwagen möglich.

Die Fütterung der Kegelrobben in diesem Gehege kann über ein Spülrohr, das vom Hocufer in das Gehege hineinführt, erfolgen.

Die Bewachung des Eingewöhnungsgeheges und der Umgebung könnte leicht vom küstenparallel verlaufenden Radwanderweg, von der Beobachtungskanzel und von den Sperrzäunen am Strand aus erfolgen. Eine Schutzhütte für das Bewachungspersonal, die auch zur Vorbereitung verschiedener Arbeiten im und am Gehege genutzt werden kann, ließe sich an geeigneter Stelle unauffällig auf dem Hocufer errichten.

Akzeptanz des Projektes in den angrenzenden Gemeinden

Um die generelle Einstellung zu dem geplanten Vorhaben bei den öffentlichen Vertretern der angrenzenden Gemeinden in Erfahrung zu bringen, wurden Gespräche geführt mit dem Bürgermeister/der Bürgermeisterin der Gemeinden Putgarten (Herr Heinemann) und Altenkirchen (Frau Sill) sowie mit dem Ordnungsamt der Amtsverwaltung Wittow (Herr Kuhfuss).

Alle drei Gesprächspartner äußerten ihr großes Interesse an dem Wiederansiedlungsprojekt und boten alle ihnen mögliche Hilfe und Zusammenarbeit an. Ernsthaftige Konflikte mit speziellen Interessengruppen und Tourismusunternehmen in ihrer Region wurden von niemandem befürchtet. Eine Besucherlenkung wie oben angedeutet (Umleitung der Spaziergänger auf das Hocufer, Abzäunung, Beobachtungskanzel, Informationstafeln) wurde in allen drei Unterredungen dagegen für notwendig und sinnvoll gehalten. Gleichzeitig waren alle Gesprächspartner überzeugt, dass eine Kombination aus konsequenter Absperrung, gleichzeitiger Information und angebotener Beobachtungsmöglichkeit für die Urlauber und Spaziergänger der beste Weg ist, um ein Maximum an Ruhe und Ungestörtheit für die Robben im Gehege und ggf. an benachbarten, selbst gewählten Liegeplätzen zu erreichen.

Die Überlegungen der Projektmitarbeiter, in der Nähe des Ansiedlungsgebietes eine Ausstellung zum Projekt einzurichten und den Besuchern so die Möglichkeit zu geben, sich über die Geschichte der Robben an der deutschen Ostseeküste, den aktuellen Stand des Wiederansiedlungsprojektes und über die Situation der Robbenbestände im baltischen Raum zu informieren, wurden von allen Gesprächspartnern sehr begrüßt. Natürlich ist mit einer solchen Ausstellung erwartungsgemäß eine zusätzliche Attraktion für Besucher in einer ansonsten auch in touristischer Hinsicht eher strukturschwachen Region verbunden. Beide Gemeindevertreter boten daher von sich aus Räumlichkeiten für eine solche Ausstellung an. Dabei wurden auch die Möglichkeiten der Beaufsichtigung einer Ausstellung durch gemeindeeigenes Personal diskutiert.

Am 7. September 2000 unterrichteten der Projektleiter, Dr. Jochen Schwarz, und der Fachbetreuer am Bundesamt für Naturschutz, Dr. Henning von Nordheim, den Gemeinderat der Gemeinde Altenkirchen und interessierte Einwohner umfassend über die Hintergründe, Planungen und Ziele des Projektes. Dabei wurde auch auf die Notwendigkeit einer streckenweisen Absperrung des Strandes am Nordufer hingewiesen und die Gemeinde um Unterstützung des Vorhabens gebeten. Die Reaktion der anwesenden Gemeinderatsmitglieder und Bürger kann als grundsätzlich sehr positiv bezeichnet werden, wenngleich in einigen Fragen auch Bedenken wegen befürchteter Beschränkungen hinsichtlich der Nutzung nahe gelegener Privatgrundstücke zum Ausdruck kamen. Insbesondere die Auswirkungen einer Sperrung des westlichen Strandabschnittes für Besucher und Einheimische wurde intensiv diskutiert. Trotz einer grundsätzlich positiven Haltung der Gemeinde bei dieser Informationsveranstaltung wurde beschlossen, die von den Absperrungen am meisten betroffenen Bürger der Ortschaft Schwarbe in einer weiteren Veranstaltung über das Projekt zu informieren und um Unterstützung zu bitten. Das Gespräch fand am 21. September 2000 statt. Die fast vollständig anwesenden Bürger von Schwarbe waren mehrheitlich für ein Wiederansiedlungsprojekt auf ihrem Territorium und versprechen sich davon eine touristische Belebung der Region.

Im Ergebnis zeichnen sich sehr gute Chancen für eine kooperative und fruchtbare Zusammenarbeit mit den Einwohnergemeinden der Halbinsel Wittow ab, die im Rahmen einer möglichen Hauptphase des E+E-Vorhabens genutzt werden sollten.

Mehrere entsprechende Informationsveranstaltungen und Gespräche wurden auch mit den lokalen Fischern von Hiddensee und Wittow durchgeführt (vgl. Kap. 5.8.2 und 7), jedoch konnte die notwendige Akzeptanz hier letztlich nicht erreicht werden. Der Landesverband der Kutter- und Küstenfischer, vertreten durch seinen Geschäftsführer, Herrn Norbert Kahlfuss, sowie den Ehrenvorsitzenden, Dr. Egon Schlieker, hatte zwar zunächst sein grundsätzliches Einverständnis mit einer Kegelrobbenansiedlung an der Wittower Nordküste zu erkennen gegeben. Erwartet wurde lediglich die schriftliche Zusicherung eines Verzichtes auf die Ausweitung allgemeiner Fischereiausschlussgebiete im Rahmen des Ansiedlungsprojektes. Wenige Wochen vor Abschluss der Voruntersuchungen jedoch schlossen sich die Vertreter des Verbandes der unnachgiebigen Haltung ihrer Mitglieder an und stellten sich von da an strikt gegen die Ziele des Projekts.

4.1.3.6 Naturschutzgebiet "Greifswalder Oie"

Beschreibung des Gebietes

Die Insel Greifswalder Oie ist ca. 1550 m lang und 570 m breit. Sie liegt 14 km südöstlich von Rügen in der Pommerschen Bucht. Erst 1995, nach Jahrzehntelanger militärischer Nutzung, wurde sie zusammen mit dem Oier Riff und der Wasserfläche im Bereich der Zwei-Meter-Tiefenlinie zum Naturschutzgebiet erklärt. Das NSG hat eine Größe von 250 ha.

Die Greifswalder Oie ist mit vielen geologischen Besonderheiten ausgestattet. Vor dem Kliff an der Südostküste befindet sich eine nach Anzahl, Größe und geologischer Mannigfaltigkeit einmalige Bestreuung mit erratischen Blöcken. Das Naturschutzgebiet ist Rast- und Nahrungsgebiet einer Vielzahl von Wasservögeln und Konzentrationsgebiet auf dem Zug rastender Kleinvögel.

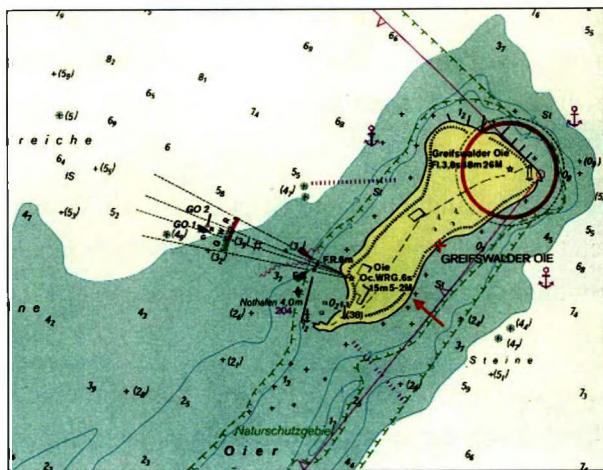


Abb. 31: Die Greifswalder Oie in einem Ausschnitt aus der amtlichen Seekarte, ergänzt. Der rote Pfeil weist auf den für Kegelrobben am besten geeigneten Küstenabschnitt der Insel.

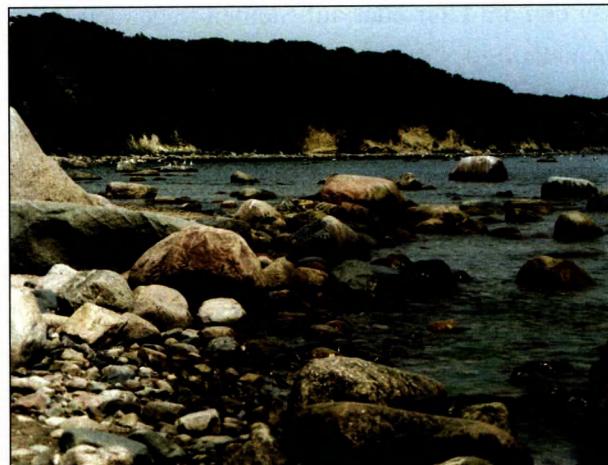


Abb. 32: Die Bucht im Südosten der Insel stellt auch heute noch einen brauchbaren Lebensraum für Kegelrobben dar.

Kegelrobben sind um die Greifswalder Oie bis etwa 1920 vorgekommen (Kap. 2.2). Es war einer der letzten Aufenthaltsorte, nachdem die Tiere bereits von der Ostrügenschen Küste verjagt wurden. Auch nach der Ausrottung der Kegelrobbe gab es im Bereich der Oie immer wieder Totfunde und Lebendbeobachtungen.

Verwaltet wird das NSG vom STAUN Ückermünde. Die Betreuung des Gebietes nimmt der Verein Jordsand e.V., der mit Herrn Wolfgang Göttel gleichzeitig auch die Hafenmeisterei des Nothafens übernommen hat, wahr. Das NSG ist Teil des EU-Vogelschutzgebietes "Greifswalder Bodden" und damit gleichzeitig FFH-Vorschlagsgebiet.

Habitatbeschreibung

Die Oie ist ein aus dem Meer ragender Moränenrücken, der ständig dem Wirken von Sturm, Seegang und Eis ausgesetzt ist. Infolgedessen wurde die Insel während der vergangenen Jahrhunderte immer kleiner. Deshalb wurde von 1893 bis 1913 ein Steinwall gebaut, der fast die gesamte Insel umgibt. Lediglich das Südostufer wurde nicht durch Küstenschutzmaßnahmen verbaut, da die oben beschriebenen großen Blocksteine einen ausreichenden natürlichen Schutz bilden. Diese Bucht im Südosten der Insel ist der einzige für eine Kegelrobbenansiedlung nutzbare Bereich. Sie ist etwa 400 m breit und wird landseitig von einer ca. 15 m hohen Steilküste aus Geschiebemergel begrenzt. Davor liegen viele mittlere bis große Geschiebe und ein schmaler Strand (10–12 m). Von hier aus könnten Kegelrobben schnell in ausreichend tiefes Wasser gelangen, wenngleich die 2-m-Tiefenlinie etwa 500 m vom Strand entfernt ist. Rund um die Insel gibt es starke Strömungen, die insbesondere bei Nordost- und Ostwetterlagen von intensiven Stürmen verstärkt werden.

Störungen

Die Greifswalder Oie wird in der Saison täglich von Karlshagen aus vom Ausflugsschiff "Seeadler" der Reederei Gutowski aufgesucht. Die Fahrgäste dürfen während des Inselbesuches den Rundwanderweg auf dem Hochplateau nutzen. Die für eine Wiederansiedlung geeignete Bucht kann von einem viel besuchten Aussichtspunkt aus eingesehen werden. Jedoch ist die Entfernung von hier bis hinunter

zu den am Ufer oder auf Steinen liegenden Robben vermutlich zu groß, als dass von den Besuchern nachhaltige Störungen für die Tiere ausgehen könnten. Nötigenfalls könnte durch Errichtung einer weit gehend geschlossenen Beobachtungshütte eine zusätzliche Abschirmung gegenüber Geräuschen und optischen Störungen erreicht werden.

Von der Beweidung des Hochlandes durch frei lebende Shetlandponys und Schafe, die zur Verhinderung einer Verbuschung des Hochplateaus eingesetzt werden, geht für eine etwaige Robbenkolonie am Südostufer kein Risiko aus, da ein Zusammenkommen der Tiere nahezu ausgeschlossen ist. Eine weitere landwirtschaftliche Nutzung der Insel erfolgt nicht mehr.

Auf der Insel ist ein Seenotrettungskreuzer der Deutschen Gesellschaft zur Rettung Schiffbrüchiger (DGzRS) dauerhaft stationiert. Am Südufer, d.h. nicht weit von dem potenziellen Robbenliegeplatz im Südosten der Insel, sollen DGzRS-Mitarbeiter gelegentlich Bernstein sammeln. Hier sind möglicherweise informierende und um Kooperation werbende Gespräche mit der DGzRS notwendig, um Verständnis für das Ruhebedürfnis der Robben zu erzeugen.

Der Verein Jordsand zum Schutz der Seevögel und der Natur e.V. (Ahrensburg) betreut mit Hilfe von Absolventen des Freiwilligen Ökologischen Jahres und weiteren freiwilligen Mitarbeitern die Brut- und Zugvögel auf der Insel und führt auch regelmäßig Vogelberingungen durch. Von diesen Tätigkeiten geht für die Zielsetzung des Ansiedlungsprojektes wohl keine Gefahr aus. Vielmehr hat der Verein Jordsand wiederholt seine Kooperation angeboten, die im Falle einer praktischen Ansiedlung auf der Greifswalder Oie tatsächlich sehr hilfreich wäre. So könnten die Jordsand-Mitarbeiter wichtige Bewachungs-, Fütterungs- und Informationsaufgaben übernehmen.

Störungen der Robben in der südöstlichen Bucht durch Sportboote, Surfer oder Angler sind in geringerem Ausmaß zu erwarten, da zum einen die Insel unter Naturschutz steht und ein Anlanden daher verboten ist und dies vor der Südostküste der Oie zudem durch den "unreinen" Untergrund wesentlich erschwert wird. Die Fahrzeuge dürfen sich der Greifswalder Oie nicht weiter als bis zur der 2 m-Tiefenlinie annähern. Fischereifahrzeuge halten sich zumeist außerhalb der 5 m-Tiefenlinie auf. Der im Südwesten der Insel angelegte Hafen darf lediglich in Gefahrensituationen als Nothafen genutzt werden. Die entsprechenden Regelungen werden allerdings von den Bootsführern häufig sehr großzügig gehandhabt.

Fischerei

Die Greifswalder Oie liegt außerhalb des Greifswalder Boddens und gehört somit zum Außenstrand (Fanggebiet 88/24, Kap. 4.5.3.1). Zusammen mit dem Greifswalder Bodden hat dieses Gebiet besondere Bedeutung für die mecklenburg-vorpommersche Küstenfischerei. Gegenwärtig werden etwa 40 % der Jahresanlandungen des Landes hier gefangen. Da sich dieses Areal schon im Verlauf der Voruntersuchungen aufgrund seiner ökologischen Standortqualitäten auch für eine Wiederansiedlung von Kegelrobben als geeignet erwies, wurden die fischereilichen Aspekte, d.h. die Menge und der räumlich-zeitliche Einsatz des Fanggeschirrs sowie die wirtschaftliche Bedeutung der Fischerei in diesem Bereich von dem Fischereibiologen des Vereins Fisch und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern e.V. Rostock einer genaueren Untersuchung unterzogen. Der Fischereibezirk ist demnach eines der am intensivsten befischten Gewässer. Mehr als 250 km Stellnetze sind im Bodden zugelassen, weitere ca. 270 km könnten im Bereich südliches Rügen und Außenküste Usedom eingesetzt werden.

In einem Gespräch mit dem stellv. Fischmeister in Freest, Herrn Lübke und dem Fischer Lange wurde versucht, speziell die fischereilichen Aktivitäten im Bereich der Greifswalder Oie zu lokalisieren. Im weiten Umkreis um die Greifswalder Oie und damit auch unmittelbar an der Südostgrenze des NSG stehen im April/Mai und im August/September Steinbutt-, Dorsch- und Flundernetze. Die genaue Position dieser Netze lässt sich nicht auf einer Karte darstellen, da diese den aktuell herrschenden Windrichtungen und aktuellen Fangbeobachtungen der Fischer angepasst werden.

Besonders intensiv wird im Außenstrandbereich vor der Greifswalder Oie Stellnetzfischerei insbesondere auf Dorsch und Steinbutt praktiziert. Auf etwa 270 km Gesamtlänge addieren sich alle registrierten Stellnetze in diesem Gebiet (s. Kap. 4.6).

Von den Dorsch-, insbesondere aber von den Steinbuttnetzen, die als ca. 3 m hohe Grundstellnetze eingesetzt werden und durch sehr stabiles Material ausgezeichnet sind, gehen erhebliche Gefahren aus. Junge und unerfahrene Robben können sich vermutlich nur schlecht aus diesen Netzen befreien, wenn sie sich erst einmal in ihnen verfangen haben. Im Zuge eines Wiederansiedlungsprojektes ist in dieser Region daher mit Verlusten durch diese Netze zu rechnen.

Dazu könnten saisonal 39 km registrierte Heringsnetze zum Einsatz kommen. Der Bericht von BOCHERT & WINKLER (Kap. 4.5) stellt jedoch fest, dass vermutlich lediglich 1/3 davon tatsächlich eingesetzt wird.

Aufgrund der geringen Maschenweite und der sehr dünnen und für eine Kegelrobbe leicht zerreißenbaren Filamente dieses Netztyps geht von der Heringsfischerei an sich nur eine geringe Gefahr für eine Robbenpopulation aus. Inwieweit sich jedoch allein die Netzdichte, welche die Robben zu häufigen Kursänderungen veranlassen werden, letztlich zu einer Meidung des Gebietes führen, lässt sich gegenwärtig nicht abschätzen und sollte im Zuge einer telemetrischen Beobachtung der ausgesetzten Kegelrobben in späteren Untersuchungen beobachtet werden.

Die Auswirkungen des geplanten Fischverarbeitungswerkes in Sassnitz-Mukran mit einer Verarbeitungskapazität für bis zu 50.000 t Hering/Jahr auf die Fischereiintensität in der mecklenburg-vorpommerschen Ostsee werden in der politischen Diskussion uneinheitlich eingeschätzt. Die Heringsfischerei, insbesondere im hier diskutierten Raum, könnte sich aufgrund verkürzter Transportwege und dadurch günstigerer Ankaufpreise merklich ausweiten. Umstritten sind dabei die zum Einsatz kommenden Fangtechniken. Denkbar wäre eine Erhöhung der Stellnetzdichte ebenso wie der – bislang nicht praktizierte – Einsatz von Schleppnetzkuttern oder die Wiederbelebung der Großreusenfischerei, die nach der politischen Wende in der DDR wegen des hohen personellen Aufwandes nicht mehr durchgeführt wird. Alle drei genannten Fangtechniken wären mit zusätzlichen Belastungen für eine in der Pommerschen Bucht lebende Kegelrobbepopulation verbunden. Während von Schleppnetzkuttern und zusätzlichen Heringsnetzen weniger direkte Gefährdungen der Robben als vielmehr weitere Störungen und Lebensraumverbauungen ausgehen, lassen sich die Effekte einer erneut auflebenden Großreusenfischerei für die Meeressäuger derzeit kaum abschätzen.

Um die mit der Ansiedlung in dem – wie oben beschrieben – fischereilich sehr intensiv genutzten Gebiet verbundenen Konflikte zu diskutieren und um die Möglichkeiten einer Kooperation mit der lokalen Fischerei zu sondieren, wurden alle im Gebiet operierenden Fischer sowie die zuständigen Fischmeister zu Informationsveranstaltungen in Freest und Thiessow eingeladen.

Beide Veranstaltungen begannen jeweils mit einem informativen Abschnitt, in dem die Ergebnisse der Voruntersuchungen kurz vorgestellt wurden, und mündeten dann in einen Diskussionsteil. Die Haltung

der Fischer war dabei zunächst grundsätzlich kritisch und ablehnend. Insbesondere in Freest wurden vehement Beschwerden über die Fischereipolitik und den behördlichen Naturschutz vorgetragen. Es besteht ein starkes Misstrauen gegenüber diesen Instanzen. Vor allem herrscht der Eindruck vor, dass die Fischer selbst niemals befragt und ihre Belange bei politischen Entscheidungen nicht ausreichend berücksichtigt werden. Eine politische Vereinbarung zwischen dem Landwirtschafts- und dem Umweltministerium, in welchem vereinbart würde, dass in Verbindung mit einem Projekt zur Wiederansiedlung der Kegelrobbe keine zusätzlichen Einschränkungen der Fischerei erfolgen sollen, war in ihren Augen daher zunächst unzureichend, da der Fortbestand einer solchen Regelung nach der nächsten Landtagswahl oder bei einem Wechsel der verantwortlichen Mitarbeiter in den zuständigen Behörden nicht garantiert werden könne.

Obwohl die Fischer im Gespräch zunächst wenig Bereitschaft zur Kooperation mit dem Wiederansiedlungsprojekt zeigten, konnte doch in beiden Unterredungen nach längerer intensiver Diskussion eine Annäherung der Standpunkte festgestellt werden. Der Vorschlag, dass in einem Projekt begleitenden Beirat neben den Naturschutzbehörden und dem Landesfischereiamt auch Mitglieder der betroffenen Fischereigenossenschaften vertreten sein sollten, wurde von den Fischern akzeptiert. Der Projektbeirat, der in regelmäßigen Abständen zusammenkommen würde, solle über die bisher erlangten Fortschritte des Projektes, Änderungen des Projektplans sowie ggf. über einen vorzeitigen Abbruch des Projektes beraten können.

Wenn die Fischer in dieser Form an dem Projekt beteiligt würden und gleichzeitig in einer schriftlichen Vereinbarung der Fischerei zugesagt würde, dass im Zusammenhang mit dem Robbenprojekt keine weiteren Einschränkungen der Fischerei verfügt werden, würden sie das Vorhaben mit tragen. Davon unberührt könnten freiwillige Vereinbarungen mit einzelnen Fischern oder Übernahmen aufgegebener Lizzenzen zugunsten der Robben möglich bleiben.

Technische Durchführung einer Wiederansiedlung

Der beschriebene Abschnitt in der Südostbucht der Greifswalder Oie ist hinsichtlich seiner Eignung für die praktische Wiederansiedlung geeignet. Ein hier zu errichtendes Eingewöhnungsgehege wäre aufgrund seiner exponierten Lage Winden aus östlicher Richtung allerdings stärker ausgesetzt als in anderen untersuchten Gebieten. Nach Auskunft der auf die Konstruktion derartiger Anlagen spezialisierten Firma Fischtechnik Germany ließe sich eine stabile Gehegekonstruktion jedoch mit der von ihr angebotenen Technologie ohne Probleme realisieren. Fütterung und Bewachung der Tiere im Gehege wäre mit Hilfe der Mitarbeiter des Vereins Jordsand gut zu organisieren. Materialtransporte auf die Insel und Kontrollen durch die Projektleitung sind dagegen aufwendig, da diese mit weiten Anfahrtswegen per Pkw und Schiff verbunden sind.

Zusammenfassung

Die Greifswalder Oie bietet interessante Bedingungen für den praktischen Versuch einer Wiederansiedlung der Kegelrobben an der deutschen Ostseeküste. Im Gebiet sind Störungen durch Sportboote, Angler oder auch Spaziergänger von geringer Bedeutung.

Ausweichliegeplätze stehen den Robben im benachbarten NSG Peenemünder Haken und Ruden zur Verfügung, wobei die Störbelastung durch Sportboote und andere Wasserfahrzeuge mit zunehmender Festlandsnähe ansteigt.

Einen großen Unsicherheitsfaktor für das Projekt stellen die intensiven fischereilichen Aktivitäten dar. Nach Freilassung der Jungtiere aus dem Eingewöhnungsgehege sind die jungen Kegelrobben durch die grobmaschigen Steinbutt- und Dorschstellnetze erheblich gefährdet. Die Ausweichliegeplätze im Peeneausstromgebiet liegen ebenfalls in der Nähe dicht mit Reusen besetzter Fischereigebiete. Solange nicht sicher vorhergesagt werden kann, wie gut die ausgesetzten Kegelrobben lernen, den Stellnetzen auszuweichen, sollte eine Wiederansiedlung eher in einem weniger intensiv befischten Gebiet durchgeführt werden. In dieser Hinsicht bietet die Nordküste Wittows zwischen Varnkevitz und Schwarbe deutlich bessere Voraussetzungen und ist deshalb bei der Auswahl eines Ansiedlungsgebietes der Greifswalder Oie zunächst vorzuziehen.

Wenn die Daten der telemetrischen Verfolgung der Jungrobben nach ihrer Freilassung aus dem Eingewöhnungsgehege zeigen, dass die Tiere, die bei der Greifswalder Oie jagen, in der Lage sind, mit der dort gegebenen Stellnetzdichte zurechtzukommen und sich das von diesen ausgehende Risiko in tolerierbaren Grenzen hält, könnte ein Wechsel des Ansiedlungsstandortes hin zur Greifswalder Oie in Erwägung gezogen werden. Dadurch würde die Wiederansiedlung der Kegelrobben zurück in das Kerngebiet der ehemaligen Verbreitung der Art an der deutschen Ostseeküste verlagert werden. Zunächst aber sollte über mindestens zwei Jahre hinweg das weniger intensiv befischte Ansiedlungsgebiet im Norden Rügens gewählt werden.

4.1.3.7 Granitzer Ort

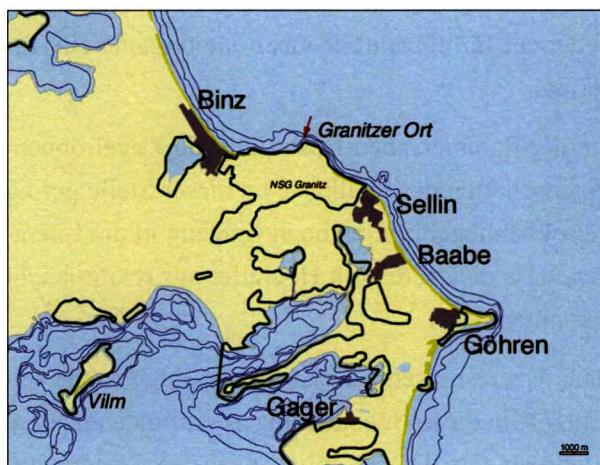


Abb. 33: Lage des Granitzer Orts an der Ostküste der Insel Rügen



Abb. 34: Der Granitzer Ort. Vor der Landspitze liegen heute kaum noch größere Steine, die den Robben als Ruheplatz dienen könnten.

Beschreibung des Gebietes

Der Granitzer Ort ist in der Literatur mehrfach als ehemaliger Liegeplatz für die Kegelrobben der Region beschrieben worden (SCHILLING 1859). Er liegt etwa 3 km östlich des Badeortes Binz und wird von einer nordwärts gerichteten Spitze der Steilküste gebildet. Das Gebiet gehört mit seinen Landanteilen zum Biosphärenreservat Südost Rügen und ist gleichzeitig Teil des Naturschutzgebietes "Granitz", welches als FFH-Vorschlagsgebiet ausgewiesen ist. Mit Ausnahme des Biosphärenreservates werden die genannten Schutzgebiete jedoch durch das Hochufer nach Norden begrenzt und schließen somit keinerlei Gewässeranteile mit ein. Das Gebiet wird von der Verwaltung des Biosphärenreservates betreut.

Die für die Kegelrobben interessanten Habitatstrukturen sind einige isoliert im Wasser liegende größere Steine, auf denen Einzeltiere liegen könnten. Die Wassertiefe nimmt zur See hin schnell zu, so dass den auf den Steinen ruhenden Robben eine schnelle Flucht ins Wasser leicht möglich ist. Die heutige Zahl dieser Steine ist jedoch sehr gering (je nach Wasserstand etwa 4 bis 8 Stück). Zudem liegen die Steine zumeist so tief im Wasser, dass für die Robben kaum noch die Möglichkeit besteht, das Fell vollkommen trocknen zu lassen. Es ist zu vermuten, dass im Zuge der Steinfischerei zwischen etwa 1850 und 1906 die größeren und aus der Sicht der Kegelrobben besten dieser Steine entfernt worden sind. GEHRKE (2000) beschreibt die Hintergründe und – wenig erfolgreiche – Regelungspraxis der zuständigen Behörden, die die Beschränkung der Steinfischerei zugunsten des Hafenbaus in Sassnitz und anderer Bauvorhaben nicht wirkungsvoll durchsetzen konnte. Demnach war es zwar verboten, Steine u.a. vor der Granitz zu sammeln, jedoch wurde dieses Verbot sehr häufig nicht eingehalten. Zudem wurden bevorzugt, aber entgegen den Vorschriften, die im flachen, d.h. im weniger als 3 m tiefen Wasser liegenden Steine entfernt.

Der Uferbereich der Steilküste ist nur wenige Meter breit und bei höheren Wasserständen vollständig überflutet. Er wird gebildet von größeren Steinen und Geröll. Sand und Lehm sind vollständig ausgewaschen. Die Steine sind daher gegeneinander sehr beweglich und bieten den Robben wenig Halt. Durch die erheblichen Größenunterschiede der Steine ist der Untergrund sehr uneben und dürfte deshalb auch von Robben gemieden werden. Bei nördlichen Winden werden dichte Algen- und Seegras-Teppiche an das Ufer getrieben, was die Attraktivität des Gebietes weiter reduziert.

Die Uferregion des Granitzer Ortes ist deshalb als Liegeplatz für Kegelrobben weitgehend ungeeignet. Die im Wasser liegenden isolierten Steine können jederzeit für einzelne Robben interessant sein, für eine Gruppe von Kegelrobben ist ihre Zahl aber zu gering.

Die Bedeutung des Granitzer Ortes für die ehemals in der Pommerschen Bucht lebende Kegelrobbenpopulation dürfte aufgrund der ungünstigen Habitateigenschaften der Steilküste an dieser Stelle gering gewesen sein. Die Tatsache, dass das Gebiet als Kegelrobbenliegeplatz dennoch Eingang in die Literatur gefunden hat, ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Tiere vom Hochufer aus relativ leicht beobachtet und von Robbenjägern gut bejagt werden konnten.

Die Beobachtungs- und Totfundstatistik am Deutschen Meeresmuseum weist für die Kegelrobbe seit 1951 vier Lebendbeobachtungen und einen Totfund aus. Alle diese Beobachtungen stammen aus dem Raum zwischen dem Ostseebad Baabe und dem Granitzer Ort. Die räumlich nächsten Meldungen kamen aus dem Bereich von Sassnitz und dem Ostseebad Göhren südlich des Nordperd.

Zusammenfassung

Aufgrund des Mangels an einer ausreichenden Zahl größerer Steine und des ungeeigneten Untergrundes am Ufer der Steilküste hat der Granitzer Ort heute für Robben keine nennenswerte Bedeutung mehr. Eine praktische Ansiedlung an dieser Stelle scheidet aus diesem Grund aus. Dazu kommt, dass bedingt durch die geringe Entfernung zum Badeort Binz mit einer sehr viel stärkeren Frequentierung dieses Bereiches durch Urlauber zu rechnen ist. Dies betrifft sowohl Spaziergänger an Land als auch Sportbootfahrer und Surfer auf dem Wasser. Insbesondere die zuletzt genannte Gruppe ist erfahrungsgemäß nur schwer zu kontrollieren.

4.1.3.8 Naturschutzgebiet "Peenemünder Haken, Struck und Ruden"

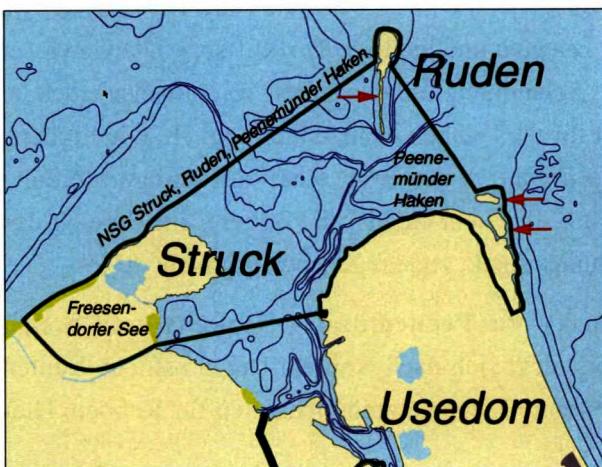


Abb. 35: Lage des NSG "Struck, Ruden, Peenemünder Haken". Die roten Pfeile kennzeichnen die für Kegelrobben geeignet erscheinenden Liegeplatzhabitale



Abb. 36: Das Nordufer des Strucks. Wegen der geringen Wassertiefe im Bereich der Insel wird dieser Strand vermutlich nicht als regelmäßiger Liegeplatz von Kegelrobben genutzt werden.

Beschreibung des Gebietes

Dieses Naturschutzgebiet ist eines der größten (2.187 ha) und das älteste (Unterschutzstellung 1925) an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. Es setzt sich aus der Insel Struck (210 ha), der Insel Ruden (26,5 ha), der Nordspitze der Insel Usedom (100 ha), dem Freesendorfer See (48 ha) und ausgedehnten Flachwasserbereichen des Greifswalder Boddens und der Peenemündung zusammen. 1993 wurde das Gebiet um 317 ha durch die Salzwiesen und den Grünlandkomplex der Freesendorfer Wiesen erweitert. Schutzgegenstand ist das naturnahe Flachküstengebiet mit Flachwasserzonen, Salzwiesen und Waldkomplexen.

Die Strömungsverhältnisse im NSG sind wechselhaft und werden stark von den herrschenden Windrichtungen bestimmt. Infolgedessen kann der Salzgehalt zwischen 0,1 und 0,8 % schwanken.

Die öffentliche Nutzung erfolgt z.T. durch die Befahrung der Wasserflächen als Bundeswasserstraßen sowie durch Touristengruppen, die im Hafen der Insel Ruden an Land gehen, um die Insel zu besichtigen. Der Peenemünder Haken (ehemaliges Militärgelände, munitionsbelastet) und die Insel Struck (Beweidung) sind für die Öffentlichkeit gesperrt.

Die Verwaltung des Naturschutzgebietes liegt beim STAUN-Ückermünde. Die naturkundliche Betreuung des Strucks hat der Naturschutzbund Deutschland (NABU) übernommen. Das NSG ist Teil des EU-Vogelschutzgebietes "Greifswalder Bodden" und damit gleichzeitig FFH-Vorschlagsgebiet.

Lebendbeobachtungen und Totfunde von Kegelrobben sind aus dieser Region nur vereinzelt in die Meldestatistik des Deutschen Meeresmuseums eingegangen. Insgesamt finden sich darin zwei Lebendbeobachtungen von Lubmin und eine vom Ruden. Eine Totfundmeldung stammt aus der Spandowerhagener Wiek südlich des Strucks.

Habitatbeschreibungen

Auf dem **Struck** trifft man eine gut ausgebildete Salzvegetation mit seltenen Salzpflanzen an. Der Freesendorfer See mit seinen nach Nordwest und Südost verlaufenden Zu- und Abflüssen schneidet

den Struck vom Festland ab. Auf dem alten Strandwall im Zentrum der Insel haben sich ein naturnaher Birken-Eichenwald sowie Wachholderheiden und ausgedehnte Brombeergebüsche entwickelt. Am Nordwestufer wechseln sich kleine schmale sandige Buchten und niedrige Torfkliffs ab. Die Gewässer im Bereich des Strucks sind sehr flach. Bei starken ablandigen Winden fallen sie teilweise trocken. Eine schnelle Flucht in ausreichend tiefes Wasser ist für die Robben dann kaum möglich. Die Eignung des Strucks als Liegeplatz ist dadurch stark eingeschränkt, wenngleich eine vollständige Meidung durch Robben nicht sicher vorhergesagt werden kann. Die sehr intensive Fischerei im Bereich des Peeneausstromgebietes (s.u.) lässt ein Wiederansiedlungsprojekt zudem gegenwärtig nicht zu.

Am geschützten Ufer des heute geologisch inaktiven **Peenemünder Hakens** breiten sich Röhrichtflächen aus. Ein System von Sandbänken erstreckt sich nach Norden. Deren östliche Kanten mit unmittelbarem Zugang zu tieferem Wasser bieten gute Liegeplatzmöglichkeiten für Robben. Hier gibt es kaum Störungen durch Segler oder Angler.

Die lang gestreckte, nach Süden gerichtete Landzunge des **Ruden** stellt den Rest der durch Sturmfluten erodierten Südhälfte der Insel dar. Sie wird durch Schotterflächen und größere Geschiebe geprägt. Zahlreiche Buhnen sollen den weiteren Materialabtrag verhindern. Als Robbenliegeplatz ist die Landzunge nur bedingt geeignet. Da in unmittelbarer Nähe das Fahrwasser vorbei führt, könnte es hier häufiger zu Störungen durch Wassersportler kommen.

Störungen

Störungen von Land

Störungen durch Spaziergänger sind auf dem Struck und am Peenemünder Haken kaum zu erwarten. Zum Ruden besteht im Sommerhalbjahr Ausflugsverkehr von Rügen, Usedom und Greifswald aus. Die Touristen dürfen sich frei auf der Insel bewegen. Die Landzunge, die ohnehin nicht zum Begehen ausgebaut ist, könnte bei Bedarf mit geringem Aufwand abgesperrt werden.

Ab dem Frühjahr befinden sich 2 Rinderherden auf dem Struck. Die angestrebte und vom Naturschutz geforderte parzellierte Beweidung wird auf Grund unzureichender Zäunung nicht befriedigend realisiert. Im Zuge der Gebietsbegehungen durch die Bearbeiter wurde wiederholt beobachtet, dass Rinder in großer Zahl durch Flachwasserzonen die Zäune umliefen und dadurch in sensible Bereiche des NSG gelangten. Ohne konsequente Maßnahmen zur Aussperrung der Rinder sind Störungen etwaiger Robben auf den Salzwiesenkanten nicht zu verhindern.

Auf dem Struck wird vor der Brutsaison eine Bejagung des Schwarzwildes durchgeführt (SELLIN pers. Mitt.). Diese wäre ebenfalls mit erheblichen Störungen für etwaige Robbenvorkommen verbunden. Sollte das Gebiet in nennenswertem Umfang von Robben genutzt werden, müssten bei Maßnahmen zur Regulierung der Schwarzwildbestände die Bedürfnisse der Meeressäugetiere berücksichtigt werden.

Auch der Flugbetrieb, der von dem Sportflugplatz bei Peenemünde ausgeht, dürfte zu einer nicht unerheblichen Beunruhigung des Gebietes beitragen. Hier müssten ggf. spezielle Vereinbarungen mit den Betreibern des Flughafens zur weitestmöglichen Reduktion der Störeffekte getroffen werden.

Störungen vom Wasser

Im Gebiet des Oderhaffs und des Achterwassers findet sich die größte Dichte an Sportboothäfen der Küste Mecklenburg-Vorpommerns (Kap. 4.1.2, Abb. 10). Viele Berliner nutzen die kürzeste Entfernung zwischen der Hauptstadt und der Ostseeküste, um hier die Liegeplätze für ihre Boote auszuwählen. Deshalb findet vom Peenestrom in Richtung Rügen ein besonders intensiver Motor- und Segelbootverkehr statt.

Da die Wassertiefe in weiten Bereichen sehr niedrig ist, werden die Wasserstraßen von den meisten Schiffen und Booten nicht verlassen. Nur ausreichend flache Wasserfahrzeuge können bis dicht an die Strände heranfahren.

Im Flachwasser vor dem Peenemünder Haken wurde in den siebziger Jahren Militärschrott als Übungsziel für Kampfflugzeuge deponiert. Diese Gefahrenquelle wird von der Schifffahrt im allgemeinen gemieden. Dadurch ist das Gebiet relativ geschützt und würde an verschiedenen Stellen ungestörte Liegeplätze für Robben zulassen.

Fischerei

Die Fischerei im Greifswalder Bodden und im angrenzenden Außenstrandbereich liefert einen bedeutenden Anteil an den Gesamtanlandungen Mecklenburg-Vorpommerns (Kap. 4.5). Fast 40 % des Jahresgesamtfanges des Landes stammen aus dem Greifswalder Bodden. Freest ist mit etwa 50 Fischereifahrzeugen einer der größten Fischereistandorte des Landes. Die Dichte der eingesetzten Fanggeschirre erreicht hier die höchsten Werte. Insbesondere gilt dies im Frühjahr während der Heringssaison. Innerhalb des Greifswalder Boddens stellt die Peenestrom-Mündung einen besonderen Konzentrationspunkt in der Fischerei dar. Das Gebiet um den Struck, am Ruden und am Peenemünder Haken wird intensiv mit Reusen und Stellnetzen befischt (vgl. Kap. 4.6.2.6, Abb. 65 u. 66). Im Falle einer Robbenansiedlung in diesem Gebiet wären daher erhebliche Konflikte zu bewältigen. Da die Fanggeräte der Fischerei insbesondere für junge, unerfahrene Kegelrobben eine erhebliche Gefahr darstellen, sollten Versuche zur Wiederansiedlung der Kegelrobben zunächst an Orten mit geringerer Fanggerätedichte stattfinden.

Die Reusen um die Insel Ruden werden zurzeit nicht aufgestellt, da der dort fangberechtigte Fischer seit 2 Jahren erkrankt ist. Sollte sich die Situation ergeben, dass die Lizenzen neu zur Vergabe anstehen, bestünde hier möglicherweise die Chance, die südliche Landzunge des Ruden für Robben wieder nutzbar zu machen, indem auf die Reusenfischerei in deren unmittelbarer Umgebung künftig verzichtet wird. Dadurch könnten sich die Robben den Ruden selbständig als Liegeplatz auswählen und hätten so eine Chance, in ihrem ehemaligen Hauptverbreitungsgebiet an der deutschen Ostseeküste wieder heimisch zu werden.

Auch am Peenemünder Haken wäre es aus Sicht des Robbenschutzes hilfreich, wenn Reusen, die gegenwärtig in unmittelbarer Nähe potenzieller bzw. künftiger Liegeplätze stehen, mit größerem Abstand neu platziert werden könnten.

Zusammenfassung

Wegen der intensiven fischereilichen Aktivitäten im NSG, verbunden mit der höchsten Reusen- und Stellnetzdichte der gesamten mecklenburg-vorpommerschen Küste, ist eine Wiederansiedlung der Kegelrobbe hier gegenwärtig wenig Erfolg versprechend. Alle anderen Faktoren, die eine künstliche

oder natürliche Robbenansiedlung behindern können, wie Störungen durch Wassersportler oder die Jagdausübung auf dem Struck, sind dagegen von geringerer Bedeutung und könnten ggfs. durch entsprechende Absprachen aus dem Wege geräumt werden. Die durch die Fischerei erzeugten Risiken für die Kegelrobben und das außerordentlich hohe Konfliktpotenzial in diesem Gebiet lassen ein Wiederansiedlungsprojekt zurzeit nicht zu.

4.1.3.9 Darßer Ort

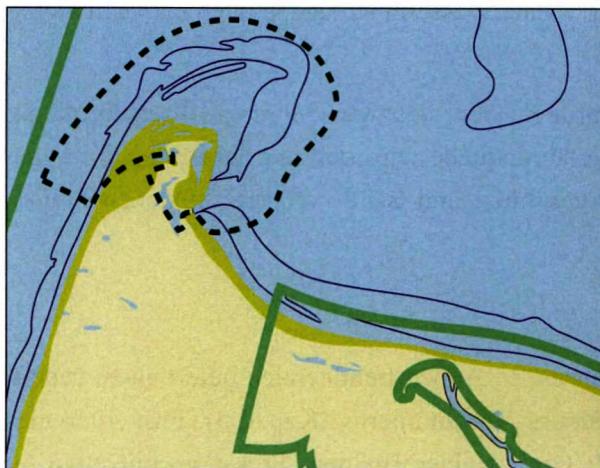


Abb. 37: Lage des Darßer Ortes an der Nordspitze der Halbinsel Zingst.



Abb. 38: Darßer Ort Spitze mit Blickrichtung nach Osten

Beschreibung des Gebietes

An der Nordspitze des geologisch sehr aktiven Darßer Ortes erstreckt sich ein System gut ausgebildeter Sandhaken und Nehrungen, die durch Verlagerungen von Sandmaterial vom Weststrand der Halbinsel Darß weiter aufgebaut werden. Einige dieser Sandablagerungen haben keine Verbindung zum Festland und sind daher in ihrer Erscheinung mit Sandbänken der Nordseeküste vergleichbar. Derartige Sandinseln bieten den Robben sehr guten Schutz vor Feinden und werden daher von den Tieren bevorzugt als Liegeplatzhabitat ausgewählt. Auch die einzige Kegelrobbenkolonie an der deutschen Nordseeküste nutzt zwei Sandbänke bei Amrum als feste Liegeplätze. Die starke Dynamik der natürlichen Sandbewegungen bringt es mit sich, dass sich die Topographie der Region in steter Veränderung befindet und von "aktuellen" Karten kaum je korrekt dargestellt werden kann.

Der Darßer Ort befindet sich in der Kernzone des Nationalparks. Gleichzeitig gehört er zu dem als "Teil des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft (West-Darß)" benannten FFH-Vorschlagsgebiet.

Die Meldestatistik des Deutschen Meeresmuseums weist eine leichte Konzentration insbesondere von Lebendbeobachtungen von Kegelrobben aus. Insgesamt wurden seit Anfang der 50er Jahre 6 Tiere dieser Art registriert. 2 Totfundmeldungen ergänzen die Statistik.

Störungen

Störungen von Land

Da das Betreten der Kernzone des Nationalparks untersagt ist und das für Robben interessante Gebiet weit von der von Menschen begangenen Wegführung entfernt liegt, sind Störungen durch Spazier-

gänger weit gehend auszuschließen. Dennoch wäre insbesondere in den Sommermonaten eine gute Überwachung des Areals und intensive Öffentlichkeitsarbeit erforderlich, da der touristische "Druck" auf die Kernzone zunehmen dürfte, sollte es hier zu einer Ansiedlung von Robben kommen. Zielgruppe für die Öffentlichkeitsarbeit müssen bevorzugt die Gäste des nahe gelegenen Zeltplatzes in Prerow sein. Von dort gehen nach Aussagen der Nationalparkwacht gegenwärtig die meisten Störungen für die Kernzone aus.

Störungen vom Wasser

Gelegentlich sind in der Vergangenheit nach Angaben des Nationalparkamtes Surfer beobachtet worden, die mit ihren Surfbrettern leicht bis an die Spitze des Darßer Ortes heranfahren können, um dort an Land zu gehen. Auch derartige Störungen müssten weit gehend verhindert werden, sollten sich Kegelrobben anschicken, in der Kernzone einen dauerhaften Liegeplatz aufzusuchen. Dies lässt sich vermutlich am besten durch intensive Aufklärung am Startpunkt der Mehrzahl der Surfer, dem genannten Campingplatz, erreichen.

Fischerei

Nach übereinstimmender Aussage aller befragten Vertreter des Landesamtes für Fischerei gehört die Umgebung des Darßer Ortes zu den weniger intensiv befischten Regionen der mecklenburg-vorpommerschen Ostseeküste. Ein ähnliches Bild liefert die fischereibiologische Begleitstudie der Universität Rostock im Rahmen dieser Voruntersuchungen (Kap. 4.5). Im Vergleich mit anderen Abschnitten des Außenstrandes fällt nur ein unterdurchschnittlicher Anteil des eingesetzten Fanggeschirrs auf das Fischereigebiet zwischen Hiddensee und dem Darßer Ort. Dies gilt für Heringsnetze wie für Stellnetze gleichermaßen (Kap. 4.5, Tab. 14). Insofern stellt der Darßer Ort ein Gebiet mit vergleichsweise geringem Konfliktpotential hinsichtlich der Küstenfischerei dar.

Technische Durchführung einer Wiederansiedlung

Ein Ansiedlungsprojekt lässt sich am Darßer Ort nur mit erheblichem Aufwand durchführen, da befestigte Wege nur bis zum Leuchtturm führen und der routinemäßige Material- und Futterfischtransport vom und zum Gehege die sensible Dünenlandschaft in Mitleidenschaft ziehen kann. Dieser Umstand wird noch verstärkt durch die Notwendigkeit, dass Gehege nahe an der Spitze des Darßer Orts und damit sehr weit in der Kernzone des Nationalparks zu errichten, da hier einerseits der geringste Stördruk existiert und andererseits in Form abgelegener Sandhaken oder gar isolierter Sandbänke der bestgeeignete Liegeplatzhabitat zu finden ist. Die technischen Aspekte einer Wiederansiedlung werden dabei jedoch mit zunehmender Entfernung von festen Zuwegungen immer problematischer. Eine praktische Ansiedlung am Darßer Ort sollte daher zunächst nicht ins Auge gefasst werden.

4.2 Zum Einfluss von Schad- und Nährstoffeinträgen aus der Oder auf die Entwicklung von Robbenpopulationen an der vorpommerschen Küste

Klaus Harder, Deutsches Meeresmuseum Stralsund & Wolfgang Dinter, Bundesamt für Naturschutz, Insel Vilm

4.2.1 Einleitung

Robben als Endglieder der Nahrungspyramide akkumulieren persistierende Schadstoffe in besonderem Maße. Bezuglich der Untersuchungen zur möglichen Wiederansiedlung von Baltischen Kegelrobben (*Halichoerus grypus balticus*) an der deutschen Ostseeküste kommt daher der Ermittlung der Schadstoffbelastung ihres potenziellen Lebensraumes eine besondere Bedeutung zu.

Die Anreicherung von Schwermetallen findet vor allem in Leber und Knochen, die von halogenierten Kohlenwasserstoffen (u.a. PCBs¹, PBDEs² und DDT³) vor allem im Unterhautfettgewebe statt.

Diese Umweltschadstoffe können, wie z.B. PCB, in den Hormonhaushalt eingreifen. Durch ihre ähnliche chemische Struktur ersetzen sie die Hormone und verändern die Synthese bzw. den Abbau körpereigener Hormone. Verminderte Abwehrreaktionen und Fortpflanzungsstörungen bei Seehunden (*Phoca vitulina*) aus der Nordsee wurden auf die erhöhte Schadstoffbelastung, insbesondere mit PCB und weiteren persistenten Organochlorverbindungen zurückgeführt (REIJNDERS 1994).

PCB führte auch bei den Robbenbeständen der Ostsee Ende der 70er und Anfang der 80er Jahre zum Krankheitssyndrom der so genannten "Baltic Seal Disease (BSD)", unter anderem gekennzeichnet durch Immundefinition, Darmgeschwüre, Schädel- und Krallendeformationen und Sterilität der Robbenweibchen (BERGMAN & OLSSON 1985; HELCOM 1996; WWF 1995). Trotz rückläufiger Schadstoffeinträge in die Ostsee in den vergangenen 10-15 Jahren sollen hier deshalb die möglichen Risikofaktoren, die den Wiederaufbau einer heimischen Kegelrobbepopulation in Hinsicht auf die Schadstoffbelastung beeinflussen könnten, anhand der vorliegenden Literatur beschrieben werden.

Ein schwedisches Monitoringprogramm zur Erhebung der Schadstoffbelastung von Robben begann Anfang der 70er Jahre. Als Langzeitbeobachtungsprogramm liefert es bis heute vergleichbare Daten, die mit gewissem Vorbehalt auch auf die Situation an der deutschen Ostseeküste übertragen werden können. In zahlreichen Veröffentlichungen aus diesem Programm werden verschiedene Trends beschrieben, von denen die wichtigsten an dieser Stelle vorgestellt werden sollen.

Ein weiteres estnisches Biogeomonitoringprogramm untersuchte Anfang der 90er Jahre Konzentrationen von chlororganischen Verbindungen in Bestandteilen der marinen Nahrungskette sowie die Auswirkungen und Wechselwirkungen mit anderen Faktoren auf estnische Kegelrobben (ROOTS 1997).

Erst nach 1989 wurde es durch die politische Wende und durch die damit verbundene veränderte Umweltinformationspolitik möglich, Oder, Oderästuar und Pommersche Bucht besser und umfassender auf Schadstoffkontaminationen zu untersuchen. Die von Oktober 1993 bis September 1997 durchgeführten und vom BMBF geförderten Forschungsvorhaben "Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar-Austauschprozesse" (GOAP), Geographisches Institut der Universität Greifswald, "Transport- und

¹ Polychlorinated Biphenyls

² Polybrominated Diphenyl Ethers

³ Dichlor-diphenyl-trichlormethylmethan

"Umsatzprozesse in der Pommerschen Bucht" (TRUMP), Institut für Ostseeforschung Warnemünde und "Ökosystem Boddengewässer – Organismen und Stofftransport" (ÖKOBOD), Institut für Ökologie der Universität Greifswald, brachten diesbezüglich erste Ergebnisse. Das Oderhochwasser vom Sommer 1997 verstärkte die interdisziplinäre wissenschaftliche Zusammenarbeit zwischen polnischen und deutschen Forschungsinstituten und führte dadurch zu weiteren Informationsgewinnen.

Seit den 50er Jahren werden Robbentotfunde am Meeresmuseum Stralsund untersucht, wobei jedoch in der Regel keine Untersuchungen zur PCB- und DDT-Belastung erfolgen. Nur einmal (1991) wurde ein an der Rügenschen Küste gestrandetes totes Kegelrobbenweibchen untersucht. Das 32 Jahre alte Tier wies extrem hohe PCB- und DDT-Werte im Fett auf, die zu den bislang höchsten Messwerten von untersuchten Robben aus der gesamten Ostsee zählen (Gesamt-PCB: 298 921 µg/kg, DDT-Gehalt: 50667 µg/kg) (LUCKAS & VETTER 1992)

4.2.2 Beschreibung der regionalen Situation

4.2.2.1 Hydrologie und Nährstoffdynamik

Die Oder ist neben der Weichsel der größte Süßwasserzufluss der Ostsee an der südlichen Ostseeküste. Das gesamte Einzugsgebiet der Oder beträgt 118 840 km². 89 % dieses Einzugsgebiets mit einer Einwohnerzahl von 13,1 Mill. Menschen liegt in Polen, weitere 6 % des Einzugsgebiets entfallen auf die Tschechische Republik mit 1,4 Mill. Einwohnern und 5 % auf Deutschland mit 0,4 Mill. Einwohnern.

Die Oder mündet auf polnischem Territorium in das Oderhaff, welches durch Swine, Divenow und Peenestrom mit der Pommerschen Bucht und somit mit der Ostsee verbunden ist. Die Pommersche Bucht hat eine Fläche von ca. 7.000 km² und ist mit maximal 14 m Wassertiefe relativ flach. Sie wird im Norden durch die 20 m Tiefenlinie, im Westen durch die Insel Rügen und im Osten durch eine Linie, die vom Gaski-Leuchtturm an der polnischen Küste nach Norden führt, begrenzt. Im Zentrum der Bucht befindet sich die Oderbank, ein flaches Sandbankgebiet mit hoher Biomasseproduktion. Der Salzgehalt in der Pommerschen Bucht wird durch den Süßwassereinstrom um 6-8 Promille gesenkt. Die starke Dynamik hinsichtlich des Salinitätsgradienten dieses Gebietes beeinflusst auch angrenzende Ostseebereiche wie das Arkona- und das Bornholmbecken.

Das Mündungsgebiet der Oder mit dem Oderhaff stellt eine hydrologische Besonderheit dar. Die holozäne Ausgleichsküstenbildung führte zu einer Abdämmung des Oderhaffs gegenüber der Ostsee mit einer Aufteilung der Odermündung in die drei Mündungssarme. Die Wasseraustauschprozesse zwischen Oderhaff und Ostsee werden durch die Windsituation beeinflusst und sind von grundlegender Bedeutung für die lokalen Stoffumsätze. Die Salinitätsverhältnisse im Ästuar werden durch das Mischungsverhältnis von Süßwasser aus den Festlandsabflüssen und brackigem Ostseewasser geprägt.

Das Gewässer fungiert als Senke für partikulär gebundene Nährstoffe aus der Oder. Die starke Nährstoffzufuhr bewirkt eine erhebliche Eutrophierung des Odermündungsgebietes. Polnische und deutsche Untersuchungen kamen hinsichtlich der Sedimentations- und Remobilisierungsprozesse im Oderästuar zu dem Schluss, dass die Pufferkapazität des Ästuars für Nährstoffeinträge höher sein könnte. Dieses könnte z.B. der Fall sein, wenn die in diesem Jahrhundert stark reduzierte Artendiversität im Ökosystem wieder ansteigen und die NahrungsPyramiden, in denen die Stoffe umgesetzt werden, dadurch

wieder mehr trophische Ebenen umfassen würden. Stoßweise Belastungen des Oderästuars könnten dadurch effektiver abgedämpft und die physikalische Steuerung des Systems (Sedimentation und Remobilisation) verringert werden (LAMPE 1998). Die Ergebnisse der in internationaler und interdisziplinärer Zusammenarbeit durchgeführten Gewässeranalysen während und nach dem Oderhochwasser von 1997 wurden vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie veröffentlicht (BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE 1998). Ziel des Verbundprojektes "Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar-Austauschprozesse" (GOAP) war die Erforschung der vorpommerschen Boddengewässer als Übergangszone zwischen landseitigen Abflüssen und der offenen See, als Filter und Puffer für Nähr- und Schadstoffe, Feinsedimente und organische Substanzen (LAMPE 1998).

Die Phosphatbelastung des westlichen Oderästuars ist in der jüngsten Vergangenheit erkennbar zurückgegangen. Dies liegt vornehmlich am forcierten Bau von Kläranlagen in Vorpommern seit Anfang der 90er Jahre. In der Peene haben diese Maßnahmen zu geringeren Algenkonzentrationen und besseren Sichtverhältnissen geführt (Flüsse aus dieser Region Mecklenburg-Vorpommerns transportieren jährlich 1,1 km³ Süßwasser in das hydrologische System der Pommerschen Bucht).

Lange Zeit konnten keine positiven Auswirkungen der reduzierten Nährstofffrachten aus den vorpommerschen Flüssen im Oderästuar festgestellt werden, da 85-95 % der Belastung durch die Oder eingebracht werden und in Polen und Tschechien keine Verbesserung des Nährstoffeintrages durch Modernisierung von Kläranlagen erfolgte (BACHOR & SCHÖPPE 1999). Erste Anzeichen, dass die Phosphatfrachten auch aus Polen und Tschechien rückläufig sind, zeigen neuere Untersuchungsergebnisse aus Brandenburg (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1998).

Nach der Hot-Spot-Liste des Ostsee-Umweltaktionsprogramms, das 1992 von den Umweltministern der Anliegerstaaten beschlossen wurde, gehört das Oderhaff zu den am stärksten belasteten Gewässern des gesamten Ostseeraums. So wurden 1995 77.000 t Stickstoff und 4.900 t Phosphor aus dem Einzugsgebiet der Oder in die Mündungsgewässer eingetragen (HELCOM 1998). Das entspricht fast 10 % der gesamten Nährstoffeinträge in die Ostsee. Bei diesen Angaben sind die Abwässer der Großstadt Stettin mit rund 500.000 Einwohnern und mehreren ungenügenden Abwasserbehandlungsanlagen noch nicht mit einbezogen. Die Oder ist mit 17 km³ Abfluss pro Jahr der fünftgrößte Zufluss zur Ostsee und transportiert jährlich rund 425.000 Tonnen Sedimente ins Haff. Damit hat der Fluss für die südliche Ostseeküste die größte Bedeutung für die Zufuhr von Nähr- und Schadstoffen, die an die Sedimente gebunden sind und in Haff- und Boddengewässern zwischen gelagert werden, bevor sie zu einem großen Teil in die Ostsee gelangen (LAMPE 1998; ROOTS 1997). Die Oder, deren Nährstoffeinträge die Grundlage für den besonderen Fischreichtum in der Pommerschen Bucht bilden, ist somit aber auch die größte Verschmutzungsquelle der südlichen Ostsee. Die Pommersche Bucht ist daher ein Hauptbelastungsgebiet an der mecklenburg-vorpommerschen Küste.

Untersuchungen von KUBE (1996) beschäftigten sich in den Jahren 1993 und 1994 mit den Einflüssen von Eutrophierungsprozessen und Klimaschwankungen auf die Struktur und Dynamik der Bestände von Muschelarten in der Pommerschen Bucht. So ist z.B. die Herzmuschel aus dem westlichen Teil der Bucht weitgehend verschwunden. Als Hauptursache wird eine Verschlechterung der bodennahen Sauerstoffsättigungswerte infolge von Eutrophierungsprozessen angesehen. Andere Muschelarten haben ihre Biomasse erhöht. Prädatoren, wie Meerestenten, die auf der Oderbank vor allem in den Wintermonaten eine Dichte von 500 Individuen pro Quadratkilometer aufweisen, nutzen die Muschelbänke als Nahrungsressource. Negative Bestandsentwicklungen bei diesen Konsumenten konnten nicht gefunden werden.

4.2.2.2 Die Schadstoffsituation

Schwermetalle

Als wesentliche Quelle der Schwermetallbelastung dürften die Bergbaureviere in Oberschlesien (Blei-, Zink- und Steinkohlelagerstätten) und in Niederschlesien (Kupfer-, und Braunkohlelagerstätten) angesehen werden. Über die Bergbauentwässerung und über die partikuläre Emission der metallurgischen Industrie und der Energiegewinnung gelangen Schadstoffe in die Oder.

Tab. 3: Schwermetalleinträge in die Ostsee aus Flüssen, kommunalen Abwässern und von Industrieanlagen 1995 in kg/a (HELCOM 1998).

Metall	Flüsse	Abwässer	Industrieanlagen	Gesamt
Quecksilber (Hg)	11.580	1.140	610	13.330
Cadmium (Cd)	16.410	6.590	610	23.610
Zink (Zn)	3.584.180	360.660	87.930	4.032.770
Kupfer (Cu)	1.469.200	75.880	49.630	1.594.710
Blei (Pb)	300.500	32.940	3.960	337.400

Tabelle 3 listet die flussbürtigen Schwermetalleinträge in die Ostsee auf. Davon lieferte die Oder 1995 insgesamt 3.150 kg/a Hg, 2.890 kg/a Cd, 387.620 kg/a Zn, 66.190 kg/a Cu und 55.120 kg/a Pb. Von besonderer Bedeutung ist die Schwermetallbelastung in Schwebstoffen im Oderwasser. Schwebstoffflocken wirken als Substrat für Mikrobiozönosen. Dieses System ist durch sein großes Absorptionsvermögen in der Lage, Schwermetalle bis zu einem Vielfachen ihrer Konzentration im freien Wasser zu binden und zu transportieren. Durch das Oderhochwasser im Juli/August 1997 kam es zu erhöhten Konzentrationen von Blei, Cadmium und Quecksilber sowohl im Wasserkörper als auch im Sediment. Dabei wurden im Oderhaff höhere Konzentrationen gemessen als in der Pommerschen Bucht.

Sedimentuntersuchungen im Kleinen Haff zeigten die mit Abstand höchsten Anreicherungen. Gegenüber den Sedimenten des Greifswalder Boddens beträgt der Wert für Cadmium mehr als das 3-fache. Auch für Zink, Quecksilber und Blei ist er 2- bis 3-mal höher. Arsen und Kupfer sind im Haff immerhin noch 1,5- bis 2-fach höher als im Greifswalder Bodden. (WEBER 1998)

Halogenierte Kohlenwasserstoffe als persistierende organische Umweltgifte (POPs)

Als organischer Problemschadstoff wurde das Herbizid Atrazin in bedenklich hohen Konzentrationen von 200 ng/l während des Sommerhochwassers 1997 im Kleinen Haff nachgewiesen. Die erhöhte Menge dieser synthetischen Chemikalie wurde in Tierversuchen als Ursache für das Auftreten von Brustkrebs ermittelt. In den nachfolgenden Monaten ging die Kontaminierung durch Atrazin bis unter die Bestimmungsgrenze zurück, was für die Oder als Eintragspfad spricht. Für Atrazin besteht seit 1992 in Deutschland Anwendungsverbot (RÖPKE et al. 1998).

Von DANNENBERGER 1996 und LENZ 1999 wurden zwischen 1994 und 1996 auch chlorierte Kohlenwasserstoffe in den Sedimenten des Oderästuars untersucht. Die Werte variierten nach der Sedimentbeschaffenheit und wiesen auf erhöhte Einträge über die Flusssysteme (Oder und Peene) hin. Insbesondere konnten aber auch Einträge aus der Landwirtschaft und aus industriellen Punktquellen (Werftstandorte) in die Küstengewässer festgestellt werden. Die höheren Konzentrationen in den Bodden- und Haffgewässern charakterisieren diese Gebiete als Senke. Bei erneuter Mobilisierung der

organischen Schadstoffe aus den oberen Sedimentschichten in das Pelagial wird das Mündungsgebiet aber auch zur Quelle für diese Schadstoffe. Im Vergleich zu den Gehalten in der Pommerschen Bucht und im Greifswalder Bodden lagen die Werte aller untersuchten Organochlorverbindungen im Oderhaff nur geringfügig höher und waren nahezu homogen verteilt.

Schadstoffuntersuchungen in Biota

Seit 1994 werden im Rahmen des Küstenmonitoringprogramms in Mecklenburg-Vorpommern auch in der Pommerschen Bucht biologische Methoden zur Überwachung des Gütezustandes der Küstengewässer eingesetzt. Im 1. Teilprogramm wird das Makrozoobenthos des Meeresbodens als Indikator für die Einschätzung der Umweltbedingungen auf der Ebene der Lebensgemeinschaften genutzt. Dabei werden Miesmuscheln auf ihre Belastung mit Schwermetallen und chlorierten Kohlenwasserstoffen untersucht. Durch den Prozess der Bioakkumulation sind Schadstoffe in filtrierenden Organismen um Größenordnungen höher konzentriert als im umgebenden Wasser. Die Analyse der Schadstoffe zeigt die über einen längeren Zeitraum integrierte Schadstoffssituation im Lebensraum der Organismen. Die im November 1997 in der Pommerschen Bucht auf der Oderbank gesammelten Miesmuscheln zeigten im Vergleich zu den 3 Vorjahren eine etwa um den Faktor 2 geringere Belastung für die Elemente Chrom, Cadmium, Blei und Arsen. Der erhöhte Eintrag während des Oderhochwassers hat vermutlich zu einer verstärkten Akkumulation und somit zu höheren Metallgehalten im Gewebe der Muscheln geführt (WEBER 1998).

In einer Pilotstudie (GERCKEN 2000) werden seit 2 Jahren Untersuchungen durchgeführt, durch die Effekte von Schadstoffen auf verschiedene Organismen, wie Muscheln (Miesmuschel), Krebse (Garnelen) und Fische (Aalmutter), sowie auf Organe und Zellen bei Meerestieren identifiziert werden können. Bei Aalmuttern wurden in der Wismarbucht Schädigungen im Ovar und Reproduktionstörungen festgestellt. Bei rund 70 % der Nachkommen wurden Missbildungen gefunden. Bisher ist nicht bekannt, ob organische Schadstoffe oder Schwermetalle Grund für diese Anomalien sind. Deshalb soll das vom Umweltministerium geförderte Projekt auch über das Jahr 2000 hinaus fortgeführt werden, um zu einem etablierten Monitoring zu kommen.

Mit Hilfe der "Biosensoren" sind toxikologische und physiologische Effekte auf der Ebene der Einzelorganismen möglich. Dieses "Effektmonitoring" soll eine ganzheitliche und ökologische Bewertung des Gütezustandes der Küstengewässer ermöglichen (SORDYL 1999).

Durch das außergewöhnliche Ereignis des Oderhochwassers im Juli und August 1997 kam es in der Pommerschen Bucht kurzzeitig zu einem deutlichen Anstieg der Nährstoffkonzentrationen und führte zu einem Sauerstoffmangel mit akuten Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaft des Bodens. Daneben gab es zeitweise Konzentrationserhöhungen für die Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber sowie die Pestizide Atrazin und Simazin, die auf verstärkte Abspülungen und Einträge aus dem Odereinzugsgebiet hinwiesen (WEBER 1998).

Schadstoffakkumulation in Robben

In Schweden werden seit 1970 unter Leitung des Naturhistorischen Reichsmuseums Stockholm Untersuchungen zur Kontamination von verschiedenen Fischarten (Hering, Dorsch, Hecht, Saibling, Sprotte), Trottellummeneiern und Robben mit Schwermetallen und chlorierten Kohlenwasserstoffen innerhalb des Schwedischen Programms zum Schadstoffmonitoring durchgeführt (OLSSON et al. 1999).

Die Ergebnisse zeigen Unterschiede zwischen verschiedenen Gebieten und Arten sowie verschiedenen Altersgruppen, unterschiedlichen Gesundheitszuständen und zwischen den Geschlechtern. So hatten z.B. junge am PDV-Virus gestorbene Seehunde aus dem Skagerrak in der Nebennierenrinde signifikant höhere Zn-Werte als nicht erkrankte Tiere. Die höchsten Hg- und Se-Konzentrationen wurden bei weiblichen Kegelrobben in der Altersgruppe 30-40 Jahre im Finnischen Meerbusen gefunden. Dagegen sind Cd und Cr-Konzentrationen in Robben aus der Ostsee niedriger als bei Seehunden aus dem Wattenmeer oder vor Alaska. Im Vergleich zu den anderen beiden Robbenarten in der Ostsee, wiesen Kegelrobben die höchsten Pb, Hg und Se-Konzentrationen auf (FRANK et al. 1992).

Im Gesamtrend erfolgte von 1971 - 1998 eine Reduzierung der DDT-, PCB-, HCB⁴- und HCH⁵-Schadstoffkonzentrationen im Unterhautfettgewebe von Ostseerobben, wobei die Werte sowohl regional als auch artspezifisch variierten. Die höchsten Konzentrationen wurden an den Sammelpunkten der südostschwedischen Küste gefunden. (OLSSON et al. 1999).

BERGMAN (1999) fand bei seinen Untersuchungen an Kegelrobben zwar einen Rückgang von Uterustumoren, jedoch ein vermehrtes Auftreten von Darmgeschwüren. Ursache dafür könnten neu aufgetretene Schadstoffe wie Organobromide sein.

Im Fettgewebe der Ostseekegelrobben wurden Ende der 80er und Anfang der 90er Jahre im Vergleich zu Robben anderer Meere immer noch die höchsten DDT- und PCB-Konzentrationen gemessen (LUCKAS et al. 1990; BLOMKVIST et al. 1992). PCBs als fettlösliche Substanzen werden bei Robben schon durch die Muttermilch (60-80 % Fettgehalt bei Kegelrobben) auf die Säuglinge transferiert (SCHWEIGERT & STOBO 1994). Die Konzentrationen der Summe DDT-artiger Verbindungen (Σ DDT = DDT + DDD + DDE) in Biota (Kegelrobbensäuglinge, Kegelrobenjungtiere, Trottellummeneier, Hering, Dorsch) haben jedoch in den letzten Dekaden deutlich abgenommen (BIGNERT et al. 1998). Im Zeitraum 1969-1988 waren die Σ DDT-Konzentrationen im Speck junger Robben wesentlich stärker rückläufig als die PCB-Konzentrationen (Tab. 4; BLOMKVIST et al. 1992) wobei Kegelrobbensäuglinge höhere PCB-Konzentrationen in ihrem Speck hatten als eben entwöhnte Kegelrobenjungtiere (Tab. 5; BIGNERT et al. 1998)

Tab. 4: Σ DDT und PCB-Konzentrationen (in mg kg⁻¹) in zu verschiedenen Zeiten entnommenem Unterhautfettgewebe junger Kegel- und Ringelrobben der Ostsee.

Mittelwerte: geometrisches Mittel (fett) - arithmetisches Mittel (kursiv). n = Anzahl der analysierten Individuen). Nach BLOMKVIST et al. (1992).

Daten von (1) OLSSON et al. (1975), (2) ODSJÖ und OLSSON (1989) und (3) BLOMKVIST et al. (1992)

Art Zeitraum	Ref.	N	Σ DDT			PCB		
			Mittelwerte		Min-Max	Mittelwerte		Min-Max
Kegelrobbe								
1969 - 1973	(1)	23	250	290	(70-970)	93	110	(21-290)
1974 - 1975	(2)	24	88	110	(25-370)	72	81	(29-190)
1979 - 1987	(2)	31	25	27	(14-70)	58	61	(31-98)
1981 - 1988	(3)	10	35	39	(19-91)	77	80	(32-110)
Ringelrobbe								
1969 - 1973	(1)	7	120	160	(47-350)	84	110	(35-260)
1980 - 1988	(3)	10	13	16	(4.4-46)	17	19	(7.8-44)

⁴ Hexachlorbenzol (Herbizid)

⁵ Hexachlorcyclohexan = Lindan, Organochlorinsektizid

Tab. 5: Jährliche Abnahme von Σ DDT und PCB in % in Biota.
 Grad der Signifikanz: * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$
 nach BIGNERT et al. (1998)

	Jahr	Σ DDT	PCB
Kegelrobbe (Säuglinge)	1969-1997	11 % ***	2 % *
Kegelrobbe (Jungtiere)	1970-1997	12 % ***	4 % ***
Trottellummeneier	1969-1996	11 % ***	9 % ***
Hering (Utlängan, Frühjahr)	1972-1996	12 % ***	9 % ***
Hering (Harufjärden, Herbst)	1978-1996	13 % ***	10 % ***
Dorsch (Gotland)	1980-1996	9 % ***	10 % ***

Längere Zeit herrschte in der wissenschaftlichen Diskussion zur Abnahme die Meinung vor, dass bedingt durch die bekannten Salinitätsveränderungen in der Ostsee und die damit verbundene Abundanzabnahme des Herings in den 80er Jahren eine temporäre Verschiebung des Beutespektrums der Kegelrobben hin zum weniger belasteten Dorsch erfolgt war (BLOMKVIST et al. 1992; THIEL, WINKLER & URHO 1996). Zu ähnlichen Schlüssen kam auch ROOTS (1997) in Estland bei der Analyse von PCB-Eintragspfaden und der PCB-Akkumulation im Nahrungsnetz bis hin zu estnischen Kegelrobben.

ROOS et al. (1998) haben dagegen durch den Vergleich von Σ DDT- und PCB-Konzentrationen im Speck 2-6 Monate alter Kegelrobbensäuglinge mit dem von 7-20 Monate alten Kegelrobbenjungtieren die These entwickelt, dass ein bestimmter Schwellenwert der PCB-Konzentration in Robbenweibchen über die Reproduktionsfähigkeit dieser Weibchen entscheidet. Dies hätte zum Ergebnis, dass nur gering belastete Weibchen Junge gebären, diese Jungen aufgrund der geringen Schadstoffbelastung der Mutter auch geringer belastete Milch bekämen, was wiederum eine geringere PCB-Konzentration im Speck der Säuglinge zur Folge hätte und deshalb die Schadstoffkonzentrationen im temporären Vergleich abnehmen. Diese Theorie impliziert auch, dass Kegelrobenweibchen mit hohen Σ DDT-Konzentrationen so lange gebärfähig sind, wie ihre PCB-Belastung noch unterhalb dieses Schwellenwertes liegt. Durch die vergleichsweise geringere Abnahme der Belastungswerte in jungen Kegelrobben gegenüber anderen Organismen scheint diese Theorie bestätigt zu sein, da sonst nach Meinung der Autoren die Konzentrationsabnahme der Schadstoffe in den Kegelrobben wesentlich stärker ausgefallen sein müsste. Eine Abnahme der PCB-Belastung der Beutefische hätte sich demnach zwar positiv auf die Reproduktionsrate, jedoch nicht im gleichen Maße auf die durchschnittliche Schadstoffbelastung der Jungtiere ausgewirkt. Der allgemein beobachtete Rückgang der PCB-Werte manifestiert sich durch einen Schwellenwert also nicht im gleichen Maße bei Kegelrobenjungtieren wie bei anderen untersuchten Biota. Mit der Abnahme der PCB-Konzentrationen im Nahrungsnetz der Baltischen Kegelrobbe kombiniert mit der steigenden Anzahl erfolgreicher Geburten in den letzten Jahren würde sich auch der Verdacht bestätigen, dass PCBs die hauptverantwortlichen Umweltschadstoffe für den mangelnden Reproduktionserfolg von Kegelrobben in der Vergangenheit waren.

In einem weiteren Schluss gehen ROOS et al. (1998) davon aus, dass die Robben mit dem Einbruch der Dorschbestände in der Ostsee nach 1988 wieder auf Hering als hauptsächlichen Nahrungsfisch umgestiegen sind. Heringe sind aber mittlerweile geringer belastet, so dass die verminderte Schadstoffakkumulation der nicht mehr säugenden Kegelrobenjungtiere im Vergleich zu den höheren Werten der Kegelrobbensäuglinge auch daher röhrt.

Gegenwärtig gibt es ein weltweites Produktionsverbot von PCBs. Aber sie gelangen noch genauso auf diffusen Eintragspfaden wie durch direkte Einleitung in die marinen Nahrungsnetze der Ostsee (ROOTS 1997; OLSSON et al. 1999).

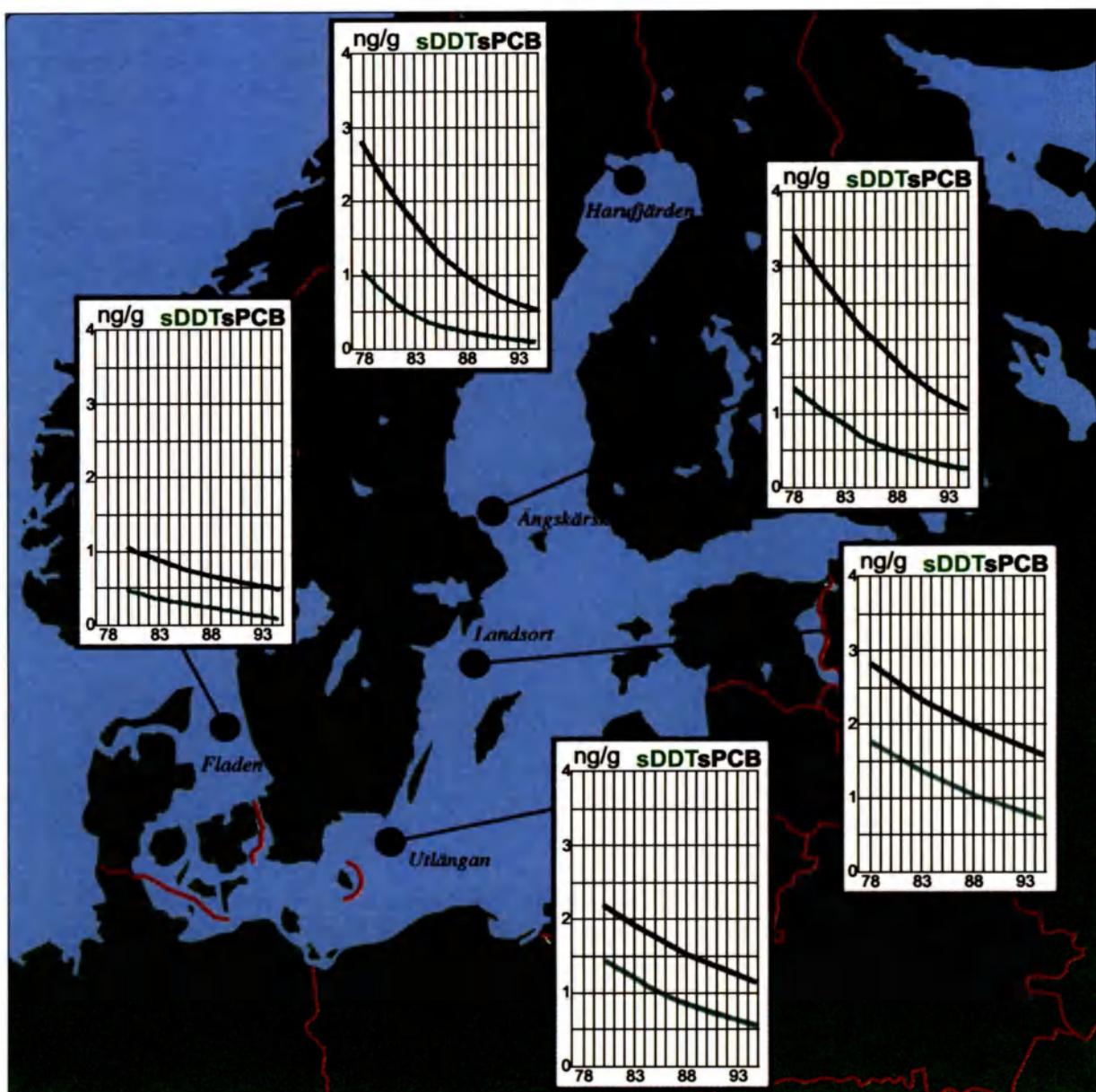


Abb. 39: DDT- und PCB-Gehalte in Heringsmuskel im Zeitraum 1978 – 1995 (HELCOM 1998)

Chlorierte Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle können den Gesundheitszustand von Robben wie auch von anderen Vertebraten nachhaltig beeinflussen. Deshalb sollten auch in Deutschland entsprechende Untersuchungen in Biota Bestandteil eines Schadstoffmonitorings nach schwedischem Vorbild werden. Entsprechende Überlegungen werden zurzeit in der HELCOM Working Group on Baltic Seals diskutiert. Ziel ist eine verstärkte internationale und interdisziplinäre Zusammenarbeit und Koordination bereits bestehender und neu zu schaffender Monitoringprogramme.

4.2.3 Zusammenfassung

Die Ergebnisse der von der HELCOM (1998) und vom WWF (1995) vorgestellten Untersuchungen zeigen eine stark rückläufige Tendenz hinsichtlich des Eintrags von Nähr- und Schadstoffen in die Ostsee. Ebenfalls rückläufig, wenngleich zeitlich verzögert, ist die Bioakkumulation von persistierenden halogen-organischen Verbindungen in marinen Vertebraten, wobei der abnehmende Trend entsprechend früher in Fischen und erst später in Robben deutlich wird (BIGNERT et al. 1998;

BLOMKVIST et al. 1992, ROOS et al. 1998). Auch ROOTS (1997) kam für Estland zu dem Schluss, dass die PCB-Konzentrationen in vorgeschalteten Gliedern der Nahrungskette zurückgegangen sind. Dadurch nimmt auch dort die nachfolgende Anreicherung dieser persistierenden Umweltgifte ab, mit dem Erfolg einer steigenden Reproduktionrate estnischer Kegelrobben.

Untersuchungen zur Bioakkumulation von Schwermetallen und halogenierten Kohlenwasserstoffen und zu den damit verbundenen morphologischen und physiologischen Beeinträchtigungen mariner Vertebraten der deutschen Ostseeküste fehlen weitgehend. Deshalb wurden Ergebnisse und Aussagen von Untersuchungen an den geographisch am nächsten gelegenen schwedischen Kegelrobbenbeständen ausgewertet. Die dort beschriebenen positiven Entwicklungstendenzen sollten wegen des Charakters der Stoffdynamik und der biologischen Prozessabläufe auf die gesamte Ostsee übertragbar sein. Resümierend kann daher das geplante Vorhaben zur Wiederansiedlung der Baltischen Kegelrobbe (*Halichoerus grypus balticus*) hinsichtlich der im Vergleich zur Vergangenheit geringeren und weiterhin abnehmenden Größe der zu erwartenden Schadstoffkontaminationen als durchführbar und erfolgversprechend beurteilt werden.

4.2.4 Literatur

- ANDRULEWICZ, E. & LAMP, J. (1994): Odra/Szczecin Lagoon- spoiled but hopeful green link to the Baltic. Baltic Bulletin 1/94, S. 29-34
- BACHOR, A. & SCHÖPPE, CH. (1999): Zur Belastung des westlichen Oderästuars. In: Symposium Marine Biotechnologie und Biosensorik. Neue Anwendungen für Medizin, Umwelt und Ernährung. 27. - 29.10.1999 Greifswald, transkript – Biotechnologie in Wirtschaft, Forschung und Politik, 5 (11-12/99) W2
- BERGMAN, A. & OLSSON, M. (1985): Pathology of Baltic grey seal and ringed seal females with special reference to adrenocortical hyperplasia: is environmental pollution the cause of a widely distributed disease syndrome? Finnish Game Research 44: S. 47-62
- BERGMAN, A. (1999): Pathology in Baltic grey seals in relation to environmental pollutants prevalence of some disease variables in animals collected 1977-1986 and 1987-1996. Unveröff. Abstract, Internat. Conference on Baltic Seals, Pärnu, Estonia, 18.-21. November 1999
- BIGNERT, A.; OLSSON, M. et al. (1998): Temporal trends of organochlorines in Northern Europe, 1967-1995. Relation to the global fractionation, leakage from sediments and international measures. Environmental Pollution 99 (1998): S. 177-198
- BLOMKVIST, G.; ROOS, A.; JENSEN, S.; BIGNERT, A. & OLSSON, M. (1992): Concentrations of sDDT and PCB in Seals from Swedish and Scottish Waters. AMBIO 21 (8): S. 539-545
- BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE (1998): HELCOM Scientific Workshop – The Effects of the Odra and Vistula Rivers. Bericht 13/1998, 46 Seiten
- CHOJNACKI, J. (1998): The future of the Oder River. Baltic Bulletin 1/98, S. 34
- DANNENBERGER, D. & LENZ, A. (1996): Polychlorinated Biphenyls (PCB) and Organochlorine Pesticides in Sediments of the Baltic and Coastal Waters of Mecklenburg-Vorpommern. Deutsche Hydrographische Zeitschrift, 48 (1): 5-26
- DANNENBERGER, D. & LENZ, A. (1999): Occurrence and Transport of Organic Micro-contaminants in Sediments of the Odra River Estuarine System. Acta hydrochim. hydrobiol. 27 (5): 303- 307
- FRANK, A.; GALGAN, V.; ROOS, A.; OLSSON, M.; PETERSSON, L. & BIGNERT, A. (1992): Metal concentrations in seals from Swedish Waters. AMBIO 21 (8): S. 529-538
- GERCKEN, J. (2000): Effektuntersuchungen (Pilotstudien, UBA-Projekt, ausgewählte Methoden). Vortrag auf der FACHTAGUNG Biologisches Umweltmonitoring im Küstenbereich von Mecklenburg-Vorpommern. 13.04.2000, Neu-Brodersdorf

- HELCOM (1996): Periodic Assessment of the state of the Marine Environment
- HELCOM (1998): Baltic Sea Environment Proceedings, Nr. 71, S. 65 u. 119
- KUBE, J. (1996): Der Einfluß von Eutrophierungsprozessen und Klimaschwankungen auf die Struktur und Dynamik der Bestände von Muschelarten in der Pommerschen Bucht. Bodden, 3, S. 49-52
- LAMPE, R. (1998): Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar – Austauschprozesse - (GOAP). Greifswalder Geographische Arbeiten, 16, S. 7 u. 451
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (1998): Untersuchungen der Oder zur Belastung der Schwebstoff- bzw. Sedimentphase und angrenzender Bereiche. Studien und Tagungsberichte Band 20/21. Potsdam 1999
- LUCKAS, B.; HEIDEMANN, G. & VETTER, W. (1990): Characteristic chlorinated hydrocarbon patterns in the blubber of seals from different marine regions. Chemosphere 21 (1-2): S. 13-19
- LUCKAS, B.; VETTER, W. (1992): Meerestiere als Bioindikatoren zur Erfassung der globalen Belastung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen. 24. Hohenheimer Umwelttagung. Verlag J. Margraf, Weikersheim
- ODSJÖ, T. & OLSSON, M. (1989): Örväkning av miljögifter i levande organismer. Rapport från verksamheten 1988. SNV Rapport 3664
- OLSSON, M.; JOHNELS, A.G. & VAZ, R. (1975): DDT and PCB levels in seals from Swedish waters. The occurrence of aborted seal pups. In: Proceedings from the Symposium on the Seal in the Baltic, June 4-6, 1974, Lidingö, Sweden. SNV PM 591, S. 43-65
- OLSSON, M.; BIGNERT, A. & ROOS, A. (1999): Temporal Trends of Environmental Contaminants in the Baltic with Special Emphasis of Exposure to Seals. Unveröff. Abstract, Internat. Conference on Baltic Seals, Pärnu, Estonia, 18.-21. November 1999
- REIJNDERS, P. et al. (1994): Impairment of Immune Function in Harbour Seals (*Phoca vitulina*) Feeding on Fish from Polluted Waters. Ambio 23 (2): S. 155-159
- RÖPKE, A.; WEBER, M. & BACHOR, A. (1998): Oder Flood 1997 – Implications for the German part of the Oder Lagoon. HELCOM Scientific Workshop: The Effects of the Flood of the Odra and Vistula Rivers. Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie, 13, S. 19-21
- ROOS, A.; BERGMANN, A. GREYERZ, E. & OLSSON M. (1998): Time trend studies on DDT and PCB in juvenile grey seals (*Halichoerus grypus*), fish and guillemot eggs from the Baltic Sea. Organohalogen Compounds, 39, S. 109-112
- ROOTS, O. (1997): Persistent Organic Pollutants in the Baltic Sea Biogeomonitoring. Proceedings of the Subregional Awareness Raising Workshop on Persistent Organic Pollutants (POPs) St. Petersburg, Russian Federation, 1-4 July 1997
- SCHWEIGERT, F.J. & STOBO, W.T. (1994): Transfer of fat-soluble vitamins and PCB's from mother to pups in grey seals (*Halichoerus grypus*). - Comp. Biochem. Physiol. 109C, S. 111-117
- SORDYL, H. (1999): Einsatz von biologischen Methoden im Rahmen des Küstenmonitorings M-V. In: Symposium Marine Biotechnologie und Biosensorik. Neue Anwendungen für Medizin, Umwelt und Ernährung. transcript – Biotechnologie in Wirtschaft, Forschung und Politik, 5 (11-12/99) W9
- THIEL, R.; WINKLER, H. & URHO, L. (1996): Zur Veränderung der Fischfauna. In: Warnsignale aus der Ostsee. 181 – 188, Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin, Wien.
- WEBER, M. v. (1998): Auswirkungen des Oderhochwassers. In: Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin (Hrsg.): Gewässergütebericht 1996/1997. Dezember 1998. S. 83-120
- WWF (1995): What makes seals thick? WWF Baltic Bulletin 1/95, S. 6

4.3 Populationsgenetische Untersuchungen

Ralph Tiedemann, Institut für Haustierkunde, Universität Kiel

4.3.1 Zielsetzung/Stand der Forschung

Bei Wiedereinbürgerungen wird in der Regel angestrebt, nur Individuen auszuwildern, die der ursprünglich im Gebiet vorkommenden oder einer nahe verwandten Population entstammen. Darüber hinaus sollten auszuwildernde Individuen möglichst viel genetische Variation einbringen, da diese aufgrund von Gründereffekten und genetischer Drift nach Wiedereinbürgerungen schnell reduziert werden kann (z.B. FITZSIMMONS et al. 1997). Aus diesen Gründen wurden im Rahmen der Voruntersuchungen zum E+E-Vorhaben "Wiederansiedlung der Ostseekegelrobbe (*Halichoerus grypus balticus*) in der deutschen Ostseeregion" populationsgenetische Untersuchungen durchgeführt. Ziel war es, die genetische Verwandtschaft des ausgestorbenen autochthonen Kegelrobbenbestandes aus Mecklenburg-Vorpommern mit anderen Ostseebeständen zu untersuchen und die genetische Variabilität verschiedener Bestände zu bestimmen, um Empfehlungen bezüglich eines für die Wiedereinbürgerung geeigneten Ursprungsbestandes abzugeben. Hierbei wurde für Mecklenburg-Vorpommern vorliegendes Museumsmaterial, für Vergleichsbestände Rezentmaterial untersucht. Als Markersystem wurde das 5'-Ende der mitochondrialen Kontrollregion ausgewählt, das mittels DNA-Sequenzierung untersucht wurde. Dieser Genausschnitt ist für derartige Untersuchungen aus zwei Gründen besonders geeignet: Zum Einen findet sich hier bei den meisten daraufhin untersuchten Säugetieren ein hinreichend großer Polymorphiegrad, um nahe verwandte Populationen gegeneinander abzugrenzen (z.B. TIEDEMANN et al. 1996; WIEHLER & TIEDEMANN 1998). Zum Zweiten ist bei Arten mit weiblicher Philopatrie wie der Kegelrobbe (POMEROY et al. 1994) eine Populationsstruktur eher in einem maternal vererbten Markersystem wie der mitochondrialen DNA erkennbar als an autosomalen Markern (z.B. TIEDEMANN & NOER 1998; TIEDEMANN et al. 1999).

Frühere populationsgenetische Untersuchungen an der Ostseekegelrobbe haben die Eigenständigkeit der Unterart *H. g. balticus* gezeigt, konnten aber die Populationsstruktur innerhalb der Ostsee wegen geringer Stichprobenzahlen und geringer Sensitivität des verwendeten Markersystems (Restriktionsenzymanalyse mitochondrialer DNA) nicht klären (BOSKOVIC et al. 1996). Populationsgenetische Untersuchungen auf der Basis von DNA-Sequenzierungen lagen bisher noch nicht vor, allerdings zeigt sich die Eignung dieses Markersystems in Untersuchungen am Schweinswal (*Phocoena phocoena*; TIEDEMANN et al. 1996) und am Seehund (*Phoca vitulina*; STANLEY et al. 1996): In beiden Studien wurden genetische Unterschiede zwischen regionalen Beständen innerhalb der Ostsee gefunden. Als Referenz für Untersuchungen der mitochondrialen Kontrollregion der Kegelrobbe ist für diese Art bereits eine vollständige Sequenz des gesamten mitochondrialen Genoms verfügbar (ÁRNASON et al. 1993).

4.3.2 Material und Methode

4.3.2.1 Probenaufbereitung

Für die Untersuchung wurden insgesamt 60 Proben ausgewählt (3 Schädel der ausgestorbenen autochthonen Population Mecklenburg-Vorpommerns, 20 Gewebeproben aus Estland, 17 Gewebeproben aus dem Golf von Finnland und 20 Gewebeproben aus Nord-Finnland). Bei der Analyse rezenter Gewebe-

proben wurde eine Total-DNA-Extraktion aus etwa 100 mg Haut- oder Lebergewebe mit dem Super Quik Gene Kit (Genetic Analytical Testing Center, Denver, Colorado) nach Standardprotokoll durchgeführt. Bei der Analyse des Subfossilmaterials war zunächst methodische Entwicklung nötig, da hierfür keine Standard-Analyseverfahren vorlagen. Um Kontamination mit rezenter DNA zu vermeiden, wurde die DNA-Extraktion in einem separaten Labor in einer Sterilbank durchgeführt. Etwa 500 mg Knochenmaterial wurde in einer mit flüssigem Stickstoff befüllten Knochenmühle (Spex Certiprep 6750, Metuchen, New Jersey) bei -196°C pulverisiert. DNA wurde anschließend mit einem modifizierten Protokoll mit Hilfe des Geneclean for Ancient DNA Kits (BIO 101, Carlsbad, Kalifornien) extrahiert.

4.3.2.2 Sequenzanalyse

Die enzymatische Amplifikation (PCR) der mitochondrialen Kontrollregion erfolgte bei den rezenten Proben mit den Primern ProL und DLH (TIEDEMANN et al. 1996). Zur Analyse der Subfossil-DNA wurden mit Hilfe des Computerprogramms OLIGO insgesamt 10 neue PCR-Primer entwickelt, wodurch eine partielle Amplifikation der zu untersuchenden DNA-Sequenz in 4 sich überlappenden Abschnitten in einer geschachtelten PCR ("nested PCR") möglich wurde. Die PCR-Produkte wurden direkt auf einem automatischen DNA-Sequenzierer (ABI 373) sequenziert.

4.3.2.3 Datenanalyse

Genotypen (= mitochondriale Haplotypen) wurden auf der Basis von 377 Basenpaaren definiert. Die Verwandtschaft zwischen den Haplotypen sowie die Divergenz zwischen den untersuchten Populationen wurden mit den Computerprogrammen PAUP (SWOFFORD 2000) und ARLEQUIN (SCHNEIDER et al. 1996) analysiert.

4.3.3 Ergebnisse

Bei den 60 analysierten Individuen fanden sich insgesamt 33 polymorphe Sequenzpositionen, die 35 verschiedene Genotypen (= Haplotypen) definierten (Tab. 6). An 32 polymorphen Positionen gab es jeweils zwei Varianten, wobei es sich in 31 Fällen um Transitionen (d.h. Austauschen zwischen zwei Purinbasen [A↔G] bzw. zwei Pyrimidinbasen [C↔T]), in einem Fall (Position 338) um eine Insertion/Deletion handelte. An Position 222 fanden sich 3 Varianten. Hier ist neben einer Transition [A↔G] ebenfalls eine Transversion [A↔T oder G↔T) aufgetreten.

Tab. 6: Mitochondriale Haplotypen baltischer Kegelrobben. Nur polymorphe Sequenzpositionen sind angegeben und jeweils durch drei vertikale Ziffern bezeichnet. "—" bezeichnet eine Deletion, "." bedeutet Identität mit der Referenzsequenz HGRY1.

Haplotyp	Sequenzposition														
	0 0 0 0 0 0 0 1 1 1	1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 2 2 2 2 2 2 2 2	3 3 3											
	3 7 7 7 7 8 8 0 1 1	5 6 6 6 6 7 7 7 7 8	9 9 0 1 2 2 3 3 5 5	1 1 3											
	1 0 1 8 9 3 8 0 1 3	4 6 7 8 9 2 5 6 8 1	7 9 5 7 2 4 6 7 1 6	1 2 8											
HGRY1	G C C T T G G C C T	A G A A A G G A T A	G T G A A C A G G A	A A G											
HGRY2	· · · · · · · · ·	· · · · · · · · ·	· · · · · · · · ·	G · · ·											
HGRY3	· · · C · · · ·	· · · · · · · ·	· · · · · · · ·	A · · ·											
HGRY4	· · · C · · ·	· · · · · · ·	· · · · · · ·	· · · · ·											
HGRY5	· T · · · ·	· · G · · ·	· · C · · ·	· · · · ·											
HGRY6	· · · · · ·	· · A · · G	· · · · ·	· · · · ·											
HGRY7	· T · · · ·	· · G · · ·	· · · · ·	· · · · ·											
HGRY8	· T · · · ·	· · A G · · ·	· · A · · ·	G A · G ·											
HGRY9	· T · · · ·	· · G · · A	· · C · · ·	G · · ·											
HGRY10	· T · · · ·	· · G · · A	· · T · · ·	· · · · ·											
HGRY11	· T · · · ·	· · T · · G	· · · · ·	· · · · ·											
HGRY12	A T T · · A A · T C	· A G G · · ·	· · · · ·	· · · · ·											
HGRY13	A T T · · A A · T C	· A G G · · G	· · · · A	· · · · ·											
HGRY14	A T T · · A A · T C	· A G G · · ·	· · · · ·	· · · · ·											
HGRY15	A T T · · A A · T C	· A G G · · ·	· · · · A	· · · · ·											
HGRY16	A T T · · A A T T C	· A G G · · ·	· · · · A	· · · · ·											
HGRY17	A T T · C A A · T C	· A G G · · ·	· · · · A	· · · · ·											
HGRY18	A T T C · A A · T C	· A G G · · ·	· · · · A	· · · · ·											G ·
HGRY19	A T T · · A A · T C	· A G G · · ·	· · · · A	· · · · A	G	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
HGRY20	· T T · · · · ·	· · G · · · ·	· · · · ·	· · · · ·											
HGRY21	· T T · · · · ·	· · G · G · · ·	· · A · · G A	· · · · ·											
HGRY22	· T T · · · · ·	· · G · G · · ·	· A · A G · G A	· · · · ·											
HGRY23	· T T · · · · ·	· · G · G · · ·	· A · A · G A G	· · · · ·											
HGRY24	· T T · · · · ·	· · A G · · G ·	· A · T T · · ·	· · · · ·											
HGRY25	· T T · · A A · T C	· A G G · · ·	· A · · · ·	· · · · ·											
HGRY26	· T T · · · · ·	· · G · G · · ·	· A · · G A G	· · · · ·											
HGRY27	· T T · · · · ·	· · A G · · G ·	· A · · T · · ·	· · · · ·											
HGRY28	· T T · · · · ·	· · G · G · · ·	· A · A · G A ·	· · · · ·											
HGRY29	· T T · · · · ·	· · A G · · · ·	· A · · T · · ·	· · · · ·											
HGRY30	· T T · · · · ·	· · A · · G · ·	· · T · · · ·	· · · · ·											
HGRY31	· T T · · · · ·	· · G · G · · G	· A · · G A G	· · · · ·											
HGRY32	· · T · · A · · ·	· · G · · · ·	· A · · G A G	· · · · ·											
HGRY33	· T T · · · · ·	· · A G · · G ·	· A · G T · · ·	· · · · ·											
HGRY34	· T T · C · · ·	· · G · G · · ·	· A · G A G ·	· · · · ·											
HGRY35	· T T · · · · ·	· G A G · · G G	· A · · T · · ·	· · · · ·											

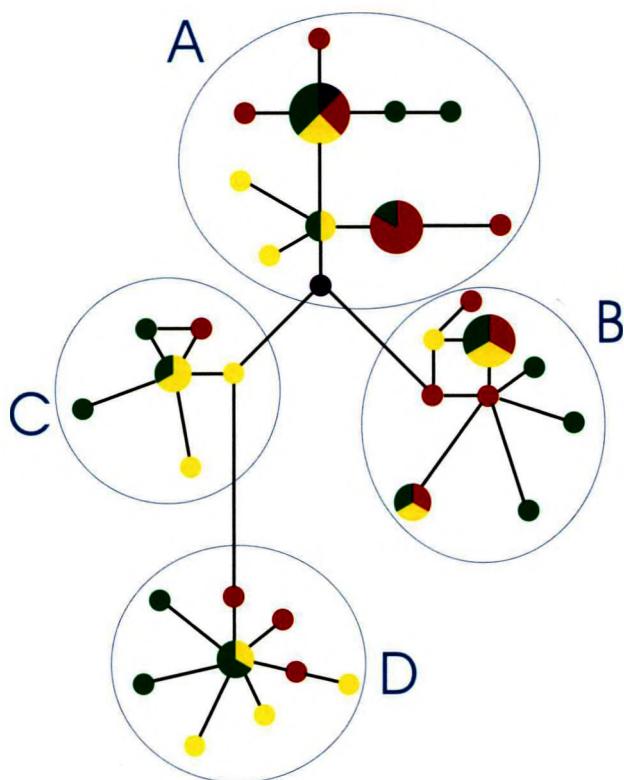


Abb. 40:
Genetische Verwandtschaft der Genotypen baltischer Kegelrobben (Minimum-Spanning-Network).

Kreise stehen für Genotypen, Verbindungslien deuten Verwandtschaften an. Die Länge der Linie zwischen zwei Genotypen entspricht dem genetischen Unterschied zwischen den Typen. Die Kreisfläche ist proportional zur Häufigkeit der Genotypen, die Farben bezeichnen die relativen Häufigkeiten in den untersuchten Populationen. (blau = Mecklenburg-Vorpommern [ausgestorber autochthoner Bestand], rot = Estland, gelb = Golf von Finnland, grün = Nord-Finnland). Die Genotypen lassen sich in vier Verwandtschaftsgruppen (A-D) zusammenfassen.

Die meisten Haplotypen wurden nur einmal gefunden (kleinste Kreise in Abb. 40). Der häufigste Haplotyp (HGRY 1) fand sich in allen 4 Beständen bei insgesamt 8 Individuen (Abb. 40). Die meisten übereinstimmenden Haplotypen fanden sich beim Vergleich der beiden finnischen Bestände (Tab. 7).

Tab. 7: Anzahl gemeinsamer Haplotypen beim Vergleich von Ostsee-Beständen der Kegelrobbe

Population	Estland	Golf von Finnland	Nord-Finnland
Meckl.-Vorpommern	1	1	1
Estland	-	3	4
Golf von Finnland	-	-	6

Entsprechend ihrer genetischen Ähnlichkeit ließen sich die Haplotypen in 4 Verwandtschaftsgruppen zusammenfassen (Abb. 40). Gruppe A enthält alle untersuchten Individuen der autochthonen ausgestorbenen Population Mecklenburg-Vorpommerns (blau in Abb. 40), wobei ein Haplotyp (HGRY 20) zentral im Minimum-Spanning-Network an den Abzweigungen zu Gruppe B und C steht. Gruppe A enthält zwei der drei häufigsten Haplotypen, darunter den einzigen in allen Beständen gefundenen Typ HGRY 1. Alle Verwandtschaftsgruppen mit Ausnahme von A zeigen eine so genannte sternförmige Verwandtschaft ("starlike phylogeny") mit einem in mehreren Beständen verbreiteten Haplotypen im oder nahe dem Zentrum und davon abgeleiteten seltenen Haplotypen, die auf einen Bestand beschränkt sind (Abb. 40). Die rezenten Kegelrobbenbestände sind mit einer Haplotypendiversität (die Wahrscheinlichkeit, dass zwei zufällig entnommene Individuen verschiedene Haplotypen besitzen) zwischen 0,94 und 0,98 sowie einer Nukleotiddiversität (mittlerer Sequenzunterschied zwischen zwei zufällig entnommenen Individuen) zwischen 1,79 % und 2,15 % genetisch sehr variabel (Tab. 8). Weder Haplotypen- noch Nukleotiddiversität unterscheiden sich signifikant zwischen den Beständen.

Tab. 8: Genetische Variabilität innerhalb von Ostseebeständen der Kegelrobbe (* = für ein untersuchtes Individuum liegt nur eine partielle Sequenz vor; ** = wegen fehlender Variabilität keine Angabe der Standardabweichung).

Parameter	Mecklenburg-Vorpommern	Estland	Golf von Finnland	Nord-Finnland
N	2 (3)*	20	17	20
Anzahl Haplotypen	2 (3)*	14	14	16
Haplotypendiversität	1,00±0,50	0,94±0,04	0,98±0,03	0,97±0,03
Nukleotiddiversität (%)	0,80±0,92	1,79±0,98	1,96±1,08	2,15±1,17
Frequenz Gruppe A (%)	100,0**	50,0±5,6	29,4±5,0	35,0±5,1
Frequenz Gruppe B (%)	0,0**	30,0±4,7	23,5±4,4	30,0±4,7
Frequenz Gruppe C (%)	0,0**	5,0±1,1	23,5±4,4	15,0±2,9
Frequenz Gruppe D (%)	0,0**	15,0±2,9	23,5±4,4	20,0±3,6

Tab. 9: Genetische Divergenz zwischen baltischen Beständen der Kegelrobbe. (paarweise FST-Werte, errechnet auf der Basis der einzelnen Haplotypen [unterhalb der Diagonalen] und der Haplotypengruppen [oberhalb der Diagonalen]).

Population	Mecklenburg-Vorpommern	Estland	Golf von Finnland	Nord-Finnland
Meckl.-Vorpommern	-	0,01	0,14	0,11
Estland	0,00	-	0,01	0,00
Golf von Finnland	0,00	0,00	-	0,00
Nord-Finnland	0,00	0,00	0,00	-

Die Diversitätsabschätzung für den ausgestorbenen Bestand Mecklenburg-Vorpommerns ist wegen der noch geringen Stichprobenzahl recht ungenau (vgl. Standardabweichung in Tab. 8), deutet aber derzeit nicht auf einen signifikanten Unterschied zu den rezenten Beständen hin.

Auf der Basis der mitochondrialen Haplotypen findet sich keine signifikante Divergenz zwischen den untersuchten Beständen (Tab. 9). Auf der Basis der Haplotypengruppenverteilung zeigt sich ebenfalls wenig Divergenz zwischen den 3 rezenten Beständen. Der ausgestorbene Bestand Mecklenburg-Vorpommerns zeigt hier hingegen tendenziell eine größere Ähnlichkeit zum rezenten Bestand Estlands als zu den finnischen Beständen. Dies lässt sich darauf zurückführen, dass die Genotypengruppe A in den Beständen Finlands signifikant seltener ist als im estnischen Bestand und im ausgestorbenen Bestand Mecklenburg-Vorpommerns (Tab. 8).

Tab. 10: Vergleich der genetischen Variabilität in der mitochondrialen Kontrollregion der Kegelrobbe mit Werten für andere Arten.

Art/Population	Haplotypen-diversität	Nukleotid-diversität (%)	Quelle
Kegelrobbe/Ostsee	0,94-0,97	1,8-2,2	Diese Untersuchung
Schweinswal/Ostsee	0,66	0,2	TIEDEMANN et al. 1996
Schweinswal/NE-Atlantik	0,60	0,5	ROSEL et al. 1999
Eiderente/Finnland	0,92	0,5	TIEDEMANN et al. 1999
Fischotter/Europa	0,48	0,2	CASSENS et al. 2000
Reh/Europa	0,94	1,0	WIEHLER & TIEDEMANN 1998

4.3.4 Diskussion

4.3.4.1 Genetische Variabilität der rezenten Bestände

Ein Vergleich mit anderen untersuchten Arten (Tab. 10) zeigt, dass die rezenten Kegelrobbenbestände in der Ostsee genetisch sehr variabel sind: Innerhalb lokaler Kegelrobbenbestände findet sich mehr Variabilität als etwa in der nordostatlantischen Population des Schweinswals oder den gesamteuropäischen Populationen von Reh und Fischotter. Dies deutet auf eine hohe effektive Populationsgröße bei der Kegelrobbe sowie möglicherweise einen intensiven genetischen Austausch zwischen lokalen Beständen hin.

4.3.4.2 Phylogeographie und genetische Divergenz der rezenten Bestände

Die hohe genetische Variabilität und das Auftreten von 4 genetisch divergenten Haplotypenlinien (vgl. Abb. 40) deuten an, dass die Ostseepopulation der Kegelrobbe vermutlich über einen langen Zeitraum, möglicherweise seit der Besiedelung der Ostsee nach der letzten Eiszeit, groß war. Das Auftreten einer sternförmigen Verwandtschaft in 3 von 4 Haplotypengruppen (vgl. Abb. 40) deutet darüber hinaus auf ein zusätzliches rezentes Anwachsen der Population hin.

Die geringe genetische Divergenz und das Fehlen einer Übereinstimmung zwischen genetischer Ähnlichkeit und geographischer Verbreitung von Genotypen (vgl. Abb. 40) zeigen, dass die untersuchten Bestände einer gemeinsamen Ostseepopulation angehören und lokale Bestände nicht über evolutionäre Zeiträume getrennt, sondern durch Genfluss miteinander verbunden sind. Es gibt jedoch Hinweise dafür, dass dieser Genfluss nicht unbeschränkt ist, insbesondere zwischen den beiden finnischen Beständen einerseits und dem estnischen Bestand andererseits. Dies zeigt sich in der geringeren Zahl gemeinsamer Haplotypen zwischen Estland und den finnischen Beständen (Tab. 7) sowie der unterschiedlichen Häufigkeit der vier Haplotypengruppen (Tab. 8).

4.3.4.3 Status des ausgestorbenen Bestandes Mecklenburg-Vorpommerns

Die ersten, wegen des geringen Stichprobenumfangs noch als vorläufig anzusehenden genetischen Informationen zum Status des ausgestorbenen Kegelrobbenbestandes Mecklenburg-Vorpommerns deuten darauf hin, dass es sich um einen vitalen (d.h. genetisch variablen) Bestand handelte, der genetisch der ostbaltischen Kegelrobbepopulationen zuzuordnen ist. Er unterschied sich – falls überhaupt – nur gering von den rezenten ostbaltischen Beständen und war vermutlich mit diesen Beständen durch Genfluss verbunden. Bezuglich des Auftretens der 4 in der Ostsee gefundenen Haplotypengruppen (vgl. Abb. 40, Tab. 8) zeigt sich tendenziell eine größere Ähnlichkeit zum Bestand Estlands als zu den beiden untersuchten finnischen Beständen. Dies ist ein Hinweis darauf, dass der Genfluss innerhalb der Ostsee möglicherweise etwas durch geographische Entfernung zwischen lokalen Beständen eingeschränkt ist ("isolation-by-distance").

4.3.5 Empfehlung

Der ausgestorbene autochthone Kegelrobbenbestand Mecklenburg-Vorpommerns war genetisch nahe verwandt mit den untersuchten rezenten Ostseebeständen. Zur Entnahme von Kegelrobben für even-

tuelle Aussetzungen wären alle drei untersuchten rezenten Bestände sowohl bezüglich ihrer genetischen Variabilität als auch ihrer genetischen Ähnlichkeit zur ausgestorbenen Population geeignet.

Wenngleich sich die untersuchten Bestände genetisch wenig unterschieden, fanden sich dennoch Anzeichen für eine genetische Substruktur entsprechend der geographischen Distanz, insbesondere bezüglich der estnischen Population. Berücksichtigt man diese geographische Substrukturierung sowie die tendenziell größere Ähnlichkeit bezüglich der Frequenz der Haplotypengruppen, so wäre es sinnvoll, auszusetzende Individuen dem geographisch nächstgelegenen estnischen Bestand zu entnehmen.

4.3.6 Literatur

- ÁRNASON, Ú.; GULLBERG, A.; JOHNSSON, E. & LEDJE, C. (1993): The nucleotide sequence of the mitochondrial DNA molecule of the Grey seal, *Halichoerus grypus*, and a comparison with mitochondrial sequences of other true seals. *Journal of Molecular Evolution* 37, S. 323-330
- BOSKOVIC, R.; KOVACS, K.M.; HAMMILL, M.O. & WHITE, B.N. (1996): Geographic distribution of mitochondrial DNA haplotypes in grey seals (*Halichoerus grypus*). *Canadian Journal of Zoology* 74, S. 1787-1796
- CASSENS, I.; TIEDEMANN, R.; SUCHENTRUNK, F. & HARTL, G.B. (2000): Mitochondrial DNA variation in the European Otter (*Lutra lutra*) and the use of spatial autocorrelation in conservation. *Journal of Heredity* 91, S. 31-35
- FITZSIMMONS, N.N.; BUSKIRK, S.W. & SMITH, M.H. (1997): Genetic changes in reintroduced Rocky Mountain bighorn sheep populations. *Journal of Wildlife Management* 61, S. 863-872
- POMEROY, P.P.; ANDERSON, S.S.; TWISS, S.D. & MCCONNELL, B.J. (1994): Dispersion and site fidelity of breeding female grey seals (*Halichoerus grypus*) on North Rona, Scotland. *Journal of Zoology, London* 233: S. 429-447
- ROSEL, P.E.; TIEDEMANN, R. & WALTON, M. (1999): Genetic evidence for restricted trans-Atlantic movements of the harbor porpoise, *Phocoena phocoena*. *Marine Biology* 133, S. 583-591
- SCHNEIDER, S.; KUEFFER, J.M.; ROESSLI, D. & EXCOFFIER, L. (1996): Arlequin: a software package for population genetics. Geneve: Genetics and Biometry Lab, Department of Anthropology, University of Geneve
- STANLEY, H.F.; CASEY, S.; CARNAHAM, J.M.; GOODMAN, S.; HARWOOD, J. & WAYNE, R. K. (1996): Worldwide patterns of mitochondrial DNA differentiation in the Harbor seal (*Phoca vitulina*). *Molecular Biology and Evolution* 13, S. 368-382
- SWOFFORD, D. (2000): PAUP (Phylogenetic Analysis Using Parsimony), version 4.0b4a. Sinauer, Sunderland
- TIEDEMANN, R.; HARDER, J.; GMEINER, C. & HAASE, E. (1996): Mitochondrial DNA sequence patterns of Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the North and the Baltic Sea. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 61, S. 104-111
- TIEDEMANN, R. & NOER, H. (1998): Geographic partitioning of mitochondrial DNA patterns in European Eider *Somateria mollissima*. *Hereditas* 128, S. 159-166
- TIEDEMANN, R., VON KISTOWSKI, K.G. & NOER, H. (1999): On sex-specific dispersal and mating tactics in the Common Eider *Somateria mollissima* as inferred from the genetic structure of breeding colonies. *Behaviour* 136, S. 1145-1155
- WIEHLER, J. & TIEDEMANN, R. (1998): Phylogeography of the European roe deer *Capreolus capreolus* as revealed by sequence analysis of the mitochondrial Control Region. *Acta Theriologica, Suppl.* 5, S. 187-197

4.4 Veterinär-pathologische Untersuchungen von Robben-Totfunden

Ursula Siebert, Arndt Vossen & Dieter Adelung, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, Christian-Albrechts-Universität Kiel

4.4.1 Einleitung

Kegelrobben in schwedischen und finnischen Gewässern werden seit mehreren Jahrzehnten eingehend auf ihren Gesundheitszustand untersucht, insbesondere seitdem sich die Bestände nach Einstellung der Jagd in den 60iger und 70iger Jahren nicht erholten, sondern weiter abnahmen. Neben Belugas aus dem St. Lawrence-Strom (Kanada) (MARTINEAU et al. 1994) zeigen Kegel- und Ringelrobben aus der Ostsee und dem Bottnischen Meerbusen am häufigsten unter den marinen Säugern pathologische Veränderungen (BERGMAN 1997). Hierzu gehören Stenosen, Okklusionen und Leiomyome des Uterus, Nebennierenhyperplasien, Arteriosklerosen, Kolonulzera, Parodontitis, Veränderungen an Schädel und Nieren (BERGMAN & OLSSON 1985, 1986; MORTENSEN et al. 1992; BERGMAN et al. 1992, 1997; BERGMAN 1997; BERGMAN & BERGSTRAND, submitted). Diese Veränderungen wurden mit hohen Belastungen endokrin wirksamer Schadstoffe wie PCBs und DDT in Zusammenhang gebracht (HELLE 1976a, 1976b, 1980, OLSSON et al. 1975). Unterstützt wurde diese Theorie durch Tierversuche an Seehunden, die zeigten, dass das Immunsystem durch Organochloride geschwächt (DE SWART et al. 1994, 1995; ROSS et al. 1995) und die Reproduktionsfähigkeit beeinträchtigt wird (REIJNDERS 1976, 1986).

Aus diesen Gründen wurde es im Rahmen dieses Projektes als wichtig erkannt, detaillierte Kenntnisse über den Gesundheitszustand der in Mecklenburg-Vorpommern gefundenen Kegelrobben zu erhalten, um die Erfolgsaussichten einer Wiederansiedlung und Vermehrung aus tiermedizinischer Sicht beurteilen zu können.

4.4.2 Material und Methoden

Seit Beginn des Projektes wurden zwei Kegelrobben und zwei Seehunde aus Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns vollständig obduziert und beprobt, bei einer weiteren Kegelrobbe wurden lediglich Proben untersucht.

Zur Ergänzung der Untersuchungen am Frischmaterial wurde das im Deutschen Meeresmuseum Stralsund asservierte Schädelmaterial von 32 Kegelrobben untersucht. Dies wurde als besonders wichtig erachtet, da es die Beurteilung des Gesundheitszustandes über mehrere Jahrzehnte ermöglichte. Das Skelettmaterial stammte von Tieren, die zwischen 1958 und 1998 an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns gefunden wurden. Zunächst wurde das Material makroskopisch beurteilt. Systematische Röntgenaufnahmen der Schädel wurden zur Beurteilung der Knochenstruktur durchgeführt. Die erhobenen Befunde wurden photographisch dokumentiert. Zwei der vollständig untersuchten Kegelrobben wurden in Fischernetzen beifangen. Die dritte Kegelrobbe und die beiden Seehunde wurden am Strand gefunden. Die drei Kegelrobben stammen aus dem Jahr 1998, die Seehunde aus dem Jahr 1999. Alle Tiere wurden bis zum Zeitpunkt der Obduktion, bzw. der Bearbeitung der Proben eingefroren. Zum Vergleich wurden im Untersuchungszeitraum drei Kegelrobben aus der Nordsee untersucht und beprobt. Ferner stand der Uterus von einer Kegelrobbe aus der Nordsee zur histologischen Untersuchung zur Verfügung.

Der Erhaltungszustand wurde in folgende 5 Kategorien unterteilt:

- 1 frisch
- 2 beginnende Verwesung
- 3 mittlere Verwesung
- 4 fortgeschrittene Verwesung
- 5 mumifiziert

Bei angemessenem Erhaltungszustand wurden die Kadaver gewogen und vermesssen. Die Obduktionen wurden, mit leichten Modifikationen für die Robben, entsprechend den Empfehlungen der ECS (European Cetacean Society) für die Sektionen von Kleinwalen (KUIKEN & HARTMANN 1993) durchgeführt.

Für die histologischen Untersuchungen wurden Tiere in gutem Erhaltungszustand (1-3) Proben verschiedener Organe entnommen. Zur bakteriologischen und mykologischen Untersuchung wurden Proben aus veränderten Organen und aus Lunge, Leber, Niere, Darm, Gehirn und Milz entnommen und bei -25°C gelagert. Für die Serologie wurde Blut aus der Vena cava entnommen. Die Titerbestimmung der Antikörper gegen das Staupevirus (CDV) und das phocine Herpesvirus (PHV) erfolgt mit Hilfe eines ELISA-Tests an der Tierärztlichen Hochschule Hannover.

Zur Gewinnung von Skelettmaterial wurden die Tiere vollständig entfleischt. Sie werden am Deutschen Meeresmuseum in Stralsund mazeriert, so dass sie im Anschluss vollständig untersucht werden können. Die Altersbestimmung anhand der Jahreszuwachsringe der Zähne erfolgt ebenfalls nach der Mazeration.

Ferner wurden Proben für genetische Untersuchungen, Mageninhalte für Nahrungsanalysen, Fortpflanzungsorgane für reproduktionsbiologische Untersuchungen und zusätzliche Proben für parasitologische und toxikologische Analysen genommen.

Einen Überblick über die Gesamtheit der genommenen Proben bietet die folgende Aufstellung:

- Histologie: Lunge, Leber, Niere, Nebenniere, Milz, Darm, Darmlymphknoten, Schilddrüse, Hoden/Uterus, Ovarien
- Bakteriologie: Lunge, Leber, Niere, Milz, Darm, Darmlymphknoten, Zunge
- Virologie: Lunge, Leber, Niere, Milz, Darm, Darmlymphknoten, Zunge
- Toxikologie: Fett, Rückenmuskulatur, Leber, Niere, Blut
- Serologie: Serum, Heparin
- Genetik: Leber

4.4.3 Ergebnisse

4.4.3.1 Untersuchung der gestrandeten und beigefangenen Robben aus der Ostsee

Bei den beiden vollständig untersuchten Kegelrobben handelt es sich um ein 13 Jahre altes beigefangenes Männchen und um ein 40 Jahre altes gestrandetes Weibchen.

Das **adulte Männchen** wog 175,4 kg und maß 185 cm (Standardlänge) (Hg1247). Es befand sich in einem guten Ernährungszustand. Die Lunge wies ein hochgradiges akutes, diffuses, alveoläres Ödem

auf. Die Zunge wies zwei ca. 1 cm x 0,2 cm große weiße derbere Herde auf. Im Ösophagus und Magen befand sich ein mittelgradiger Nematodenbefall. Im Magen, der keinen Inhalt aufwies, fanden sich zwei 0,2 x 0,5 cm große Ulzerationen im Cardiabereich auf. In der vorderen Hälfte des Dünndarmes fand sich geringgradiger Nematoden- und Acantocephalenbefall. Der Darm wies ebenfalls keinen Inhalt auf. Leber, Nieren und Milz waren akut gestaut.

Die histologische Untersuchung aller Organe ergab neben den oben aufgeführten Befunden eine mäßige Lymphozytendepletion in der Milz und eine geringgradige Fibrose der Lamina propria des Darms. Die Nebennieren wiesen eine geringgradige noduläre Hyperplasie auf, die in der Spezialfärbung Elastica van Gieson negativ war. Die Schilddrüse wies eine deutliche Fibrose des interstitiellen Bindegewebes auf, die in der Elastica van Gieson Färbung positiv war.

Die immunhistologischen Untersuchungen auf Morbillivirusantigen verliefen mit negativem Ergebnis.

Die serologischen Untersuchungen auf Morbillivirus- (CDV) und Herpesantikörper (PHV) ergab, dass der Titer für CDV <1:320 und für PHV <1:120 war. Aufgrund der Toxizität der Blutproben konnte die Untersuchungen auf CDV-nAk und PHV-nAk in niedrigeren Verdünnungen nicht ausgewertet werden.

Bei den bakteriologischen Untersuchungen von Leber, Milz, Niere, Lunge, Darm, Darmlymphknoten und Zunge wurden α - und β -hämolsierende Streptokokken in geringem bis hohem Keimgehalt und *Escherichia coli*, Rotlaufbakterien und Bazillen in geringem Keimgehalt nachgewiesen. Die kulturelle mykologische Untersuchung verlief negativ.

Es fanden sich, soweit aufgrund der fortgeschrittenen Autolyse beurteilbar, keine Hinweise auf eine Morbillivirusinfektion. Ebenso zeigten die fehlenden positiven Titer bei den serologischen Untersuchungen, soweit die Analyse des autolytischen Bluts es zuließ, dass weder ein Kontakt noch eine Erkrankung mit Morbillivirus oder Herpesvirus vorlag. Für die Lymphozytendepletion in der Milz sind neben toxischen auch infektiöse Ursachen differentialdiagnostisch zu berücksichtigen. Die Veränderungen des Darms sind höchstwahrscheinlich auf einen Endoparasitenbefall zurückzuführen. Bei der nodulären Hyperplasie dürfte es sich um einen Nebenbefund handeln. Die Fibrose des interstitiellen Bindegewebes der Schilddrüse ist möglicherweise auf eine chronische Belastung mit Umweltgiften (PCB) zurückzuführen. Der bakteriologische Befund deutet darauf hin, dass der Seehund an einer α/β -hämolsierende Streptokokken-Sepsis erkrankt war. Die Rotlaufbakterien sind mit Aufmerksamkeit zu verfolgen, da es sich um einen zoonotischen Keim handelt.

Die weibliche gestrandete Kegelrobbe wog 57 kg und maß 164 cm (Standardlänge) (Hg 1250). Das Tier befand sich in einem schlechten Ernährungszustand. Die Lunge war dunkelrot marmoriert. Der Magen wies einen mittelgradigen Nematodenbefall und multiple 0,5-1 cm große Ulzerationen im Cardiabereich auf. Der Darm zeigte einen hochgradigen Acantocephalenbefall (Abb. 41 u. 42) im distalen Dünndarm-, Dickdarm- und Enddarmbereich, sowie einen geringgradigen Nematodenbefall. Im Uterus fanden sich zahlreiche Zubildungen im Uteruscorpus- und -hornbereich, deren Größe zwischen 5 und 35 mm variiert (Abb. 43-45). Auf einer Länge von 28 mm war das linke Uterushorn komplett verschlossen (Abb. 46). Die Wand war in diesem Bereich weiß. Die übrigen Organe waren soweit bei der fortgeschrittenen Autolyse noch beurteilbar ohne besonderen Befund.



Abb. 41: Starker Acantocephalenbefall im Darm einer weiblichen, 40 Jahre alten Kegelrobbe aus der Ostsee (Hg 1247)

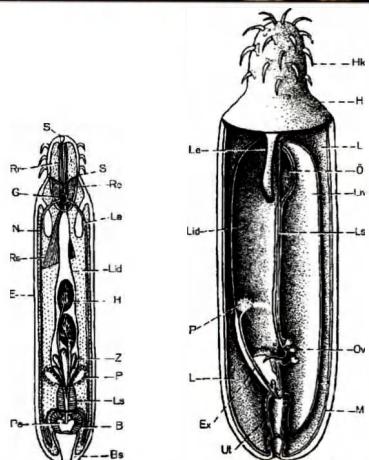


Abb. 42: Schematische Darstellung eines Kratzers (Acantocephalen) aus KAESTNER, A. (1969): Lehrbuch der Speziellen Zoologie, Band I: Wirbellose, Teil I. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, S. 305: Abb. 251 (li.): Schema der Organisation eines männlichen Kratzers, von der Dorsalseite gesehen. Nach Remane, verändert. rechts Abb. 252: Schema der Organisation eines jungen weiblichen Kratzers. Sagittalschnitt durch den Rumpf.



Abb. 43: Uterus mit zahlreichen Leiomyomen geschlossen. Weibliche, 40 Jahre alte Kegelrobbe aus der Ostsee (Hg 1247)



Abb. 44: Uterus eröffnet mit Leiomyom im Anschnitt. Weibliche, 40 Jahre alte Kegelrobbe aus der Ostsee (Hg 1247)

Die histologischen Untersuchungen wiesen in der Lunge eine hochgradige granulomatöse Entzündung mit herdförmigen Verkalkungen und Parasitenanschnitten (Nematoden) in unterschiedlichen Entwicklungsstadien auf, sowie ein akutes, diffuses, alveoläres Lungenödem. In der Nebenniere fanden sich teils ausgeprägte Herdfibrosen und herdförmige Verkalkungen in Mark und Rinde. Der Magen wies eine chronisch ulzerative Entzündung mit Parasitenanschnitten vermutlich durch Acantocephala auf.

In der Niere fand sich eine herdförmige Verkalkung in Mark und Rinde. Bei den Veränderungen im Uterus handelt es sich um Leiomyome mit zentraler Verkalkung und herdförmiger Fibrose.

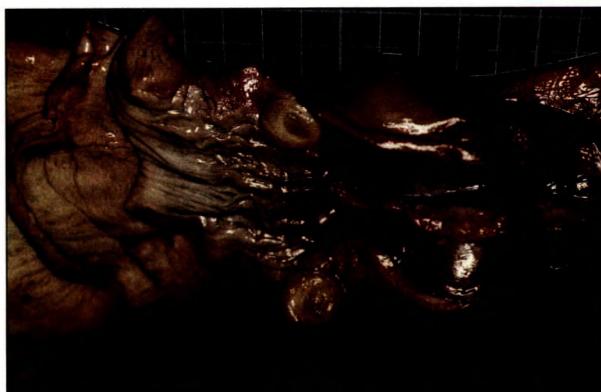


Abb. 45: Leiomyom im Querschnitt
weibliche, 40 Jahre alte Kegelrobbe aus der
Ostsee (Hg 1247)

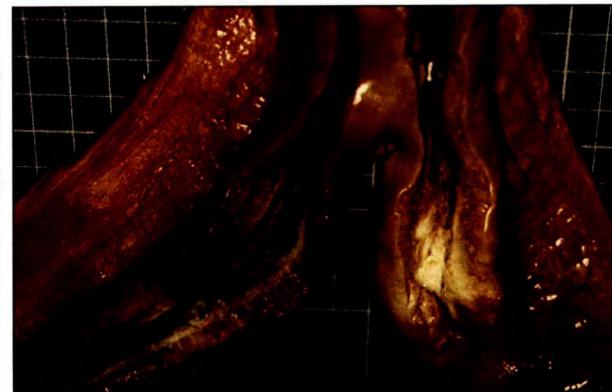


Abb. 46: Okklusion (Verschluss) des linken Uterushornes, Uterusschleimhaut in diesem Bereich weiß verfärbt, weibliche, 40 Jahre alte Kegelrobbe aus der Ostsee (Hg 1247)

Die immunhistologischen Untersuchungen auf Morbillivirusantigen verliefen mit negativem Ergebnis.

Die serologischen Untersuchungen auf Morbillivirus- (CDV) und Herpesantikörper (PHV) ergaben einen Titer für CDV von <1:320 und für PHV von <1:120. Wie bereits oben erwähnt konnten die Blutproben aufgrund ihrer Toxizität nicht ausgewertet werden.

Bei den bakteriologischen Untersuchungen von Leber, Niere, Lunge wurden α - und β -hämolsierende Streptokokken in geringem und mittlerem Keimgehalt, sowie Rotlaufbakterien, *Escherichia coli*, Bazillen und *Serratia liquefaciens* in geringem Keimgehalt nachgewiesen. Die kulturelle mykologische Untersuchung verlief mit negativem Ergebnis.

Als Erkrankungsursache liegt eine hochgradige granulomatöse Pneumonie primär aufgrund einer Parasiteninfektion (Lungennematoden) vor mit sekundärer α -/ β -hämolsierende Streptokokken mit finaler Sepsis. Es fanden sich, soweit aufgrund der fortgeschrittenen Autolyse beurteilbar, keine Hinweise auf eine Morbillivirusinfektion. Ebenso zeigten die fehlenden positiven Titer bei den serologischen Untersuchungen, soweit die Analyse des autolytischen Blut es zuließ, dass weder ein Kontakt noch eine Erkrankung mit Morbillivirus oder Herpesvirus vorlag. Weiterhin wurde im Uterus ein Leiomyom nachgewiesen. Die Veränderungen des Darmes und Magens sind auf einen Endoparasitenbefall zurückzuführen (Nematoden bzw. Acantocephala). Bei den Veränderungen in Niere und Nebenniere dürfte es sich um einen Nebenbefund handeln.

Die Untersuchung des Probenmaterials der **dritten einjährigen Kegelrobbe**, die in einem Stellnetz ertrank ergab in der Lunge ein akutes diffuses alveoläres Lungenödem. Leber und Niere wiesen makroskopisch und histologisch keine Veränderungen auf.

Die immunhistologischen Untersuchungen auf Morbillivirusantigen verliefen mit negativem Ergebnis.

In Lunge, Leber und Niere konnte kein Bakterien- und Pilzwachstum nachgewiesen werden.

Es fanden sich, soweit aufgrund der fortgeschrittenen Autolyse beurteilbar, keine Hinweise auf ein infektiöses Krankheitsgeschehen, bzw. eine Morbillivirusinfektion.

Der weibliche, gut genährte ca. eineinhalb Jahre alte **Seehund** fand sich zum Zeitpunkt der Sektion im Zustand fortgeschritten Verwesung (Pv 1470). Er wog 19,4 kg und maß 92 cm (Standardlänge). Die Organe der Bauchhöhle fehlten zum Teil. Die Organe wiesen, soweit beurteilbar, makroskopisch keine Veränderungen auf. Im Magen fanden sich einige Fischknochen.

Die histologische Untersuchung von Lunge und Haut ergab keine besonderen Befunde. Bakteriologisch wurden aus der Haut γ -hämolsierende Streptokokken in geringem Keimgehalt gefunden. Soweit aufgrund fortgeschrittener Autolyse und Fäulnis beurteilbar, fanden sich keine Hinweise auf eine Erkrankungsursache.

Der zweite **Seehund** war ein männliches Jungtier und befand sich ebenfalls im Zustand fortgeschrittener Autolyse (Pv 1471). Er wog 10,8 kg und maß 89 cm (Standardlänge). Das Tier war gut genährt. In der Unterhaut und Muskulatur fand sich eine handtellergroße subkutane Blutung auf Höhe des rechten Schulterblattes.

Die histologische Untersuchung der Trachea ergab ein submuköses Ödem und in der Lunge keinen besonderen Befund. Es fanden sich, soweit aufgrund fortgeschrittener Autolyse und Fäulnis beurteilbar, keine Hinweise auf ein infektiöses Erkrankungsgeschehen. Im Blinddarm und Rectum lag eine starke Anschoppung von Embryonalfell vor.

4.4.3.2 Untersuchung der gestrandeten Kegelrobben aus der Nordsee

Die Untersuchung einer mäßig genährten **mehrjährigen weiblichen Kegelrobbe** (Hg 1255, Gewicht: 125 kg, Standardlänge: 190 cm), die tot auf Pellworm gefunden wurde, ergab ein mittelgradiges akutes diffuses alveoläres Lungenödem, eine akute Stauungslunge sowie ein hochgradiges interstitielles Lungenemphysem. Es fanden sich ein geringgradiger Nematodenbefall im Oesophagus und eine hochgradige akute diffuse katarrhalische Gastroenteritis. Die übrigen Organe waren akut gestaut.

Die histologische Untersuchung der Lunge ergab darüber hinaus eine geringgradige granulomatöse, teils katarrhalisch-eitrige Entzündung mit herdförmigen Verkalkungen und Parasitenanschnitten (Nematoden) in unterschiedlichen Entwicklungsstadien und vereinzelten Bakterienkolonien. Im Darm fanden sich herdförmige Nekrosen mit zahlreichen Lymphozyten in Lamina propria und Submukosa und im Magen eine herdförmige Infiltration der Submukosa mit eosinophilen und neutrophilen Granulozyten, Lymphozyten und Makrophagen. Die Lymphknoten wiesen eine granulomatöse Entzündung mit herdförmiger Verkalkung und Riesenzellbildung auf. Die Spezialfärbung Grocott verlief mit negativem Ergebnis. In der Milz fand sich eine hochgradige Stauung und geringgradige Lymphozytendepletion. Die Leber zeigte eine geringgradige lymphoplasmazelluläre periportale Infiltration und Fibrose (chronische Percholangitis), Kapselfibrose und eine herdförmige Nekrose mit Riesenzellbildung. Die Spezialfärbungen Grocott und Ziehl-Neelsen waren negativ. In der Schilddrüse fand sich eine geringgradige Fibrose, die in der Elastica van Gieson positiv war, und in den Nebennieren eine geringgradige noduläre Hyperplasie. Die Aorta war in der von Kossa negativ. Ösophagus, Harnblase, Herz und Niere wiesen histologisch keinen besonderen Befund auf.

Die immunhistologischen Untersuchungen auf Morbillivirusantigenen verliefen mit negativem Ergebnis.

Die serologischen Untersuchungen auf Morbillivirus- (CDV) und Herpesantikörper (PHV) ergaben Titer für CDV von <1:320 und für PHV von <1:120. Auch bei diesem Tier konnte aufgrund der Toxizität (Autolyse) des Blutes der Test nicht in geringeren Verdünnungsstufen durchgeführt werden.

Bei den bakteriologischen Untersuchungen wurde in Leber, Milz, Niere, Lunge, Darm und Darmlymphknoten *Escherichia coli*, in mittlerem bis hochgradigem, *Edwardsiella tarda* in geringem bis mittlerem, *Arcanobacterium phocae* in geringem Keimgehalt und *E. coli variatio haemolytica* in der Milz nachgewiesen.

Als Erkrankungsursache liegt eine geringgradige granulomatöse, teils katarrhalisch-eitrige Pneumonie aufgrund einer Parasiteninfektion (Lungennematoden) mit bakterieller Sekundärinfektion infolge von *Escherichia coli* mit finaler Sepsis vor. Es fanden sich keine Hinweise auf eine Morbillivirusinfektion. Die Veränderungen an Darm, Magen und Leber sind möglicherweise auf einen Endoparasitenbefall zurückzuführen. Bei den Veränderungen von Nebenniere und Schilddrüse dürfte es sich um Nebenbefunde handeln. Allerdings werden gleichartige Schilddrüsenalterationen in Zusammenhang mit PCB-Intoxikationen vermutet. Inwieweit die Nebennierenveränderungen mit funktionellen Störungen einhergehen bleibt unklar.

Die Untersuchung einer **weiblichen neugeborenen Kegelrobbe** von Amrum (Hg 1277, Gewicht: 14,0 kg, Standardlänge: 97,5 cm) ergab Hinweise darauf, dass sich die Lunge mangelhaft entfaltet hatte und Keratinschuppen beinhaltete. Dies deutet in Analogie zu den Haustieren auf eine Fruchtwasseraspiration hin, die bei Problemen während des Geburtsvorganges auftritt. Die serologischen Untersuchungen auf Morbillivirus- (CDV) und Herpesantikörper (PHV) ergaben einen Titer für CDV von <1:320 und für PHV von <1:120. Auch bei diesem Tier konnte aufgrund der Toxizität (Autolyse) des Blutes der Test nicht in geringeren Verdünnungsstufen durchgeführt werden. Hinweise auf ein infektiöses Krankheitsgeschehen ergaben sich nicht.

Eine weibliche **juvenile Kegelrobbe** von Nordstrand (Hg 1351, Gewicht: 14,4 kg, Standardlänge: 95,5 cm) war schlecht genährt. Die Lunge wies ein mittelgradiges akutes diffuses alveoläres Lungenödem und eine akute Stauungslunge auf. Histologisch fanden sich in der Lunge herdförmige Blutungen. Die Leber wies eine hochgradige lymphozytäre Depletion und Hämosiderinablagerungen auf. Für die lymphatische Depletion in den Lymphknoten kommen neben infektiösen auch toxische Ursachen pathogenetisch in Frage. Die gemischttropfige Leberverfettung kann sowohl auf nutritive als auch auf toxische Ursachen zurückgeführt werden.

Zur Untersuchung lag der **formalinfixierte Uterus einer Kegelrobbe** vor, die 1995 in Heiligenstadt/Stör schwer krank gefunden und erschossen wurde (Hg 1478). Die histologische Untersuchung ergab eine geringgradige chronisch-eitrige Endometritis, multilobuläre Proliferation spindelförmiger, gut differenzierter Zellen. Als Erkrankungsursache liegt eine chronisch-eitrige Endometritis infolge einer bakteriellen Infektion vor. Die zur Abklärung einer möglicherweise tumorösen Entartung eingeleitete weitergehende immunhistologische Untersuchung verlief mit negativem Ergebnis.

4.4.3.3 Molekularbiologische Untersuchungen zur Charakterisierung der β -hämolsierenden Streptokokken

Es wurden weiterführende Untersuchungen zu β -hämolsierenden Streptokokken, die bei den oben aufgeführten Kegelrobben kultiviert wurden, durchgeführt. Zusätzlich wurden in die Untersuchungen

β-hämolsierende Streptokokken von zwei Kegelrobben aus der Nordsee einbezogen. Davon wurde eine Kegelrobbe in der Seehundstation Friedrichkoog rehabilitiert und wieder ausgesetzt. Insgesamt konnten aus 11 Gewebeproben der Kegelrobben β-hämolsierende Bakterienkulturen isoliert werden. Alle 11 isolierten Bakterienkulturen waren grampositive, katalasenegative, runde bis ovale Kokken, die in langen Ketten vorlagen. Auf Schafblut-Agar bildeten sie weißgraue Kolonien mit deutlicher β-Hämolysezone. Aufgrund dieser Eigenschaften wurden die Bakterienkulturen der Gattung *Streptococcus* zugeordnet. Bei keiner der Kulturen konnte eine CAMP-Reaktion nachgewiesen werden.

Nach Untersuchung der Kulturen mit dem api-50-System konnten zwei der Kulturen als *S. dysgalactiae* subsp. *dysgalactiae* Serova L und 9 Kulturen als *S. phocae* identifiziert werden. Mittels eines kommerziellen Testsystems konnten 8 Streptokokkenkulturen der serologischen Lancefieldgruppe F zugeordnet werden. Durch Doppelimmundiffusion nach Ouchterlony ließ sich mit spezifischen Antiseren bei einer Kultur nach Autoklav-Extraktion Lancefieldgruppe-C-Antigen und bei zwei Kulturen Lancefieldgruppe-L-Antigen nachweisen.

Nach Anzüchtung der Streptokokkenkulturen in Flüssigmedium (THB) zeigten alle Kulturen einen Bodensatz aus Bakterien mit klarem Überstand. In Soft-Agar wuchsen alle 11 Kulturen in kompakten Kolonien.

Durch Spezies-spezifische Polymerasekettenreaktion (PCR) konnte eine exakte Bestimmung der Bakterienspezies erfolgen. In einer PCR mit *S. dysgalactiae*-spezifischen Oligonukleotidprimern konnten zwei Kulturen dieser Streptokokkenspezies zugewiesen werden und in einer PCR mit *S. phocae*-spezifischen Oligonukleotidprimern 9 Bakterienkulturen der Spezies *S. phocae*.

Ein Vergleich der chromosomal DNA erfolgte nach Restriktionsverdauung mit dem Enzym *Apa I* mittels Pulsfeldgelektrophorese. Ein Vergleich der DNA-Fragmentmuster ergab eine vollständige Übereinstimmung der beiden *S. dysgalactiae* subsp. *dysgalactiae* Serova L Kulturen. Die 9 *S. phocae* Kulturen zeigten vier verschiedene DNA-Fragmentmuster, wobei drei Tiere ein DNA-Fragmentmuster zeigten, welches bei keinem der anderen Tiere nachgewiesen werden konnte. Ein DNA-Fragmentmuster wurde bei zwei Tieren nachgewiesen.

4.4.3.4 Untersuchung der Robbenschädelsammlung aus dem Deutschen Meeresmuseum

Die Untersuchung des Schädelmaterials, das im Deutschen Meeresmuseum gesammelt wurde, ist eine wichtige ergänzende Information zu den Sektionen der Robbenkadaver. In verschiedenen Ländern wie Schweden, Finnland, Russland, ergab die Begutachtung von Museumsmaterial massive Veränderungen an der Knochensubstanz, die von den Autoren auf Auswirkungen von Schadstoffbelastungen zurückgeführt wurden. Zudem ermöglicht das Material, das über mehrere Jahrzehnte gesammelt wurde, eine Aussage über die Entwicklung dieser Veränderungen am Schädel.

Zur Untersuchung lagen 31 Kegelrobbenschädel vor, die von Tieren aus dem Jahr 1958 bis 1998 stammten. Zwei Tiere kamen aus dem Zoo Rostock, 19 Kegelrobben stammten aus den Gewässern von Mecklenburg-Vorpommern und bei 9 ist der Fundort unbekannt. Informationen über das Geschlecht und Alter stehen nur sehr reduziert zur Verfügung. 8 Tiere waren Weibchen, drei Tiere waren Jungtiere, zwei adult und bei einem Tier wurde das Alter auf 32 Jahre bestimmt. Zum Teil lag auch nicht der gesamte Schädel zur Untersuchung vor.

Bei 11 Kegelrobben konnten weder makroskopisch noch röntgenologisch pathologische Befunde erhoben werden (33 %). Abbildung 47 zeigt einen unveränderten Schädel, der keinerlei Veränderungen in der Knochenstruktur aufweist. Einige untersuchte Schädel wiesen Löcher und Frakturen auf, die höchstwahrscheinlich postmortal entstanden sein dürften.



Abb. 47: Normaler Schädel einer Kegelrobbe (I-A / 408)

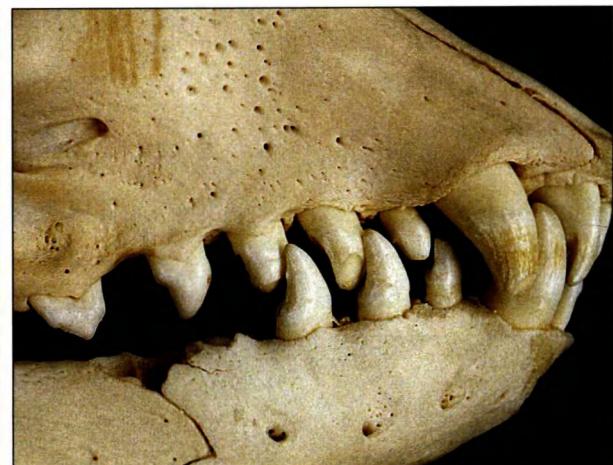


Abb. 48: Kegelrobbe mit einem zusätzlichen Molaren im rechten Oberkiefer (I-A / 3296)



Abb. 49: Kegelrobbe mit Schmelzdefekten an den Zähnen (I-A / 2065)

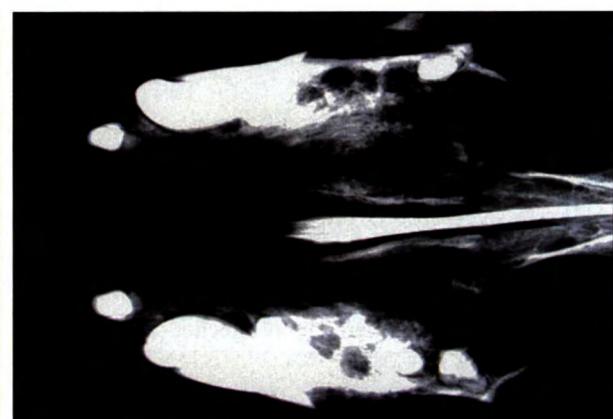


Abb. 50: Röntgenaufnahme der osteoporotischen Veränderungen von I-A / 3985

Die Zähne selbst, soweit sie zur Beurteilung vorlagen, wiesen nur wenige Veränderungen auf. Zwei Kegelrobben hatten im rechten Oberkiefer einen Molaren zuviel (Abb. 48), eines der Tiere stammte aus dem Zoo Rostock. Eine Kegelrobbe zeigte starke mulden- und rinnenartige Schmelzdefekte an allen Zähnen (Abb. 49). Derartige Defekte können durch Ernährungsstörungen, Vitamin-A- und -D-Mangel, chronische Intoxikationen, Infektionskrankheiten ("Staupegebiss") und endokrine Störungen (Hyperpara-thyroidismus) hervorgerufen werden (DAHME & WEISS 1999).

Der Hauptteil der Veränderungen am Knochen selbst fand sich am Ober- und Unterkiefer. Bei den Befunden handelt es sich vorwiegend um Verminderung der Knochensubstanz, zumeist mit Erhalt der normalen Knochenstruktur (Osteoporose, Abb. 50 u. 51). Diese Befunde waren zum Teil makroskopisch zu sehen, wurden aber zumeist erst röntgenologisch sichtbar. Die Osteoporose betraf zumeist den harten Gaumen, die Alveolarfächer und den Ober- und Unterkiefer selbst. Sie war bei 7 Tieren (21 %) geringgradig, bei 3 (9 %) mittelgradig und bei 11 (33 %) hochgradig ausgeprägt. Da weder

Geschlecht noch Alter bei allen Tieren bekannt ist, lassen sich keine Aussagen zur Geschlechts- oder Altersdisposition machen. Eine Zu- oder Abnahme der Veränderungen über die Jahrzehnte lässt sich nicht erkennen. Die Ursachen für eine Osteoporose können Mangel an Vitaminen, Mineralien, Spurenelementen, Vergiftungen, Glukokortikoide und Schilddrüsenüberfunktion sein (DAHME & WEISS 1999). In einigen Fällen lagen zusätzlich noch massive entzündliche Veränderungen am Zahnfach vor, die zu einer Aufreibung des Knochens oder zum Verlust von ganzen Zahnfächern und massivem Knochenumbau führten (Abb. 52). Die schwersten Veränderungen waren bei einer Kegelrobbe unbekannten Alters und Geschlechts zu finden. Sowohl im Unter- als auch im Oberkiefer fehlten bis auf die Molaren alle Zähne. Die Zahnfächer waren nicht mehr zu erkennen, da ein ganz massiver Knochensubstanzverlust besonders an den lateralen Kieferabschnitten vorlag (Abb. 53 u. 54). Vermutlich haben bakterielle Entzündungen ausgehend von den Zähnen zu diesem Knochenumbau geführt, aber eine zusätzliche Osteoporose erscheint wahrscheinlich.



Abb. 51: Kegelrobbe mit hochgradigen osteoporotischen Veränderungen in der Knochensubstanz des Oberkiefers, einschließlich Palatinum und Alveolarfächern (I-A / 3985)



Abb. 52: Verlust der Zahnfächer durch massive Alveolitis, Ostitis und Osteomyelitis bei einer weiblichen adulten Kegelrobbe (I-A / 3548)



Abb. 53 u. 54: Massiver Knochensubstanzverlust an Ober- und Unterkiefer einer Kegelrobbe unbekannten Alters und Geschlechts (I-A / 2049)



4.4.3.5 Toxikologische Untersuchungen

Die Untersuchungen auf den Gehalt von PCBs und DDE wurden von Frau Dr. Regina Bruhn, Institut für Ostseeforschung Warnemünde durchgeführt. Es wurde jeweils Fett von einer 15 Jahre alten, männlichen aus der Ostsee, einer 40 Jahre alten weiblichen aus der Ostsee und einer mehrjährigen

weiblichen Kegelrobbe aus der Nordsee analysiert. Der Lipidgehalt war am höchsten in dem männlichen Tier (95,5 %), gefolgt von der Kegelrobbe aus der Nordsee (78,2 %) und dem weiblichen Tier aus der Ostsee (74,2 %). Die Belastung von PCBs und DDE waren in den beiden Ostseekegelrobben deutlich höher als in der Nordseekegelrobbe, was vorangegangene Untersuchungen bestätigt (LUCKAS et al. 1990; Tab. 11). Auch bei Schweinswalen aus der Nord- und Ostsee liegen ähnliche Verteilungsmuster vor (BRUHN 1997; BRUHN et al. 1999).

Tab. 11: Ergebnisse chemischer Untersuchungen auf PCBs und DDE im Fettgewebe von Kegelrobben aus der Ost- und Nordsee (Lipidgehalt)

	Hg 1247	Hg 1250	Hg 1255
	Ostsee, männl., 13 Jahre	Ostsee, weibl., 40 Jahre	Nordsee, weibl., mehrjährig
% Lipid	95,5	74,2	78,2
	µg/kg	µg/kg	µg/kg
PCB 101	738	2171	516
PCB 149	2786	2921	845
PCB 118	306	803	149
PCB 153	21993	99745	44316
PCB 138	16302	69555	2893
PCB 129/178	949	5330	372
PCB 187	3439	15342	1459
PCB 183	2216	15303	366
PCB 128	1641	3132	220
PCB 180	7252	55944	1394
DDE	21291	17646	885

Auffällig ist, dass die Belastung der weiblichen Kegelrobbe aus der Ostsee deutlich höher liegt, als die des männlichen Tieres. Normalerweise akkumulieren die Männchen ihr Leben lang organische Schadstoffe, die sie mit der Nahrung aufnehmen. Die Weibchen hingegen reichen während der Trächtigkeit und Laktation einen großen Teil ihrer Belastung an den Neugeborenen weiter (ADDISON & BRODIE 1977; AGUILAR AND BORRELL 1988). Untersuchungen an Kegelrobben haben gezeigt, dass 15 % ihres Gesamt-

PCB- und 30 % ihres DDT-Gehaltes an die Jungtiere weitergereicht wird (ADDISON & BRODIE 1977). Daher weisen sie in der Regel nach Erreichen der Geschlechtsreife niedrigere PCB- und DDE-Gehalte auf. In dem Falle des vorliegenden Kegelrobenweibchens bestätigen die chemischen Analysen jedoch den pathologischen Befund der Unfruchtbarkeit, der durch den Uterusverschluss und die Leiomyome bedingt ist.

Chemische Analysen auf die Belastung von organischen Schadstoffen wurden in der Vergangenheit nur bei einem weiteren Tier, von dem der Schädel vorlag vorgenommen. Bei diesem Tier handelt es sich um ein 32 Jahre altes Weibchen, das an der Küste Rügens gefunden wurde. Diese Kegelrobbe, die massive Veränderungen an dem Schädel aufwies, hatte extrem hohe PCB- und DDT-Werte (LUCKAS & VETTER 1992).

4.4.4 Bewertung der Befunde

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass obgleich nur wenige Robben aus der Ostsee vollständig untersucht werden konnten, eine Fülle von interessanten Befunden bei den Tieren vorlag. Dies fällt gerade im Vergleich mit den Kegelroben aus der Nordsee auf, die nur in wenigen Organen Veränderungen aufwiesen. Die Leiomyome (gutartige Geschwülste der glatten Muskulatur) und Okklusion des Uterushornes dürften zu einer eingeschränkten Reproduktionsfähigkeit der Kegelrobbe geführt haben. Dies stellt einen Befund dar, der bei den Kegelroben der Ostsee von schwedischen und finnischen Wissenschaftlern schon seit mehreren Jahrzehnten beobachtet wird (BERGMAN et al. 1992, 1997;

BERGMAN 1997, HELLE et al. 1976a, 1976b). Weitere Befunde, die bei diesem Tiermaterial erhoben werden konnten und bereits vielfach für Ostseekegelrobben beschrieben wurden, sind Fibrosen der Schilddrüse und Nebennieren, Ulzera im Magen-Darm-Trakt und Veränderungen an der Knochensubstanz des Schädels.

Diese Veränderungen wurden von schwedischen Wissenschaftlern als "Baltic Seal Disease" zusammengefasst (BERGMAN & OLSSON 1985) und mit hohen Belastungen endokrinwirksamer Schadstoffe wie PCBs und DDT in Verbindung gebracht (HELLE 1976a, 1976b, 1980; OLSSON et al. 1975). Auch die Kegelrobben aus der Ostsee der hier vorliegenden Studie, die vergleichbare Befunde aufwiesen, waren extrem hoch mit PCBs und DDT, bzw. DDE belastet, so dass die Ätiologie der Veränderungen der schwedischen und finnischen Kollegen nur bestätigt werden kann. Dies fällt insbesondere auch im Vergleich der weiblichen Ostsee- und Nordseekegelrobbe auf. Bei der Nordseekegelrobbe sind alle Werte deutlich niedriger. Es lässt sich daher vermuten, dass auch bei Kegelrobben, die in deutschen Gewässern vorkamen, ebenso wie bei den schwedischen und finnischen Tieren eine eingeschränkte Reproduktionsfähigkeit und reduzierter Gesundheitszustand in den letzten Jahrzehnten vorgelegen haben muss. Diese Tatsache wird in erster Linie verantwortlich dafür gewesen sein, dass sich auch nach Einstellung der Bejagung 1955 eine Kegelrobbenpopulation in der deutschen Ostseeregion nicht von allein wieder aufbauen konnte.

Im Gegensatz zu den Ostseekegelrobben hatten die Nordseetiere lediglich infektiöse Veränderungen oder Läsionen, die altersbedingt waren. Natürlich lässt sich aufgrund der geringen Tierzahl kein abschließender Vergleich zwischen den Populationen fällen. Jedoch erscheinen die Nordseekegelrobben primär gesund zu sein, bzw. es ergibt sich ein für eine Wildpopulation normales Krankheitsbild. Die Ostseekegelrobben dagegen weisen eine Vielzahl degenerativer, bzw. tumoröser Veränderungen auf, für die eine toxische Ätiologie nicht ausgeschlossen werden kann. Anhand des Untersuchungsgutes lassen sich keinerlei Aussagen zu der Entwicklung des Gesundheitszustandes über die letzten Jahrzehnte machen. Hierüber lässt sich lediglich sagen, dass von schwedischen und finnischen Wissenschaftlern in den letzten Jahren eine Abnahme der Schadstoffbelastungen, eine Verbesserung des Gesundheitszustandes und eine Zunahme des Kegelrobbenbestandes beobachtet wurde (BERGMAN 1997; HÄRDING & HÄRKÖNEN 1999; OLSSON et al. 1999). Diese Entwicklung und das Fehlen gehäufter infektiöser Krankheiten geben aus veterinärmedizinischer Sicht jedoch Grund zur Annahme, dass der Gesundheitszustand in den kommenden Jahren kein limitierender Faktor mehr für den Erfolg der Wiederansiedlung der Kegelrobben in Mecklenburg-Vorpommern sein dürfte. Es wird jedoch dringend angeraten, den Gesundheitszustand durch detaillierte Untersuchungen weiterhin genau zu verfolgen.

4.4.5 Literatur

- ADDISON, R.F. & BRODIE, P.F. (1977): Organochlorine residues in maternal blubber, milk, and pup blubber from grey seals (*Halichoerus grypus*) from Sable Island, Nova Scotia. *Journal of the Fisheries Research Boards of Canada* 34 (7): S. 937-941
- AGUILAR, A. & BORRELL, A. (1988): Age- and sex-related changes in organochlorine compound levels in fin whales (*Balaenoptera physalus*) from the eastern North Atlantic. *Marine Environmental Research* 25, S. 195-211

- BERGMAN, A. (1997): Trends of disease complex in Baltic grey seals (*Halichoerus grypus*) from 1977 to 1996: Improved gynecological health but still high prevalence of fatal intestinal wounds. International Council for the Exploration of the Sea. Working Group on Seals and Small Cetaceans in European Seas, Stockholm, Sweden, 1-4 April 1997. WGSEAL-WP19, 20 S.
- BERGMAN, A. & OLSSON, M. (1985): Pathology of Baltic grey seal and ringed seal females with special reference to adrenocortical hyperplasia: Is environmental pollution the cause of a widely distributed disease syndrome? *Finnish Game Res.* 44, S. 47-62
- BERGMAN, A. & OLSSON, M. (1986): Pathology of Baltic grey seal and ringed seal males. Report regarding animals sampled 1977-1985. Pp. 74-86 in Yablokov, A. V. AND OLSSON, M. (Eds.): *Influence of human activities on the Baltic ekosystem. Proceedings of the Soviet-Swedish symposium "Effects of Toxic substances on dynamics of seal populations"*, Moscow, USSR, April 14-18, 1986. Leningrad Gidrometeoizdat, 1989.
- BERGMAN, A.; OLSSON, M. & REILAND, S. (1992.) Skull-bone lesions in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*): *Ambio* 21 (8): 517-519.
- BERGMAN, A.; BÄCKLIN, B.-M.; HELLE, E. & OLSSON, M. (1997): Morphology of reproductive organs in Baltic ringed seal (*Phoca hispida Botnica*) females with special reference to uterine occlusions. Manuscript in preparation.
- BERGMAN, A. & BERGSTRAND, A. *submitted*. Renal lesions in baltic grey seals (*Halichoerus grypus*) and ringed seals (*Phoca hispida botnica*): *Ambio*
- BERGMAN, A. & BERGSTRAND, A. *submitted*. Electron microscopic investigation of renal lesions in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*): *Ambio*
- BERGMAN, A. (1997): Trend of disease complex in Baltic Grey seals (*Halichoerus grypus*) from 1977 to 1996: improved gynecological health but still high prevalence of fatal intestinal wounds. WG Seal 1997, WP 19
- BRUHN, R. (1997): Chlorige Schadstoffe in Schweinswalen (*Phocoena phocoena*): Verteilung, Akkumulation und Metabolismus in Abhängigkeit von der Struktur. Berichte aus dem Institut für Meereskunde an der Christian-Albrechts-Universität Kiel, 291, 141 S.
- BRUHN, R.; KANNAN, N., PETRICK, G.; SCHULZ-BULL, D.E. & DUINKER, J.C. (2000) Persistent chlorinated organic contaminants in harbour porpoises from the North Sea, the Baltic Sea and Arctic waters. *The Science of the Total Environment*, im Druck
- DAHME, E. & WEISS, E. (1999): Grundriß der speziellen pathologischen Anatomie der Haustiere. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, Germany, 620 S.
- DE SWART, R.L.; ROSS, P.S.; VEDDER, L.J.; TIMMERMAN, H.H.; HEISTERKAMP, S.H.; VAN LOVEREN, H.; VOS, J.G., REIJNDERS, P.J.H. & OSTERHAUS, A.D.M.E. (1994): Impairment of immune function in harbour seals (*Phoca vitulina*) feeding on fish from polluted waters. *Ambio* 23: S. 155-159
- DE SWART, R.L.; ROSS, P.S.; TIMMERMAN, H.H.; VOS, H.W.; REIJNDERS, P.J.H., VOS, J.G. & OSTERHAUS, A.D.M.E. (1995): Impaired cellular immune response in harbour seals (*Phoca vitulina*) fed environmentally contaminated herring. *Clinical and Experimental Immunology* 101: S. 480-486
- HÅRDING, 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 (7): S. 619-629
- HELLE, E.; OLSSON, M. & JENSEN, S. (1976a): DDT and PCB levels and reproduction in ringed seal from the Bothnian Bay. *Ambio* 5 (4): S. 188-189
- HELLE, E., OLSSON, M. & JENSEN, S. (1976b): PCB levels correlated with pathological changes in seal uteri. *Ambio* 5 (5-6): S. 261-263
- HELLE, E. (1980): Lowered reproductive capacity in female ringed seals (*Pusa hispida*) in the Bothnian Bay, northern Baltic Sea, with special reference to uterine occlusions. *Ann. Zool. Fennici* 17: S. 147-158

- KUIKEN, T. & HARTMANN, M. G. (1993): Cetacean pathology: dissection techniques and tissue sampling. Proc. ECS Workshop, Leiden
- LUCKAS, B. & VETTER, W. (1992): Meerestiere als Bioindikatoren zur Erfassung der globalen Belastung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen. in: Kohler, A. & Arndt, U. (Hrsg.): 24. Hohenheimer Umwelttagung. 31. Januar 1992, Verlag Josef Margraf, Weikersheim, S. 21-30
- LUCKAS, B., HEIDEMANN, G. & VETTER, W. (1990): Characteristic chlorinated hydrocarbon patterns in the blubber of seals from different marine regions. Chemosphere 21 (1-2): S. 13-19
- MARTINEAU, D.; DE GUISE, S.; FOURNIER, M.; SHUGART, L.; GIRARD, C.; LAGACÉ, A. & BÉLAND, P. (1994): Pathology and toxicology of beluga whales from the St. Lawrence Estuary, Québec, Canada, Past, present and future. Science of total Environment 154, S. 201-215
- MORTENSEN, P.; BERGMAN, A.; BIGNERT, A.; HANSEN, H.-J.; HARKÖNEN, T. & OLSSON, M. (1992): Prevalence of skull lesions in harbour seals (*Phoca vitulina*) in Swedish and Danish museum collections: 1835-1988. Smnio 21, S. 520-524
- OLSSON, M.; JOHNELS, A.G. & Vaz, R. (1975): DDT and PCB levels in seals from Swedish waters. Occurrence of aborted seal pups. Proceedings from the Symposium on the Seal in the Baltic, Lidingö, Sweden, June 4-6, 1974. Report from the National Swedish Environment Protection Board, PM 591: S. 43-65
- OLSSON, M.; BIGNERT, A. & ROOS, A. (1999): Temporal trends of environmental contaminants in the Baltic with special emphasis on exposure to seals. International conference on Baltic Seals, Parnü, Estonia, 18-21 November 1999
- REIJNDERS, P.J.H. (1979): Organochlorine and heavy metal residues in harbour seals of Schleswig-Holstein plus Denmark and the Netherlands: their possible effects in relation to the reproduction in both populations. ICES, Marine Mammals Committee, C. M. 1979/N: 18, 39 S.
- REIJNDERS, P.J.H. (1986): Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. Nature 324, S. 456-457
- ROSS, P. S., DE SWART, R.L.; REIJNDERS, P.J.H.; VAN LOVEREN, H.; VOS, J.G. & OSTERHAUS, A.D.M.E. (1995): Contaminant-related suppression of delayed-type hypersensitivity and antibody responses in harbour seals fed herring from the Baltic sea. Environmental Health Perspectives 103, S. 162-167

4.5 Nahrungsökologische Voraussetzungen für eine Ansiedlung von Kegelrobben an der deutschen Ostseeküste (Fischerei und Fischbestände, Nahrungsökologie der Robben und mögliche Konflikte mit der Fischerei)

Ralf Bochert & Helmut Winkler, Institut für Biodiversitätsforschung, Universität Rostock

4.5.1 Einleitung

Im Rahmen der Voruntersuchungen zu den Möglichkeiten und Perspektiven der Wiederansiedlung einer Kegelrobbepopulation an der deutschen Ostseeküste spielt die Situation der Fischbestände als Nahrungsbasis der Meeressäuger eine ganz besondere Rolle. Neben den Prädatorengruppen Meeressäuger und fischfressende Vögel beansprucht der Mensch in spezifischer Weise große Teile der biologischen Ressource "Fisch". Das wird in der Praxis durch die Berufs- und Freizeitfischerei realisiert. Darüber hinaus nimmt der Mensch durch vielfältige andere Nutzungsformen des marinen Ökosystems indirekten Einfluss auf die Entwicklung der Fischbestände. Überwiegend sind die Folgen für die

Fische und andere Hydrobionten eher nachteilig. Erinnert sei nur beispielhaft an die Beeinflussung der Wasserqualität, die Veränderung der Küstenmorphologie und an die Zerstörung von Lebensräumen.

Im vorliegenden Bericht sollen zunächst die verschiedenen Formen der Fischerei an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns für einen begrenzten Zeitabschnitt in ihrer zeitlichen und räumlichen Phänologie beschrieben und in ihrer wirtschaftlichen Bedeutung dargestellt werden. Das ist aus zwei Aspekten heraus für das Projekt relevant:

1. Die Anlandungsstatistiken der Fischerei und damit im Zusammenhang betriebene wissenschaftliche populationsökologische Untersuchungen an ausgewählten Fischarten sind die einzige verfügbare Informationsquelle über den qualitativen und quantitativen Zustand sowie die Dynamik der Fischbestände in unserem Küstenabschnitt.

Das daraus abgeleitete Bild von der Ichthyofauna unseres Ostseebereichs wird wegen der methodischen Einengung logischerweise nur ein fragmentarisches sein, da die so genannten "nichtkommerziellen Arten", d.h. für die Fischerei uninteressanten Arten, nur marginal bzw. gar nicht berücksichtigt werden können.

Es ist ferner darauf hinzuweisen, dass alle Fangangaben nur den so genannten "befischbaren Teil der Populationen" betreffen, d.h. der Biomasseanteil der juvenilen Fische ist darin nicht enthalten! Die wirkliche Bestandsgröße liegt also auf jeden Fall über den in der Studie aufgeführten Werten.

2. Die räumlich und zeitlich differenzierte Beschreibung der Fischereiaktivitäten gibt zum einen Auskunft über die entsprechende Verteilung der Fischbiomasse der wirtschaftlich interessanten Arten und erlaubt zum anderen die Analyse der fischereilichen Nutzungsintensität unserer Küstenlandschaft.

Im zweiten Teil des Berichts wird die Nahrungsökologie der Kegelrobben, d.h. deren Nahrungspektrum und ihr Jagdverhalten sowie ihr quantitativer Nahrungsbedarf im Jahresverlauf, beschrieben.

Anschließend wird anhand der vorgestellten Daten und Informationen diskutiert, welcher Einfluss von einem Robbenbestand definierter Größe auf die Fischfauna und die kommerzielle Fischerei an der vorpommerschen Ostseeküste ausgehen kann.

Durch die Gegenüberstellung der vorgestellten Fakten und Informationen lassen sich mögliche zeitlich und räumlich begrenzte Konkurrenzfelder zwischen beiden Prädatoren, den marinen Säugetieren und dem Mensch, abschätzen. Erst diese Kenntnisse erlauben die sachliche Diskussion von Strategien zur Konfliktminimierung zwischen der Fischerei und einer künftigen Robbenpopulation in der deutschen Ostseeregion.

Aus den Daten zur quantitativen Verteilung der Fischressourcen entlang unserer Küste werden die Bereiche mit den nahrungsbiologisch günstigsten Gegebenheiten für ein Ansiedlungsprojekt abgeleitet.

Da sich im Laufe der Erarbeitung der Studie der Raum Greifswalder Bodden mit den angrenzenden Außenküsten Südrügens und Nordusedoms als die fischreichste Region an unserer Küste herauskristallisierte und da dieses Gebiet auch für die Robben ökologisch günstige Voraussetzungen bietet, wurde dieser Bereich hinsichtlich seiner fischereilichen Nutzung in einer Zusatzstudie detaillierter behandelt.

4.5.2 Historische Entwicklung des Fischfangs in Mecklenburg-Vorpommern

Übergreifende Statistiken zu Anlandungsmengen aus der Ostsee und den angrenzenden Küstengewässer liegen bereits aus den Jahren vor 1900 vor. Die politischen Gebietsgrenzen, und somit auch die Bezugspunkte der Fangstatistiken, haben sich seitdem aber mehrfach geändert. Es ist kaum möglich, Gesamtfänge bzw. artspezifische Fänge mit heutigen Zahlen zu vergleichen, um Rückschlüsse auf die Nahrungssituation der Kegelrobben zu damaliger Zeit zu ziehen. Einen Einblick in die Fangsituation in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts gestatten die Datenzusammenstellungen aus dem Greifswalder Bodden von SUBKLEW (1955, 1959). Wie im weiteren Verlauf die Daten zur aktuellen Fangsituation zeigen, bieten diese historischen Daten einen ausgezeichneten Vergleichswert.

SUBKLEW (1959) gibt für den Zeitraum 1904-1914 einen Fang von 400 - 500 t an (Abb. 55). Im Zeitraum 1929 - 1938 wurden zwischen 500 und 2.500 t Fisch angelandet. Nach dem Krieg setzten die Anlandungsmengen hier an und erreichten im Betrachtungszeitraum 1948 - 1957 einen Wert von 4.687 t im Jahre 1950. Zum Ende der Periode wurden aber nur 1.000 t gefischt, vergleichbar den Fängen zwischen den beiden Weltkriegen.

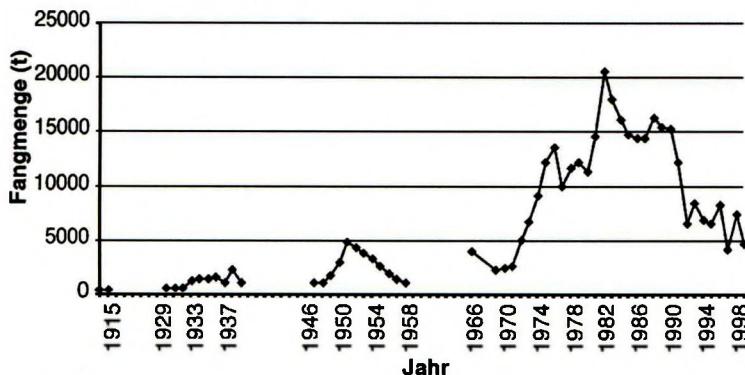


Abb. 55: Anlandungen im Bereich des Greifswalder Boddens im 20. Jahrhundert nach Subklew (1959) und ab 1968 nach LFA Rostock

Mitte der 50er Jahre begann der Aufbau einer Kutterflotte in der DDR, die ihre Fänge u.a. von Fangplätzen in der gesamten Ostsee erlangte. Für eine Betrachtung im Rahmen dieser Studie sind aber im wesentlichen küstennahe Fangplätze (einschließlich der Arkonasee) von Interesse, da weit entfernte Fischbestände kaum als Nahrungsgrundlage für eine künftige deutsche Ostseekegelrobbenpopulation

relevant sind. Diese gebietsspezifische Trennung der Daten ist ab dem Jahre 1968 möglich. Aus diesem Grund setzt die Studie in der Fischereidatenzusammenstellung hier ein.

Die Fischerei wurde zunehmend intensiviert. Die Anlandungsmengen aus dem Küstengewässer und der vorgelagerten Ostsee stiegen im Hoch 1981 auf 57.000 t (im Greifswalder Bodden 20.000 t) an. Nachdem in den 80er Jahren die Anlandungsmenge stets über 45.000 t (Greifswalder Bodden 14.000 t) lag,

Tab. 12: Mittlere jährliche Anlandungsmengen (t) aus dem Greifswalder Bodden für ausgewählte Fischarten, nach SUBKLEW (1959) und ab 1968 nach LFA Rostock

brach der Fischfang nach der Wende auf 15.000 t ein, wobei 7.000 - 8.000 t allein aus dem Greifswalder Bodden stammten. Die Anlandungsmenge liegt heutzutage aber trotzdem deutlich über den historischen Werten in den 30iger Jahren, als kaum mehr als 2.000 t angelandet wurden (SUBKLEW 1959).

Tabelle 12 gibt die Bedeutung einzelner Arten im Greifswalder Bodden im Verlauf des 20. Jahrhunderts wieder. Mit Abstand den größten Ertrag erbrachte der Hering. Aktuell und bis 1957 erbrach-

Fischart	1904-1957	1968-1995	1996-1998
Hering	1311	10186	5087
Aal	89	49	11
Barsch	87	127	53
Plötz	70	210	7
Flunder	59	39	66
Hecht	53	72	24
Hornfisch	26	152	69
Zander	12	39	11

ten die weiteren Arten weniger als 100 t. In der Zeit von 1968-1995 wurden neben den Edelfischarten (Aal, Zander, Hecht) nur Barsch, Plötz (bis 1989) und Hornfisch intensiver gefischt.

4.5.3 Der Fischfang in den Jahren nach 1968

4.5.3.1 Fanggebiete

Der Fang und die Anlandung der Fischereiressourcen in Mecklenburg-Vorpommern unterliegen nach der Küstenfischereiordnung von 1994 (KÜFO 1994) einer geographischen Gebietstrennung (Abb. 56).

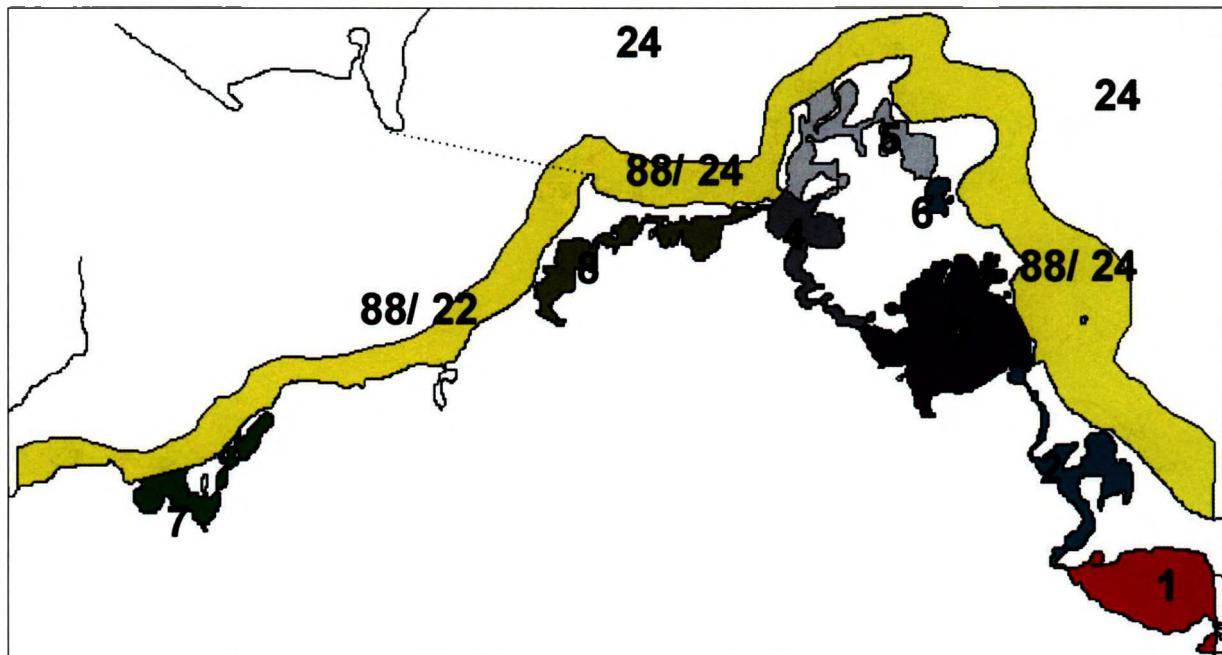


Abb. 56: Karte vom Küstengebiet Mecklenburg-Vorpommerns mit der Kennzeichnung der Fangbereiche. 1- Oderhaff (Kennung nach KÜFO (1994): 01), 2- Peenestrom (02), 3-Greifswalder Bodden (03), 4- Strelasund (04), 5- Hiddensee/Rügen (05), 6- Kleiner Jasmunder Bodden (06), 7- Wismarbucht (07), 8- Darß-Zingster Boddenkette (08), 88- Außenstrand mit seeseitiger 3-sm-Begrenzungslinie. Gebiet 25 (Bornholmsee) schließt sich östlich an Gebiet 24 an.

Die Einteilung der Fischereiregionen nach Abb. 56 existiert seit 1994 und ist Grundlage dieser Studie. Frühere Unterteilungen wurden dementsprechend angepasst. Die Darß-Zingster-Boddenkette war in den Jahren 1968-1993 in zwei Teilgebiete gegliedert. Die Anlandungen wurden summiert. Die Gebiete Hiddensee/Rügen und Großer Jasmunder Bodden waren in den Jahren 1968-1975 separat erfasst worden. Auch in diesem Fall erfolgte eine Summierung der Anlandungsmengen.

In der Ostsee wird u.a. im ICES Gebiet 22 (Beltsee westlich der Darßer Schwelle), ICES Gebiet 24 (Arkonabecken) und ICES Gebiet 25 (Bornholmsee) gefischt. In der Statistik sind diese Bereiche aber erst seit 1994 getrennt. Der Bereich innerhalb der 3-sm-Zone lässt sich als Außenstrand (88) fischereistatistisch erfassen, wobei ab 1976 auch hier eine Unterteilung nach ICES Gebiet 22 bzw. 24 möglich ist (EG-Verordnung 1997).

4.5.3.2 Geographische Verteilung der Fischerei

Die Fischerei Mecklenburg-Vorpommerns ist an fast 100 Standorten (Häfen) lokalisiert. Betrachtet man einzelne Regionen wird deutlich, dass eine große Anhäufung von Fischereistandorten im Südosten Rügens, an der Peenemündung und auf Usedom positioniert ist. Nur ein Viertel der Standorte liegen westlich von Stralsund. Den einzelnen Häfen kommt aber eine unterschiedliche Bedeutung zu (Abb. 57). Große Häfen mit mehr als 40 Fangbooten liegen demnach in Freest (Peenemündung), Thiessow, Gager, Sassnitz (alle Rügen) und Vitte (Hiddensee) (siehe auch SCHULZ 2000).

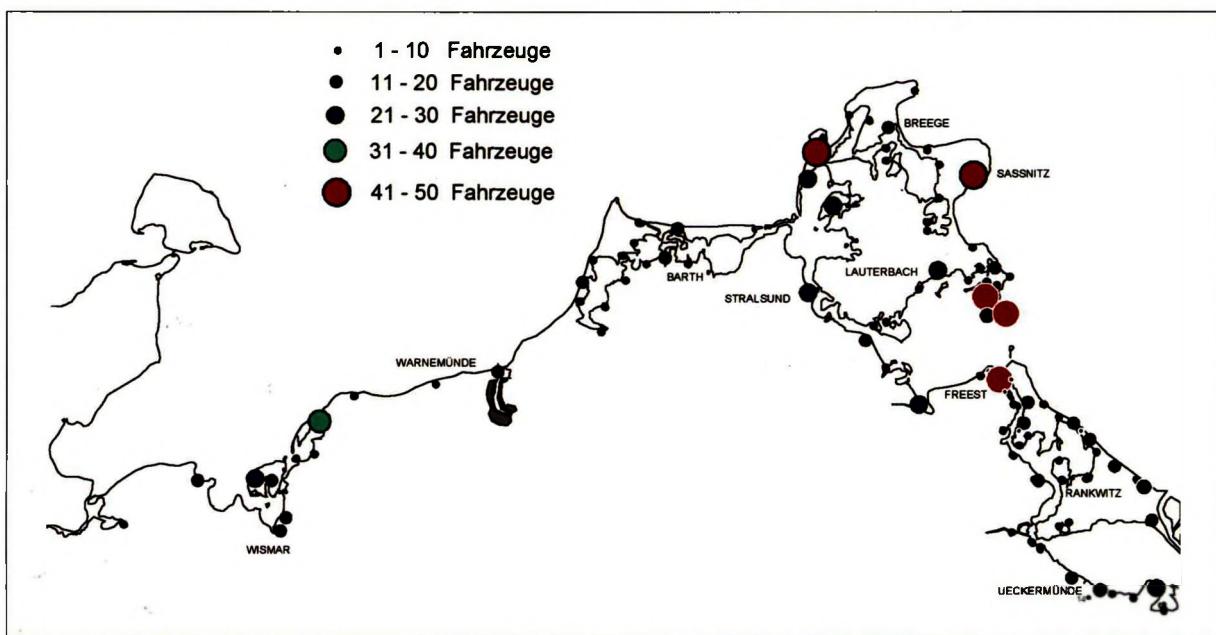


Abb. 57: Standorte der Fischereifahrzeuge an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns.

4.5.3.3 Die Fanggeräte

4.5.3.3.1 Art, Anzahl und Dichte der Fanggeräte

Die Küstenfischerei in Mecklenburg-Vorpommern wird als passive (Stellnetzfischerei, Reusenfischerei, Fischerei mit Aalkörben und Langleinen) und als aktive Fischerei (Schleppnetzfischerei) betrieben. In der eisfreien Jahreszeit, etwa von März bis Oktober, arbeiten die Fischer mit Kumm- und Bügelreusen. Diese Fanggeräte sind stationär und deren Nutzung bzw. Positionierung genehmigungspflichtig. Im Jahre 1999 waren 1436 Reusen auf 952 Stellplätzen im Bearbeitungsgebiet registriert. 731 (77 %) der vergebenen Stellplätze (Lag) haben einen Landanschluss, d.h. deren Leitwehre reichen vom Ufer aus in das Gewässer hinein. Das restliche Viertel ist im Freiwasser aufgestellt. Wichtig für die Robben, die sich auf Nahrungssuche befinden, erscheint die Länge der Leitwehre, die die Bewegungsfreiheit der Robben einschränken bzw. sie in die Reusenkammer leiten können. Insgesamt beträgt die Länge der Leitwehre 128.558 m. Davon sind nach Angaben des Landesfischereiamtes Rostock 16.731 m (13 %) den Reusen ohne Landanschluss zuzuordnen. Neben den Jahresreusen, die in der eisfreien Zeit genutzt werden, kommen Frühjahrs- und Heringsreusen zum Einsatz, die, wie der Name schon sagt, für die Fangsaison März bis Mai aufgestellt werden. Tabelle 13 gibt einen Überblick der Verteilung der Reusen in den einzelnen Fischereibezirken.

Annähernd 92 % der Stellplätze sind mit Jahresreusen belegt. Mehr als 100 km Leitwehr versperrt während der Fangsaison die Wege für Fische und andere Tiere. 80 % der Reusen werden vornehmlich

im Kleinen Haff, im Peenestrom/Achterwasser und auch verstkt in der Darß-Zingster Boddenkette eingesetzt. Im Gebiet um Rügen und der gesamten Außenküste stehen ca. 180 Reusen, von denen fast 40 % lediglich im Frühjahr eingesetzt werden.

Tab. 13: Anzahl und Art von stationen Fanggeräten in den Fischereiegebieten Mecklenburg-Vorpommerns. Stand 1999. Angaben LFA, Rostock

Gebiet	Gesamt				Jahresreusen				Sonstige Reusen			
	Lag		Reusen		Lag	Anzahl	Wehrlänge (m)	Lag	Anzahl	Wehrlänge (m)		
	n	%	n	%								
01	298	31	501	35	296	498	23688	2	3	140		
02	316	33	584	41	309	574	32805	7	10	480		
03	70	7	73	5	37	38	6620	33	35	7260		
04	10	1	11	1	8	9	2380	2	2	540		
05	76	8	76	5	59	59	10290	17	17	4425		
06	14	2	14	1	13	13	1755	1	1	130		
07	21	2	24	2	21	24	2365	0	0	0		
08	128	13	130	9	124	126	26790	4	4	1000		
88	19	2	23	2	6	6	1140	13	17	6750		
Gesamt	952	100	1436	100	873	1347	107833	79	89	20725		

Eine zweite Kategorie bedeutender Fanggeräten sind die Stellnetze im allgemeinen (Maschenweite 50 - 100 mm) und im speziellen engmaschigere Stellnetze für den Heringsfang (Maschenweite < 56 mm). Eine weitere Kategorie von passiven Geräten stellen die Aalhaken und Aalkrbe dar. Für die Nutzungsmenge an Fanggeräten vergibt die Landesbehörde dem Fischer Lizenzen. Diese gelten jeweils nur für die beantragten Fischereibezirke. Je Fischereibezirk existiert ein Maximalwert der zu vergebenen Lizenzen. Mit Ausnahme des Bereichs Wismarer Bucht liegen die aktuell vergebenen Lizenzen jedoch um 6 - 110 % (!) ber den Soll-Zahlen. Für den Auenkstebereich existieren dagegen keine Begrenzungen.

Tab. 14: Anzahl und Art von mobilen Fanggeräten in den Fischereiegebieten Mecklenburg-Vorpommerns. Stand 1999. Angaben LFA, Rostock. Die Anzahl der vergebenen Lizenzen liegt über dem vom LFA angestrebten Maximal- (Soll-) wert.

Gebiet	Stellnetz		Heringsnetz		Aalkorb	Aalhaken
	(m)	%	(m)	%	Stück	Stück
01	65.000	4	100	0	788	22.800
02	58.000	4	0	0	2.000	40.000
03	249.900	16	160.570	73	9.000	180.000
04	40.000	3	2.100	1	3.000	10.000
05	90.000	6	3.000	1	11.188	40.000
06	6.000	1	0	0	300	2.000
07	76.050	5	0	0	11.500	40.000
08	52.000	3	60.00	3	2.000	14.300
88	915.450	59	49.470	22	33.217	570.650
Gesamt	1.552.400	100	221.240	100	72.993	919.750

Tab. 14 gibt die Anzahl der einzelnen Fischereigerte in den verschiedenen Fischereibezirken wieder. Da das Landesamt verstkt eine Reduzierung der Ist-Lizenzen auf das Soll-Niveau anstrebt, wurde bei berschreiten des Maximalwertes der Sollwert angegeben und kursiv markiert. Weiterführende Informationen zu saisonalen Aspekten des Fischereiaufwandes sowie Angaben zu artspezifischen Fangmethoden können in der zusätzlichen Studie über den Raum Greifswalder Bodden entnommen werden (SCHULZ 2000). Stellnetze zum Heringsfang werden zur Saison etwa

von Mitte Februar bis Ende Mai zum Einsatz gebracht. Diese Netze sind 5-6 m hoch und werden hauptsächlich im Greifswalder Bodden (160 km) und im Außenstrand (50 km) eingesetzt. Da im

Außenstrandbereich keine gebietsspezifischen Fanglizenzen vergeben werden, wurde in Tabelle 15 versucht anhand der Zuordnung der vergebenen Lizenzen zu einzelnen Fischereiaufsichtsbehörden eine Einordnung in die Fangregionen abzuschätzen. Unter der Annahme, dass die Fischer der Bereiche Lauterbach (LAU) und Freest (FRE) an der Außenküste östlich der Basislinie Greifswalder Bodden fischen, ist zur Heringszeit neben den 160 km Netz im Greifswalder Bodden noch das Stellen von 40 km Netz im angrenzenden Außenbereich möglich. Nur etwa 10 km Heringsnetz stehen zwischen Stralsund und Barth und etwa die gleiche Menge im Fanggebiet vor Warnemünde.

Tab. 15: Abschätzung der Anzahl mobiler Fanggeräte für den Außenstrandbereich Mecklenburg-Vorpommerns durch Zuordnung zu Fischereiaufsichtsbehörden. Stand 1999. Quelle LFA, Rostock. WAR: Warnemünde, UEK/RAN: Ückermünde und Rankwitz (Außenküste Usedom); LAU/FRE: Lauterbach und Freest (Außenküste Greifswalder Bodden). BRE/SAS: Breege und Sassnitz (Außenküste Rügen), BAR/STR: Barth und Stralsund (Außenküste Darß-Zingst/Hiddensee), WIS: Wismar

	Stellnetz Länge (m)	%	Heringsnetz %	Aalkorb Stück	Aalhaken Stück
WAR	43700	5	5950	12	1564
UEK und RAN	111050	12	400	1	1002
LAU und FRE	269300	29	38620	78	7362
BRE und SAS	243650	27	0	0	11416
BAR und STR	108750	12	4500	9	4770
WIS	139000	15	0	0	7103
Gesamt	915450	100	49470	100	33217
					570650

Im Küstengebiet Mecklenburg-Vorpommerns sind z.Zt. ca. 1.000 Stellplätze für Reusen vergeben (Tab. 13. Mehr als 90 % der Reusen stehen das ganze Jahr über zum Fang bereit. Bezogen auf die Gewässergrößen ist die Reusendichte im Kleinen Haff mit 1,8 Reusen/km² am höchsten. Ebenfalls dicht stehen die Reusen im Peenestrom und im Kleinen Jasmunder Bodden (ca. 1 Reuse pro km²). In allen anderen Gebieten stehen dagegen nur

1 bis 6 Reusen pro 10 km². Die aktuellen Standorte der Reusen im Bereich des Greifswalder Boddens sind in Abbildung 58 dargestellt. Stellnetze werden in allen Gebieten zum Fischfang benutzt. Zwischen 160 und 620 m Netz lassen sich pro km² errechnen. Heringsnetze dagegen stehen in bedeutender Dichte nur im Greifswalder Bodden.

Aus der Literatur ist hinreichend bekannt, dass Robben beim Kontakt mit Fanggeräten selbst geschädigt bzw. getötet werden können. Dies gilt vor allem für die Großreusen und weniger für bestimmte Kategorien von Stellnetzen.

Andererseits können Robben durch das gezielte Fressen von Fischen, die sich in Stellnetzen verfangen oder auf Langleinenhaken gebissen haben die Fischerei schädigen.

Die Fanggeräte der Fischerei stellen für die Kegelrobbe eine große Gefahr dar. Versuche zur Wiederausiedlung sollten an Orten mit einer geringen Fangerätedichte stattfinden. Im Greifswalder Bodden ist die Reusendichte pro km² als vergleichbar gering einzuschätzen, allerdings weist der im Süden angrenzende Bereich des Peenestroms die höchste Reusendichte auf und damit ist das Konfliktpotential für diesen Bereich erhöht. Es besteht jedoch prinzipiell die Möglichkeit Reusen technologisch so umzurüsten, dass ein Eindringen von Robben weitestgehend ausgeschlossen werden kann. Weiterhin ist anzumerken, dass im Greifswalder Bodden zur Heringsaison von ca. März bis Mai die höchste Dichte von Stellnetzen zu erwarten ist und dass die größte Dichte von Aalhaken im Gebiet zu finden ist.

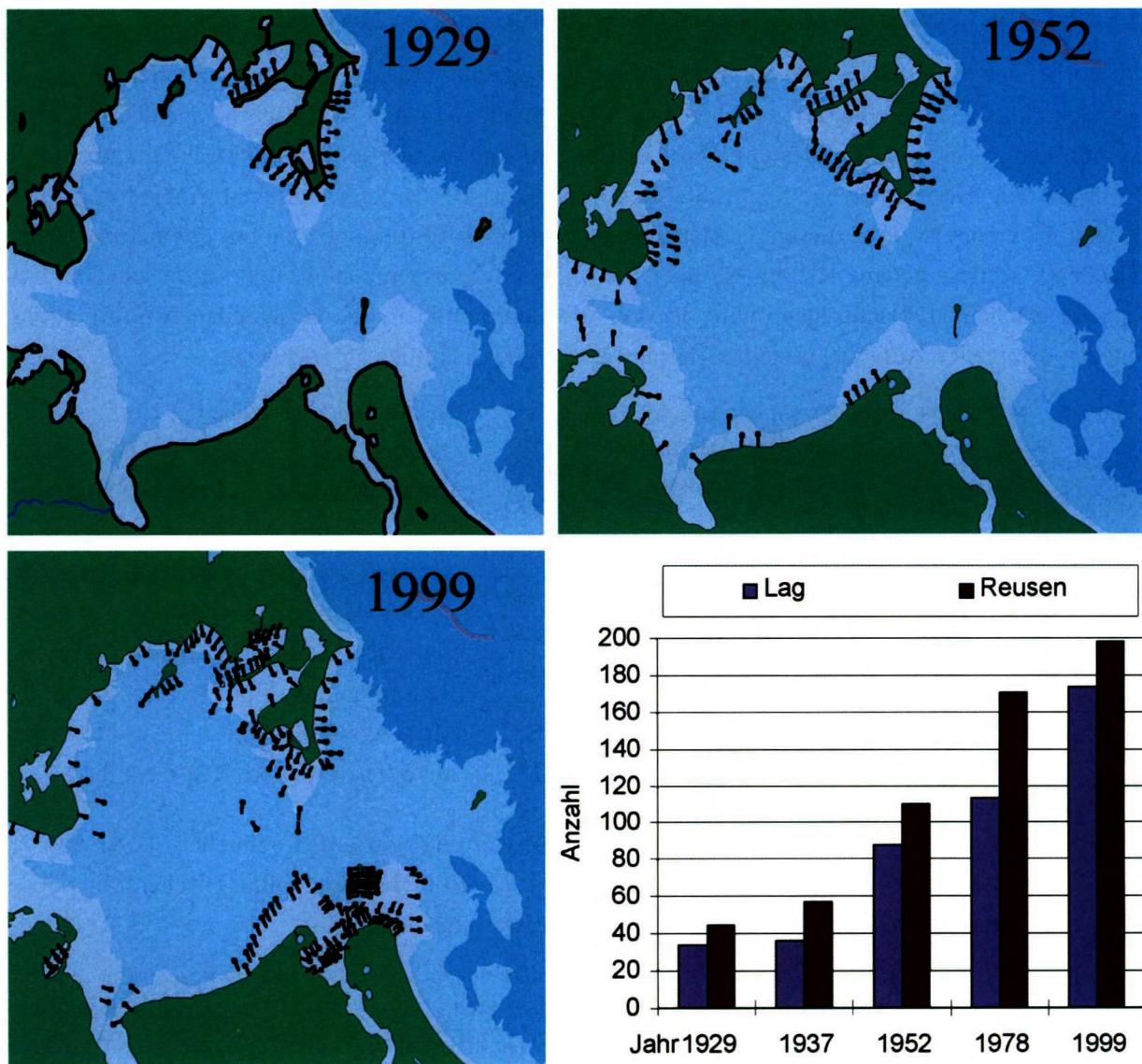


Abb. 58: Historische Entwicklung der Anzahl von Reusen und Reusenstellplätze (Lag) im Bereich des Greifswalder Boddens und angrenzender Gewässerteile. Daten 1929 nach RUMPHORST (1930), Daten 1937 nach NOLTE (1938), Daten 1952 nach SUBKLEW (1955). Daten 1978 nach BIESTER (1979). Daten 1999 nach LFA Rostock.

4.5.3.3.2 Historischer Vergleich der Reusendichte

Der Greifswalder Bodden stand von jeher im Blickpunkt fischereiwirtschaftlicher Betrachtungen. Die Ergebnisse mehrerer Studien konnten genutzt werden, um die Entwicklung der Anzahl stationärer Fanggeräte aufzuzeigen. Im Jahre 1929 standen demnach kaum mehr als 40 Reusen im Betrachtungsgebiet. Bereits 1952 hat sich die Anzahl mehr als verdoppelt und aktuell sind fast fünfmal soviel Reusen-Stellplätze vergeben als vor 70 Jahren (Abb. 58). SCHULZ (2000) gibt nach aktuellen Recherchen die Anzahl der Reusen für den Bereich Greifswalder Bodden, Peenestrom bis Wolgast, Strelasund bis Stralsund und Außenküste bis Zinnowitz mit 273 Stellplätzen an.

4.5.3.3.3 Abschätzung des tatsächlichen Fischereiaufwandes zur Heringssaison

Im vorherigen Abschnitt wurde dargestellt, dass über die durch den Fischer tatsächlich zum Einsatz gebrachte Menge an Stellnetzen nur begrenzte Aussagen möglich sind. Wie nachfolgend deutlich wird, kommt dem Fischereigebiet des Greifswalder Boddens und im Speziellen dem Fischereiaufwand im Frühjahr zur Heringssaison die größte Bedeutung zu. Bei einer möglichen Ansiedlung einer Kegelrobbenpopulation in diesem Gebiet entsteht ein großes Konfliktpotential mit der kommerziellen Fischerei, so dass genaue Kenntnisse über die Menge der ausgebrachten Stellnetze besonders notwendig erscheinen. Nachfolgend wird der Versuch unternommen, aus verschiedenen Informationsquellen den reellen Aufwand gestellter Heringsnetze wissenschaftlich abzuschätzen.

Tab. 16: Monatliche Anlandungen von Heringen aus dem Greifswalder Bodden (03) und dem Außenstrand (UG24) in den Jahren 1997 und 1998

Jahr	Gebiet	Heringsanlandungen (kg)				
		JAN	FEB	MRZ	APR	MAI
1997	03	0	158499	2624719	3223130	109920
1998	03	21808	372029	2026053	1511439	383631
1997	UG24	12229	42803	644072	929249	322466
1998	UG24	19707	195076	778354	1040628	319647

Bekannt ist die Größe der Heringsanlandungen aus dem Bereich des Greifswalder Boddens und dem Außenstrand (Tab. 16), die sich konsequenterweise auf den Fang mittels Stellnetze und mittels Reusen verteilen muss. Basis einer Kalkulation ist die Angabe zur Reusenfähigkeit pro Heringssaison, die MÜLLER (1985) im Jahresmittel 1985 mit 3,0 t/Hering pro Reuse angibt.

Das zweite Standbein der Abschätzung stellt die Auswertung von drei Logbüchern (LAF M.-V., Rostock) von Kuttern mit einer Gesamtlänge von mehr als 10 m dar, die Stellnetzfischerei betrieben haben. In Tabelle 17 sind die Ergebnisse dieser Auswertung dargestellt.

Tab. 17: Auswertung von drei Logbüchern für Kutter mit einer Gesamtlänge von mehr als 10 m aus der Heringssaison 1999. Angabe des Mittelwerts des Wochenfanges jedes Kutters über die gesamte Saison. Angabe des Wochenmittelwerts, der Monatsmittelwerte und des Saisonmittelwerts der Fänge der drei Kutter. Angaben LFA Rostock

Woche (Beginn)	Boot 1	Boot 2	Boot 3	Gesamt	Gesamt	Gesamt
	kg Hering/ m Netz als Wochendurchschnitt			Mittel des Wochendurchschnitts	Monatsmittel	Mittel 01.03.-02.05.
04.02.				0,95		
11.02.						
18.02.	1,11		0,53	-	0,93	
22.02.	1,24		0,83	-		
01.03.	1,43	1,89	1,48	1,60	1,92	
08.03.	2,23	2,86	1,47	2,19		
15.03.	2,30	2,81	1,07	2,06		
22.03.	2,17	1,21	2,10	1,82		
29.03.	1,94	3,19	2,79	2,64	1,99	
05.04.	2,55	1,65	1,98	2,06		
12.04.	2,05	1,31	1,96	1,77		
19.04.	1,22	1,56	1,64	1,47		
26.04.	1,83	1,28	1,41	1,50	1,25	1,90
03.05.		0,89	0,85	0,87		
10.05.			0,10	-		
Mittel 01.03.-02.05.	1,97	1,97	1,77			

Die Angaben der Fischer zeigen überraschend gute Übereinstimmungen. Stellnetze kommen wesentlich früher zum Einsatz als Reusen, letztere sind gewöhnlich erst Anfang März fangbereit. Daraus ergibt sich, dass die Heringsfänge in den Monaten Januar und Februar ausschließlich aus der Stellnetzfischerei stammen.

In Tabelle 18 sind für die Fangmonate Januar bis Mai 1997 und 1998 die ausgebrachten Stellnetze (Abgaben in Kilometer) jeweils für eine Fängigkeit von 0,9 kg bzw. 1,9 kg Hering pro Meter Stellnetz sowie eines monatlichen mittleren Wertes an Hering pro Meter Stellnetz dargestellt. Es zeigt sich, dass im Bereich des Greifswalder Boddens und im Außenstrand (UG24) möglicherweise kaum mehr als 100 km Stellnetz zum Fang genutzt werden. In nur 9 Fällen wurde dieser Wert überschritten. Weiterhin wird deutlich, dass nur unter der Annahme eines sehr niedrigen Ertrages von 0,9 kg Hering pro Meter Stellnetz Werte > 73 km Stellnetz resultieren. Unter einer wohl realistischen Einschätzung, dass ca. 30 Reusen im Einsatz sind und das die Fähigkeit der Stellnetze zur Saison nahe 2 kg Hering pro Meter Stellnetz liegt, dürften kaum mehr als 70 km Stellnetz pro Tag (35 % des möglichen Wertes, s.o.) zum Einsatz kommen. Dieser Wert liegt demnach deutlich unter den vergebenen Lizenzen von 160 km Heringsnetz für den Greifswalder Bodden und zusätzlichen ca. 40 km im vorgelagerten Außenstrandbereich. Befragungen von Fischern aus dem Bereich des Greifswalder Boddens ergaben im Gegensatz zu den Berechnungen, dass zur Heringssaison 100 % der Stellnetze zum Einsatz gelangen (Kap. 4.6). Diese Aussagen könnte man als Schutzbehauptung deuten, damit den Betroffenen langfristig keine Fang-Lizenzen entzogen werden. Das Konfliktpotential zwischen der Stellnetzfischerei zur Heringssaison im Bereich des Greifswalder Boddens und dem Schutz der Robben vor diesen Fanggeräten scheint sich aufgrund der Berechnungen zumindest etwas abzuschwächen, bleibt aber trotzdem bestehen und ist auf einen definierten Zeitraum konkretisierbar.

Tab. 18: Kalkulierte Menge der in den Jahren 1997 und 1998 zur Heringssaison zum Einsatz gebrachten Stellnetzmenge in Kilometer in Abhängigkeit von der Anzahl der Heringsreusen und in Beziehung zur Fähigkeit des Stellnetzes (kg Hering pro Meter Stellnetz), vgl. Tab. 17

Kg Hering/m Netz	87 Reusen			50 Reusen			30 Reusen			0 Reusen		
	1,9	0,9	Gleitendes Mittel	1,9	0,9	Gleitendes Mittel	1,9	0,9	Gleitendes Mittel	1,9	0,9	Gleitendes Mittel
Jan 97	0,2	0,4	0,4	0,2	0,4	0,4	0,2	0,4	0,4	0,2	0,4	0,4
Feb 97	3,4	7,2	8,0	3,4	7,2	8,0	3,4	7,2	8,0	3,8	8,0	8,0
Mrz 97	51,1	107,8	51,1	53,0	111,8	53,0	54,0	113,9	54,0	55,5	117,2	55,5
Apr 97	68,3	144,1	64,9	70,2	148,2	66,7	71,3	150,5	67,7	72,8	153,8	69,2
Mai 97	19,7	41,6	31,2	21,6	45,6	34,2	22,6	47,7	35,8	24,1	51,0	38,2
Jan 98	0,7	1,5	1,5	0,7	1,5	1,5	0,7	1,5	1,5	0,7	1,5	1,5
Feb 98	9,6	20,3	22,5	9,6	20,3	22,5	9,6	20,3	22,5	10,7	22,5	22,5
Mrz 98	43,2	91,2	43,2	45,1	95,1	45,1	46,1	97,3	46,1	47,6	100,5	47,6
Apr 98	40,2	84,9	38,2	42,1	89,0	40,0	43,2	91,2	41,0	44,8	94,5	42,5
Mai 98	7,5	15,9	11,9	9,4	19,8	14,9	10,4	22,0	16,5	11,9	25,2	18,9

Die Abschätzung der im Bereich des Greifswalder Boddens tatsächlich gestellten Heringsnetzmengen deutet darauf hin, dass möglicherweise nur ein Teil der lizenzierten Netzmengen zum Einsatz kommen. Das verringert das reelle Kontaktrisiko von Robben mit dieser Art von Fanggeräten.

4.5.3.3.4 Die Anlandungen der Berufsfischerei

Räumliche Verteilung der Fänge

Im langjährigen Vergleich (1968-1995) zeigt sich, dass fast die Hälfte der Anlandungen aus der Ostsee stammte. Rund 15 % der Fische wurden im Bereich des Außenstrandes und ca. 30 % im Greifswalder Bodden gefangen. Auf alle anderen Gebiete innerhalb der Küstenlinie fallen nur noch etwas mehr als 10 % des jährlichen Fischfangs (Abb. 59).

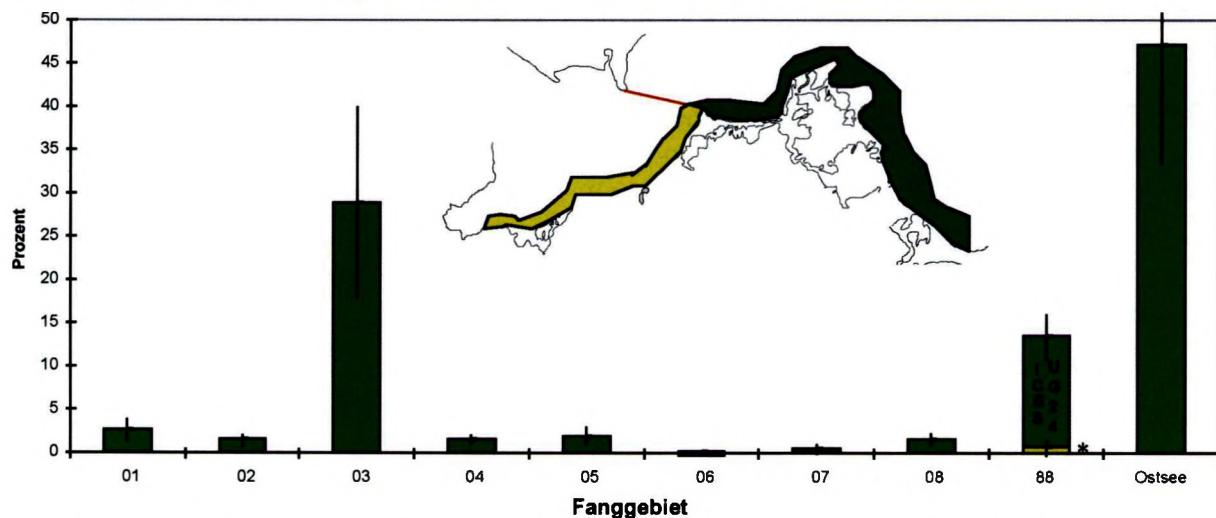


Abb. 59: Mittlere Verteilung der Gesamtanlandungen der Jahre 1968 bis 1995 auf einzelne Fischereibereiche (vgl. Tab. 13) mit Standardabweichung. Karte vom Küstengebiet Mecklenburg-Vorpommerns mit der Kennzeichnung der Fangbereiche im Außenstrandbereich.
 Gelb: Außenstrandbereich vom ICES Gebiet 22
 Grün: Außenstrandbereich vom ICES Gebiet 24.
 * Unterteilung UG22 bzw. UG24 ab 1976.

Aktuell haben sich die Verhältnisse im Außenbereich gravierend verändert. Im Mittel der Jahre 1996-1998 zeigt sich ein Rückgang der Anlandungen aus der Ostsee um 22 %. Die Bedeutung des UG 24 stieg dagegen um 13 % und die der Wismarbucht um 2 %. Alle Werte liegen damit nun außerhalb der Schwankungsbreiten des dreißigjährigen Mittels. Die Bedeutung des Greifswalder Boddens stieg aktuell um 6 % an. Bis zum Jahre 1992 nahm die Rolle des Greifswalder Boddens am Fischfang sukzessiv zu, wohingegen die Bedeutung der Anlandungen aus der Ostsee abnahm. Alle anderen Fischereigebiete veränderten sich hinsichtlich ihres Anteils am Gesamtfang kaum. In den 90iger Jahren pendelte sich der Fischereiertrag auf erreichtem Niveau ein, wobei eine Verlagerung der Aktivitäten aus dem Greifswalder Bodden in vorgelagerte Bereiche deutlich wird.

Für das Jahr 1997 war es durch Auswertung der Angabe zu Planquadraten möglich die Fänge im Außenstrandbereich (UG22, UG24) noch weiter aufzugliedern. Von den im Jahre 1997 in Mecklenburg-Vorpommern angelandeten Fischmengen von 16700 t wurden 3600 t (21,8 %) im Bereich des Außenstrandes gefangen. Mehr als die Hälfte (56 %) der Fische wurden dabei im Außenstrandbereich der Ostküste von Südrügen, von Nordusedom und dem Eingang zum Greifswalder Bodden gefangen (Gebiet 37 G3, Abb. 60). Ein weiterhin bedeutendes Fanggebiet mit 32 % der angelandeten Fischmenge befindet sich an der Außenküste von Ost- und Nord-Rügen sowie vor Hiddensee. Im Bereich von West-Mecklenburg bis etwa Rostock wurden nur 3,5 % der Fische gefangen, etwas höher mit 7,4 % lagen die Anlandungen östlich von Rostock und vor Darß-Zingst. Ohne Bedeutung erwies sich das Fanggebiet vor Usedom östlich von Zinnowitz.

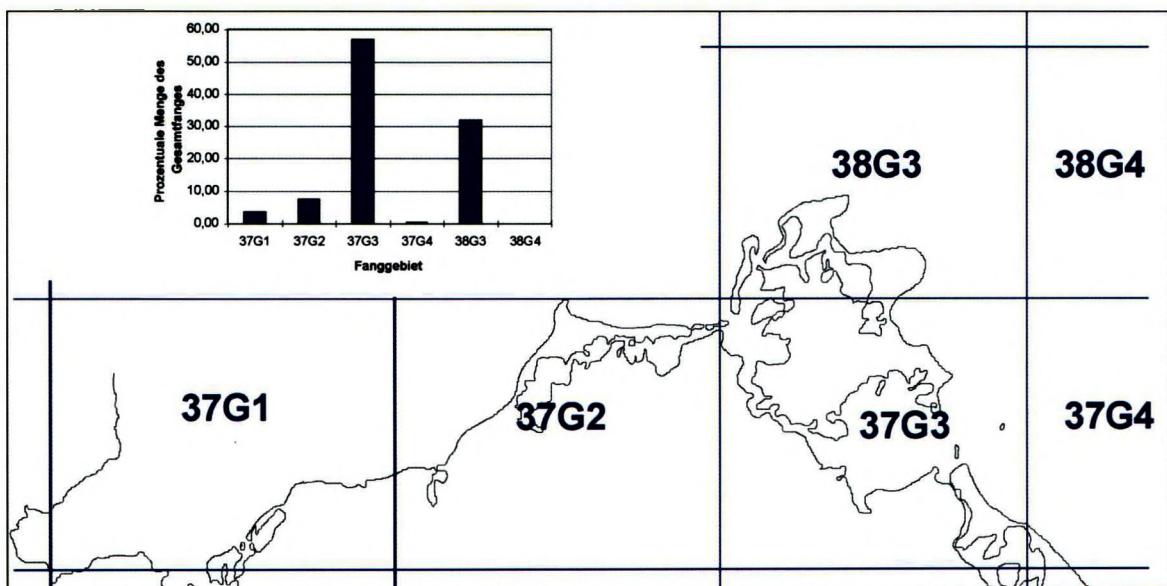


Abb. 60: Karte mit der Kennzeichnung der Fanggebiete und Darstellung der prozentualen Verteilung des Jahresgesamtfanges von 1997 im Bereich des Außenstrandes für einzelne Areale.

Die Fangdatenanalyse verdeutlicht, dass der Greifswalder Bodden zusammen mit dem vorgelagerten Außenstrandbereich aktuell mit mindestens 40 % der Jahresanlandungen als Fanggebiet eine herausragende Bedeutung hat. Ursache dafür sind primär die auf Grund besonders günstiger ökologischer Bedingungen dort besonders konzentrierten Fischbestände. Eine Wiederansiedlung der Kegelrobben in diesem Bereich müsste sich daher in besonderem Maße mit den Interessen der dortigen Küstenscherei auseinandersetzen.

Zeitliche Verteilung der Fänge

Die Anlandungen der Fischerei erreichen im Frühjahr ihr Maximum (Abb. 61). Die Mittelwerte aus den Jahren 1996 bis 1998 zeigen anschaulich, dass, bedingt durch den Heringsfang, rund 60 % des Jahresfanges in den Monaten März bis Mai erlangt wird. Zu dieser Zeit tritt auch die größte Schwankungsbreite der Anlandungsmengen auf. Mit Ausnahme des Monats Juli, in dem kaum Fisch angelandet wird, werden in allen anderen Monaten gleichmäßig etwa 5 % des Jahresfanges erwirtschaftet.

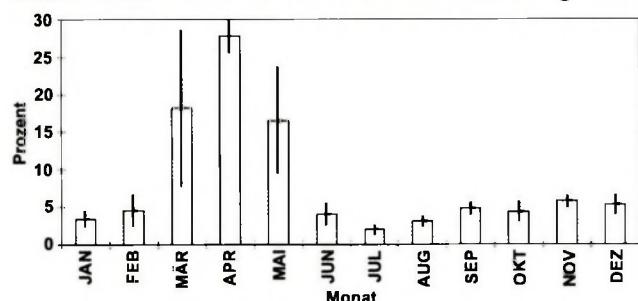


Abb. 61: Saisonale Verteilung der Anlandungen in Mecklenburg-Vorpommern im Mittel der Jahre 1996-1998 mit Angabe der Standardabweichungen.

Eine genauere Betrachtung der einzelnen Bereiche des Außenstrandes führt zu vergleichbaren Resultaten. Im Frühjahr werden zwei Drittel und von September bis Dezember 22 % der Jahresfangmenge des Außenstrandes angelandet. Im Juli werden die geringsten Anlandungen registriert. Die Frühjahrstage werden zu 94 % in den Außenstrandgebieten von Hiddensee bis Zinnowitz erbracht. Das bedeutet, dass 62 % (2.200 t) des Jahresgesamtfanges des Außenstrandes im Frühjahr

angelandet werden und dies aus einem lokal begrenzten Bereich der vorpommerschen Küste. Westlich von Rostock zeigen sich nur von März bis Mai verstärkt Fangaktivitäten im Außenstrand, wohingegen östlich von Rostock und vor Darß-Zingst ganzjährig monatlich im Mittel 0,6 % des Jahresgesamtfanges getätigten wurden (Abb. 61).

Annähernd 70 % der jährlichen Fischerei findet von März bis Mai statt. Überlegungen zur Konfliktminimierung sind im Zusammenhang mit den Besonderheiten des jahreszeitlichen Verhaltens der Kegelrobbe auf diesen Zeitrahmen zu konzentrieren.

Die fischereiliche Bedeutung der einzelnen Arten

Drei Fischarten stellen in Mecklenburg-Vorpommern 87 % der jährlichen Gesamtanlandungen der Berufsfischerei. Etwa die Hälfte der z. Zt. angelandeten Fische sind Heringe (Tab. 19). Große Bedeutung am jährlichen Gesamtfang besitzen ebenfalls der Dorsch und die Flunder. Betrachtet man die finanziellen Erlöse aus den Anlandungen rückt der Dorsch markant in den Vordergrund. Die Süßwasserarten Barsch, Zander, Aal und Hecht, die mit lediglich 7 % zu den jährlichen Gesamtanlandungen beitragen, stellen im Gegensatz fast 30 % des Jahreserlöses. Auf Plötz, Sprott, Blei und Hornhecht verteilen sich weitere 5 % der jährlichen Anlandungen aber nur 2 % des Jahreserlöses. Die übrigen 16 Fischarten treten kaum in Erscheinung. Erwähnt werden sollen hier auch die Sandaale, die gefangen werden, als Köderfisch Verwendung finden, aber keinen Eingang in die Statistik nehmen. Detaillierte Angaben zu Erlösen aus der Fischerei für den Peenestrom, den Greifswalder Bodden, den Strelasund und den Außenstrand, sind im Anhang von Schulz (2000) zu finden.

Vergleicht man die aktuellen jährlichen Anlandungsmengen mit den langfristigen Daten von 1968-1995, so zeigt sich eine deutliche negative Veränderung beim Hering (langfristiges Mittel 67 %) und eine positive Verschiebung beim Dorsch (langfristiges Mittel 10 %). Die Bedeutung aller anderen Fischarten hat sich nur unwesentlich geändert.

Tab. 19: Aktuelle Bedeutung der fischereistatistisch erfassten Fischarten an den Gesamtanlandungen (A) und am Gesamterlös (B) Mecklenburg-Vorpommerns im Mittel der Jahre 1996-1998. Daten LFA Rostock

Fischart	A (%)	B (%)
Hering	51,6	18,0
Dorsch	25,2	36,7
Flunder	10,3	8,7
Barsch	3,7	7,9
Zander	2,0	10,8
Plötz	1,5	0,6
Sprott	1,5	0,1
Blei	1,2	0,4
Aal	0,8	10,7
Hornhecht	0,8	0,9
Hecht	0,6	1,7
Scholle	0,3	0,5
Steinbutt	0,3	1,5
Lachs	0,1	0,4
Kliesche, Wittling	0,1	0,1
Schnäpel, Meerforelle, Aalmutter, Kaulbarsch, Karpfen, Regenbogenforelle, Quappe, Seehase, Schlei, Makrele, Seelachs	> 0,1	

Hering

Ein Blick auf Abbildung 62 verdeutlicht, dass ein Höhepunkt der Heringsfischerei Ende der 80er Jahre erreicht wurde. Zurzeit werden kaum mehr als 10.000 t Hering/Jahr angelandet und auch die Bedeutung des Herings in der Fischerei ist vom Hoch, das bei 90 % lag, auf 50 % zurückgegangen. Gefangen wird der Hering hauptsächlich mit Stellnetzen und in Reusen. Die gleitenden Mittelwerte im 5-Jahresvergleich fallen z. Zt. weiter ab. Hauptfanggebiete sind der Greifswalder Bodden mit 65 % der Gesamtanlandungen und der Außenstrandbereich mit 30 % der Gesamtfangmenge (Abb. 62).

Dorsch

Die Dorschanlandungen gingen in den 80er Jahren vom Hoch bei 8.000 t/Jahr zurück auf unter 1.000 t/Jahr. Aktuell wird nach einem Anstieg in den 90iger Jahren eine Menge nahe dem langjährigen Mittel angelandet. Die Bedeutung des Dorsches stieg auf 20 % an. Fanggebiete des Dorsches sind mit 60 % die Arkonasee und die Bornholmsee und zu 40 % der Außenstrand inklusive der Wismar Bucht (Abb. 62).

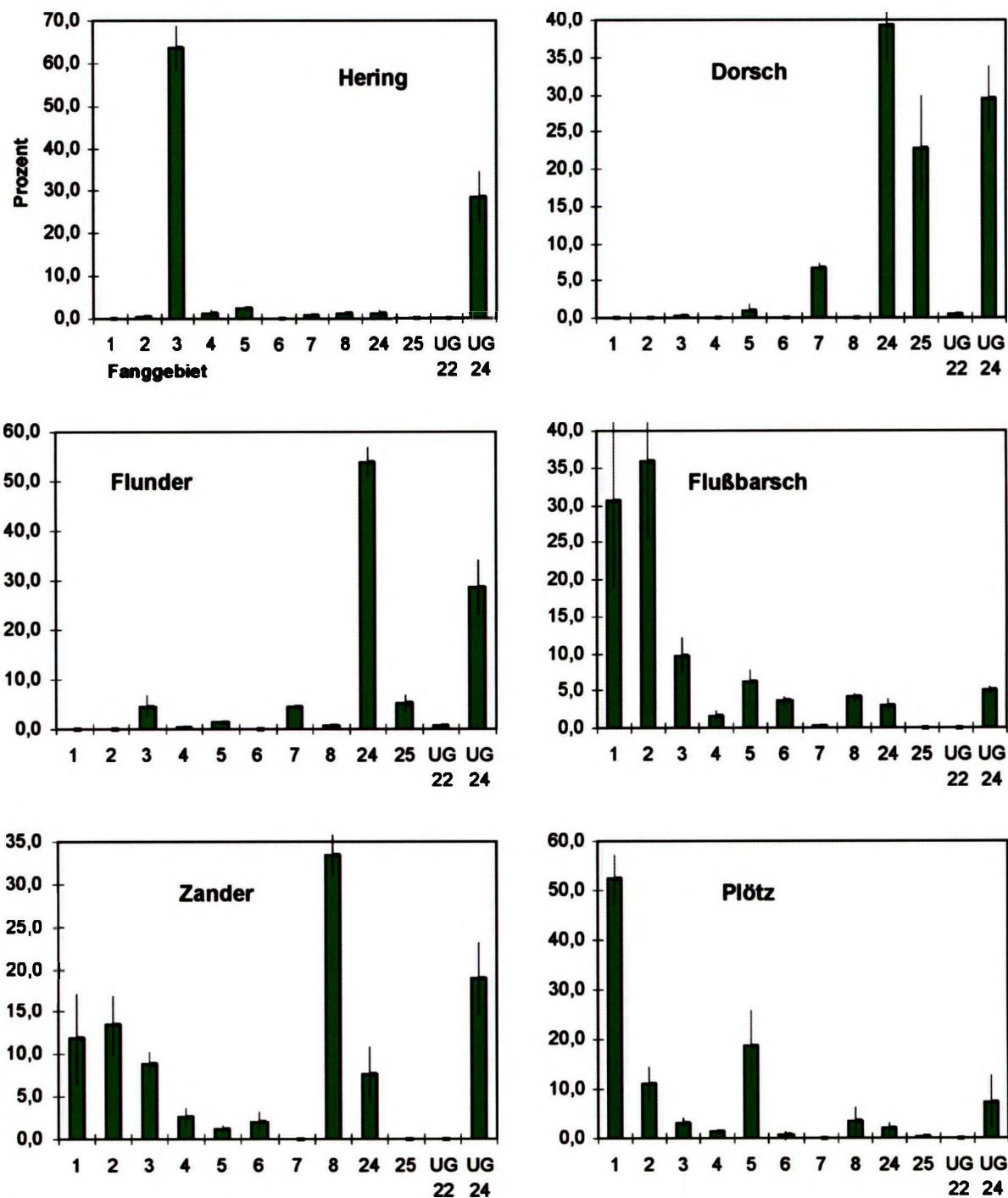


Abb. 62: Die aktuelle prozentuale Bedeutung einzelner Fanggebiete am Gesamtfang der Fischerei Mecklenburg-Vorpommerns im Mittel der Jahre 1996-98 für verschiedene Fischarten mit Angabe der Standardabweichungen.

Flunder

Die Anlandungsmengen der vornehmlich in der Arkonasee (55 %) und dem Außenstrand (30 %) gefangen Flundern, liegen zurzeit um das langjährige Mittel von 2.000 t. Die Bedeutung der Flunder liegt aktuell bei 12 % Anteil am Gesamtfang (Abb. 62).

Flussbarsch

Die Anlandungsmengen liegen aktuell am langjährigen Mittel von 600 t. Die erhöhte aktuelle Bedeutung der Flussbarsche mit 4 % Anteil am Gesamtfang ist auf den Rückgang des Heringsfanges zurückzuführen. Hauptfanggebiete dieser Süßwasserart sind mit 65 % das Kleine Oderhaff und der Peenestrom (Abb. 62).

Zander

Zander werden aktuell nahe dem langjährigen Minimum angelandet. Ein Drittel der Fänge stammen aus der Darß-Zingster-Boddenkette. Mehr als 50 % der Tiere werden aus dem Bereich zwischen Kleinem Oderhaff und dem Außenstrandbereich gefangen (Abb. 62).

Plötz, Blei

Die Anlandungsmengen beider Arten liegen mit jeweils etwa 200 t/Jahr auf einem Minimum. Bleie werden zu 85 % im Kleinen Oderhaff angelandet (Abb. 62). Die Fänge der Plötzte verteilen sich ebenfalls auf den Mündungsbereich der Peene und den Jasmunder Bodden.

Sonstige Arten

Aktuell nehmen die Lachs-Anlandungen merklich zu. Weiterhin rückläufig sind die Fänge von Aal, Hornhecht und Kliesche. Hecht und Scholle werden am langjährigen Minimum gefischt und die Anlandungen aus der Sprott- bzw. Steinbutt-Fischerei unterlagen in der Vergangenheit kaum größeren Schwankungen.

Die Fanggebiete von Sprott, Scholle, Steinbutt und Kliesche liegen in der Ostsee. Hornhecht und Lachs werden im Greifswalder Bodden und den vorgelagerten Küstengebieten gefangen. Hechte werden in den Gewässern um und innerhalb Rügens gefischt. Für Aale lässt sich kein bevorzugtes Fanggebiet erkennen, wohingegen Schnäpel hauptsächlich im Peenestrom gefangen werden.

Die Fischer erzielen aus dem Fang von Hering, Dorsch, Flunder, Flussbarsch, Zander und Aal 85 % ihrer Jahreserlöse. Nur beim Hering stammt fast der gesamte Erlös aus dem Bereich des Greifswalder Boddens (ca. 15 % des gesamten Jahreserlöses der Fischerei Mecklenburg-Vorpommerns). Die Jahreserlöse der Fänge aus dem Bereich des Greifswalder Boddens und den Nebengebieten beläuft sich beim Dorsch auf ca. 12 %, beim Aal auf ca. 5 %, beim Flussbarsch auf ca. 4 % und bei der Flunder und dem Zander jeweils auf ca. 3 %. Insgesamt trägt der Fang dieser Fischarten aus dem genannten Bereich ca. 45 % zum Gesamtjahreserlös der Küstenfischerei Mecklenburg-Vorpommerns bei. Im Zuge der Minimierung von Konflikten zwischen Fischerei und Kegelrobben sollten diese wirtschaftlichen wichtigsten Fischarten daher im Vordergrund stehen.

4.5.3.4 Aktivitäten der Freizeitfischer

Mecklenburg-Vorpommern bietet nicht nur den heimischen Anglern ideale Bedingungen zur Ausübung ihres Hobbys. Zunehmend reisen Angler aus der gesamten Bundesrepublik an die mecklenburg-vorpommersche Küste, die eine wachsende hohe touristische Attraktivität besitzt.

Wissenschaftliche Untersuchungen zur Entnahme von Fisch aus unserem Gebiet durch Freizeitangler existieren zurzeit nicht. Lediglich die Bundesforschungsanstalt für Fischerei Hamburg, Außenstelle für Ostseefischerei Rostock/Marienehe hat versucht die Anlandungen der Angler aus der Dorschfischerei

vom Kutter zu kalkulieren (s.u.). Inwiefern Angler einen nachhaltigen Einfluss auf die Fischbestände der Region ausüben, welche Größenordnung an Biomasse entnommen wird und welche Fischarten gefangen werden, soll nachfolgend abgeschätzt werden.

Der Sportangler in Mecklenburg-Vorpommern nutzt für seine Aktivitäten verschiedene Ausgangspunkte. Diese lassen sich im Wesentlichen aufteilen in 'Angeln vom Kutter', 'Angeln vom Boot' und 'Angeln von Land aus'.

4.5.3.4.1 Die Freizeitfischerei vom Kutter

Im Bereich Mecklenburg-Vorpommerns warben 1999 ca. 33 Kutter mit etwa 670 Plätzen um die Gunst der Angler. Nach Angaben von KUTTER & KÜSTE (1999a) lagen Kutter in Wismar (2 Stück), Rerik (1), Warnemünde und Rostock (7 bzw. 5), Barhöft (1), Schaprode (1), Breege (1), Sassnitz (11), Greifswald (2) und Wolgast (2). Ausfahrten sind größtenteils ganzjährig möglich. Nachfolgende Überlegungen beschränken sich jedoch auf das von Schiffen aus betriebene Dorschangeln. Dabei wird eine Fangsaison, die etwa von September bis März andauert, mit 210 Tagen veranschlagt.

Die Fanggebiete der Kutter liegen hauptsächlich küstennah unweit der Heimathäfen. Warnemünder Kutter fahren unter besonderen Umständen (starke nördliche Winde) auch bis zur dänischen Küste.

Pro Saison fahren ca. 40.200 Angler mit dem Kutter zum Dorschfang. Nach Auswertung diverser Fangstatistiken lässt sich als Fang im Mittel ein Wert von 3,3 Dorschen pro Angler errechnen. Durch die Freizeitfischerei vom Kutter werden demnach ca. 132.660 Dorsche pro Saison entnommen. Der Fang konzentriert sich auf den Längenbereich 35-55 cm (Dorsch der Altersgruppe 3 und 4). Kalkuliert man ein mittleres Gewicht von 1.250 g, so entsprechen die jährlichen Anlandungen der Kutterangler etwa einer Biomasse von 166 t.

Eine ähnliche Abschätzung zur Entnahme von Dorsch durch Angler mittels Kutterfischerei wurde vor wenigen Jahren vom Institut für Ostseefischerei durchgeführt. Dr. P. Ernst (Bundesforschungsanstalt f. Fischerei, Institut für Ostseefischerei Rostock-Marienehe, pers. Mitteilung 2000) gibt die Anlandungen der Kutterangler im Bereich der gesamten deutschen Ostseeküste mit 500 - 800 t p.a. an.

4.5.3.4.2 Die Sportfischerei vom Boot

Im Bereich Mecklenburg-Vorpommerns ließen sich im Jahre 1999 offiziell ca. 30 Boote mit etwa 93 Plätzen mieten. Nach Angaben von KUTTER & KÜSTE (1999b) befanden sich diese in Kühlungsborn (9 Stück), Bad Doberan (2), Börgerende (7), Graal-Müritz (2), Barhöft (8), Kubitz (2) und Bansin (3). Des Weiteren fahren Angler mit Privatbooten (auch Schlauchboote) auf See.

Die Angelsaison auf Dorsch in diesem Segment beschränkt sich ebenfalls auf die Monate September bis April, da die meisten Gemeinden ein Fahrverbot für die restliche Zeit verhängen. Im März und April tritt die Heringsangelsaison im Küstenbereich in den Vordergrund.

Pro Saison fahren ca. 14.700 Angler mit einem Boot zum Dorschfang. Nach Auswertung diverser Fangstatistiken lässt sich als Fang im Mittel ein Wert von 9,0 Dorschen pro Angler errechnen. Durch die Freizeitfischerei vom Boot werden demnach ca. 132.300 Dorsche pro Saison entnommen. Kalkuliert man ein mittleres Gewicht von 1.250 g, so entsprechen die jährlichen Anlandungen der Bootsangler etwa einer Biomasse von 165 t.

4.5.3.4.3 Die Sportfischerei vom Land

Im Gegensatz zur Angelei vom Schiff, bei der der Angler den Fisch aktiv suchen kann, indem sein Köder über den Boden gleitet, muss der Angler vom Land darauf hoffen, dass in der Regel der Fisch beim Grundangeln den ausgelegten Köder findet. Des Weiteren benötigt der Angler einen Ausgangspunkt, von dem er seinen Köder in tiefere Gewässerteile, in denen sich die meisten Fische aufhalten, befördern kann. Solche Positionen bieten Seebrücken, von denen im Küstenbereich Mecklenburg-Vorpommern 16 Stück existieren. Weiterhin bieten sich dem Angler im Bereich von Häfen diverse Fangplätze, wie z.B. die Molen. Zusätzlich bevorzugen einige Sportler ruhige Plätze zum Ausüben ihres Hobbys, welche sie an den Stränden der gesamten Küste finden.

Nach Befragungen und Schätzung angeln pro Jahr von Land rund 42.500 Angler. Diese fangen im Mittel täglich die in Tabelle 20 dargestellten Fischmengen. Durch die Sportfischerei vom Land wird jährlich eine geschätzte Biomasse von ca. 41 t Fisch entnommen.

Tab. 20: Berechnung der Fangmenge bei 42.500 Landanglern im Jahr (ca. 116 Angler/Tag). Biomassen Dorsch: 1,2 kg/Stück, Flunder: 0,2 kg/Stück. Aalmutter und Aal: 0,3 kg/Stück. Seeskorpion: 0,1 kg/Stück

Fischart	Fang pro Angler und Tag	Gesamtfang pro Jahr (Stück)	Biomasse (t)
Dorsch	0,5	21.250	25,5
Flunder, Kliesche, Steinbutt	1	42.500	4,2
Aalmutter	1	42.500	6,4
Aal	0,1	4.250	0,6
Seeskorpion	1	42.500	4,2

Im Gegensatz zu den Angelaktivitäten vom Schiff, die generell tagsüber stattfinden, bevorzugen die Landangler die Dämmerung und die Nacht für ihre Aktivitäten. Auch in diesem Fall häufen sich die Aktivitäten ab September bis Mai, da in den Sommermonaten sich z.B. der Dorsch bei hohen Wassertemperaturen küstennah aufhält und reichlich anwesende Bade- und Kurgäste den Sportangler stören.

4.5.3.4.4 Angeln auf Hering

Von Mitte März bis Mitte Mai wird im Küstengebiet massiv auf Hering geangelt. Für diese Angelei nutzen die Sportler alle bereits oben besprochenen Ausgangspunkte, d.h. Kutter, Boote, Seebrücken und Molen. Pro Saison sind an der gesamten Küste rund 47.000 Heringsangler aktiv. Im Mittel lässt sich ein Fangwert von 16,8 Heringen pro Tag abschätzen. Demnach landen Heringsangler an der mecklenburg-vorpommerschen Küste pro Saison etwa 86,9 t Hering an.

4.5.3.4.5 Zusammenfassung

Sportangler nutzen für ihre Aktivitäten die Möglichkeiten der Fischerei mittels Kutter und Boot bzw. nutzen passiv diverse Standpunkte entlang der Küste zum Ansitz. Hauptziele der Angler sind Dorsch, Flunder (u.a. Plattfische) und Hering, denen auch in der kommerziellen Fischerei die größte Bedeutung zukommt.

Mit der umfangreichen Zusammenführung der Daten zur Freizeitfischerei aus verschiedenen Quellen liegt nun erstmals eine Abschätzung der Entnahme von Fisch durch nichtkommerzielle Fischerei vor.

Die Ergebnisse können mit den Anlandungsmengen der kommerziellen Fischerei und der Entnahme durch Topprädatoren aus dem Ökosystem verglichen werden.

Sportangler könnten ca. 100 t Hering pro Saison anlanden. Das entspricht nur etwa 1 % der Anlandungsmenge der Berufsfischer.

Dorsch wird nach den Schätzungen in einer Größenordnung von 350 t angelandet. Dies bedeutete immerhin 12 % der kommerziellen Anlandungsmenge.

Die Angelei auf Flunder erreicht nach Schätzungen (4 t) kaum 1 % der Fangmenge der Fischer.

Weiterhin intensiv beangelt sind Aal, Zander, Hecht und Flussbarsch. Diese Arten bilden in den brackigen Bodden und Haffen von Darß-Zingst und Greifswald bis zum Oderhaff große Bestände. Abschätzungen zur Entnahmemenge durch Freizeitfischer sind für diese Arten nicht möglich. Es ist aber auf Grund der hohen Attraktivität dieser Arten für die Freizeitangler und ihrer guten Beangelbarkeit von einer nicht unerheblichen Entnahmemenge auszugehen. Abschätzungen über Entnahmemengen an Hechten durch Angler in Binnenseen haben ergeben, dass diese Mengen den Fang der Berufsfischerei übersteigen können.

4.5.3.5 Fischbestand

Bestandsforschung wird in der Bundesforschungsanstalt für Fischerei (Rostock-Marienehe) für ausgewählte Nutzfischarten (Hering, Dorsch, Flunder) der Ostsee seit Jahrzehnten durchgeführt. Im Zusammenhang mit der Ansiedlung der Kegelrobben im Küstengebiet von Mecklenburg-Vorpommern interessieren weniger Angaben aus der gesamten Ostsee als eher kleinskalige Bestandsschätzungen, da eine Dislokation der Fischerei anzeigt, wo sich die Fischbestände aufhalten. Regionale Bestandschätzungen sind z.B. für den Zander (WINKLER et al. 1989) verfügbar. Die einzige nutzbare Quelle für eine Abschätzung der Bestände in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns stellen somit die umfangreich gesammelten gebietsspezifisch statistisch erhobenen Fangmengen der einzelnen Fischarten dar. Diese sind in Zusammenhang mit einer kalkulierbaren Befischungsrate für eine Bestandsberechnung nutzbar. So können vergleichend die erhobenen gebietsspezifischen Anlandungsmengen der Küstenfischer Mecklenburg-Vorpommerns genutzt werden, um Rückschlüsse auf den Fischbestand des Gewässers zu schließen. Anzumerken ist ferner, dass der einer Kegelrobbe zur Verfügung stehende Fischbestand größer ist, als der für die Fischerei nutzbare Bestand, da Robben auch die jeweiligen Jungtiere fressen werden. Nachfolgend werden die im Jahr 1999 aktuell verfügbaren Bestandsdaten dargestellt.

Für den Hering lässt sich nach GRÖHSLER & ZIMMERMANN (im Druck) postulieren, dass nur etwas mehr als 10 % der deutschen Heringsfangquote in den letzten Jahren abgefischt wurde. Einer Fangmenge von etwa 10.000 t steht allein ein geschätzter Laicherbestand von ca. 200.000 t gegenüber.

Ähnlich stellt sich die Situation beim Sprott dar. Zum Gesamtbestand von 2,25 Mio. t im Jahre 1993 zählt ein Laicherbestand von 1,25 Mio. t. Die internationalen Sprottfänge aus der Ostsee betrugen 280.000 t (RECHLIN & BAGGE 1996).

Der Gesamtbestand an Dorsch der westlichen Ostsee erreicht z.Zt. (1997) einen Wert von 70.650 t (ERNST 1999) und befindet sich damit am 30-jährigen Mittel. Die Hälfte (35.000 t) zählt zum Laicherbestand. Davon wurden nach RECHLIN & BAGGE (1996) ca. 25.000 t angelandet.

Der Gesamtbestand der Flundern der Arkonasee und der Bornholmsee betrug 1997 26.000 t (FRIESS 1999) wobei 21.900 t dem Laicherbestand zuzurechnen sind. Die internationalen Anlandungen betrugen 8.700 t.

Nach SCHULZ (pers. Mitteilung, Verein Fisch und Umwelt e.V., Rostock) wird der Laicherbestand des Ostseeschnäpels auf ca. 100.000 Stück (ca. 70 t) zuzüglich 30 t Juvenile geschätzt.

Für den Zander der Darß-Zingster-Boddenkette konnten WINKLER et al. (1989) eine Biomasse des befischbaren Bestands von 380 - 660 t ermitteln und kalkulierten danach ein Befischungsintensität von 30 % p.a. vom befischbaren Bestand.

Die Dichten des Sandaals liegen im Dezember/Januar bei 1-4 Tiere/m (100 kg = 21.000 Stück) (JÄHNICHEN 1965).

Tab. 21: Berechnung der Befischungsrate des Laicherbestands einzelner Arten (Quellen: siehe Text)

Fischart	Laicher-Fischbestand (t)	Fangmenge (t)	Befischungsrate (%)
Hering	200.000	10.000	5
Sprott	1.250.000	280.000	22
Dorsch	35.000	25.000	71
Flunder	21.900	8.700	40
Schnäpel	70	7	10

Tab. 22: Abschätzung der Befischungsrate des befischbaren Bestands einzelner Arten

Befischungsrate(%)	Fischarten
50	Dorsch, Hecht, Lachs, Meerforelle
40	Barsch, Flunder
30	Aal, Aalmutter, Hornhecht, Kliesche, Schlei, Schnäpel, Scholle, Steinbutt, Wittling, Zander
20	Plötz
15	Hering, Sprott
10	Blei, Seehase, Sonstige

kulieren, die den Robben zur Verfügung stehen (Kap. 4.5.3.7). Tab. 22 lässt erkennen, dass die Fischarten mit großen Biomassen (Hering, im Brackwasser die Cypriniden Plötz, Blei) z.Zt. deutlich unterbefischt sind, während verkaufsattraktive Arten (Dorsch, Lachs, Aal, Zander) einer hohen Nutzungsrate durch die Fischerei unterliegen.

Bestandsschätzungen zu weiteren Fischarten sind nicht verfügbar. Ausgehend von den vorhandenen Daten zur Befischung der Laicherbestände (Tab. 21) wurden für die relevanten Arten der Küstenfischerei Mecklenburg-Vorpommern Abschätzungen zur Befischungsrate angestellt, wobei zur Vereinfachung eine Einteilung in wenige Klassen erfolgte und der Gesamtbestand (Laicherbestand und Rekruten) als Basis gewählt wurde (Tab. 22). Die Befischungsrate (Anteil des Fischereiertrages vom befischbaren Bestand) wird im weiteren Verlauf benutzt, um regionale Bestandsgrößen zu kalkulieren, die den Robben zur Verfügung stehen (Kap. 4.5.3.7). Tab. 22 lässt erkennen, dass die Fischarten mit großen Biomassen (Hering, im Brackwasser die Cypriniden Plötz, Blei) z.Zt. deutlich unterbefischt sind, während verkaufsattraktive Arten (Dorsch, Lachs, Aal, Zander) einer hohen Nutzungsrate durch die Fischerei unterliegen.

4.5.3.6 Zur Ernährungsbiologie der Kegelrobbe

Die Kegelrobbe lässt sich als Konsument zweiter Ordnung in das Nahrungsgefüge aquatischer Ökosysteme einordnen. Die Tiere ernähren sich sowohl von Fried- als auch von Raubfischen. Die Nahrung der Kegelrobben unterliegt sowohl qualitativ als auch quantitativ annualen, saisonalen und geographischen Variationen. Im Nachfolgenden sind verfügbare Ergebnisse zur Ernährungsbiologie der Kegelrobbe unter verschiedenen Gesichtspunkten analysiert. Auch wenn kaum Ergebnisse zur Nahrungswahl von Kegelrobben aus der Ostsee vorliegen, lassen sich aus den Resultaten anderer Regionen dennoch konkrete Rückschlüsse für die Ernährungssituation von Kegelrobben in der südlichen Ostsee ableiten.

4.5.3.6.1 Qualität der Nahrung

Fisch ist die eindeutig bevorzugte Nahrung der Kegelrobben. MURIE & LAVIGNE (1992) fanden Fischreste in 93 % der untersuchten mit Nahrung gefüllten Mägen, Reste von Invertebraten (Krebse, Weichtiere) wurden dagegen nur in 12 % der Mägen bestimmt. Noch deutlicher verschiebt sich das Verhältnis zu Gunsten der Fische betrachtet man die Frischmasse, die nach den Autoren bei den Fischen 100 % des Nahrungsgewichtes ausmacht. Ähnliche Aussagen treffen BOWEN & HARRISON (1994) und BENOIT & BOWEN (1990b), bei deren Untersuchungen in ca. 7 % der nahrungsgefüllten Mägen Reste von Invertebraten auftraten, die kaum (0,3 %) Einfluss auf das Frischgewicht der Nahrung hatten. Einzig Cephalopoden wurden in jedem sechsten nahrungsgefüllten Magen gefunden (BENOIT & BOWEN 1990a) und können mit 8 - 20 % größere Bedeutung am Nahrungsgewicht erlangen (BOWEN et al. 1993; PIERCE et al. 1991). Inwieweit Invertebraten-Nahrung als Sekundärnahrung aufzufassen ist, soll, ob der geringen Anteile an der Gesamtnahrung, nicht weiter diskutiert werden.

Kegelrobben haben ein breites Beutespektrum, das sicherlich von regionalen Verhältnissen stark beeinflusst wird. Es konnten zwischen 10 und 25 Fischarten in den Mägen gefunden werden. (BENOIT & BOWEN 1990a; BENOIT & BOWEN 1990b; BOWEN et al. 1993; BOWEN & HARRISON 1994; MURIE & LAVIGNE 1992; PIERCE et al. 1990, PIERCE et al. 1991a; PIERCE et al. 1991b; PRIME & HAMMOND 1987).

4.5.3.6.2 Bedeutung einzelner Fischarten

In Mägen von Kegelrobben einer britischen Population konnten zwischen 10 und 25 verschiedene Fischarten nachgewiesen werden (s.o.), doch kommt dabei einzelnen Arten eine besondere Wichtigkeit zu. So nahmen die drei Arten Sandaale, Dorsch und Seezunge (*Solea solea*) im Mittel der Untersuchungen von PRIME & HAMMOND (1990) 56 % der Nahrungsmasse ein. Die Plattfische Kliesche, Flunder und Scholle stellten weitere 22 %. THOMPSON et al. (1996) konnten bei Untersuchungen an amerikanischen Kegelrobben ebenfalls eine große Bedeutung (69 %) der Sandaale am Nahrungsgewicht aufzeigen. Plattfische (Kliesche, Flunder, Scholle und Rotzunge) wurden mit 14 % konsumiert. Dorschartige (*G. morhua*, *Pollachius virens*, *Molva molva*, *Merlangius merlangus*) wurden dagegen nur zu 7 % der Nahrungsmasse aufgenommen. Die Beute einer anderen amerikanischen Kegelrobbepopulation bestand dagegen zu 41 % nach Gewicht aus Dorsch (BENOIT & BOWEN 1990 a). Daneben waren die Aalmutter (*Macrozoarces americanus*) mit 16 % und der Seehase mit 14 % häufiger Nahrungsbestandteil. BOWEN et al. (1993) stellten mit 80 % am Gesamtgewicht der Nahrung die Bedeutung von Atlantischen Hering (38 %), Dorsch (19 %), Sandaal (*Ammodytes dubius*, 13 %) und Seehecht (*Merluccius bilinearis*, 9 %) heraus. Fast ausschließlich aus Sandaalen (81 %) und Dorschen (11 %) bestand das Gesamtgewicht der Nahrung nach BOWEN & HARRISON (1994). Dorsch, Hering und Polarstint (*Mallotus villosus*) bestimmten zu 36, 26 und 10 Gewichtsprozent die Nahrung einer weiteren amerikanischen Kegelrobbepopulation (MURIE & LAVIGNE 1992).

Die Nahrungsbiomasse der Kegelrobbepopulationen konzentriert sich demnach auf 2-5 Fischarten. Von den Autoren konnte in Relation zur Verfügbarkeit der Fischarten keine Selektion nachgewiesen werden, d.h. Kegelrobben fressen opportunistisch. BOWEN & HARRISON (1994) wiesen bei ihren Untersuchungen eine enge Beziehung zwischen den 5 wichtigsten Beutefisch-Arten, die 98 % der Nahrung der Kegelrobben ausmachten, und der Häufigkeit des Vorkommens der Fischart nach Fangproben nach. Schlussfolgernd konnte festgestellt werden, dass abundante Beutefischarten im Öko-

system auch eine hohe Bedeutung in der Nahrung der Säuger finden. Die Autoren stellen weiterhin fest, dass die Längenhäufigkeitsverteilungen von Dorsch, Kliesche (*Limanda ferruginea*), Flunder (*H. platessoides*) aus den Nahrungsanalysen und aus den Fangproben übereinstimmend waren.

Die Beutefischarten variieren stark in ihrer Anatomie. Sandaale und Stinte (*Osmerus spec*, *Mallotus spec.*) werden kaum schwerer als 100 g. Demgegenüber erreichen Dorschartige Gewichte von mehr als 2000 g. Das bedeutet, wenn die Kegelrobbe auf einem Beutezug einen Fisch von 1000 g erbeutet, so benötigt das Tier 5 Beutezüge, wenn die Fische nur 200 g wiegen. Kegelrobben fraßen nach BENOIT & BOWEN (1990 a) zu 66 % der Beuteorganismen den Polarstint (*M. villosus*), zu 16 % Dorsch und nur wenige Aalmuttern (1 %) (*M. americanus*). Ergebnisse zur aufgenommenen Frischmasse zeigen demgegenüber, dass Dorsch den Hauptteil mit 41 % stellt, Aalmutter 14 % und Polarstint nur 6 % Anteil an der Nahrung haben. Die Autoren ermittelten weiterhin, dass 93 % der untersuchten Tiere nur 1 Fischart gefressen hatten und 3 % hatten 2 Fischarten gefressen.

Die Tagesrationen wurden von PRIME & HAMMOND (1987) mit 5,9 kg/d kalkuliert. Nach den Ergebnissen von KASTELEIN et al. (1990) kann man einen ähnlichen Wert von ca. 5 kg/d im Mittel als Nahrung ansetzen. MOHN & BOWEN (1996) schätzen die Konsumtion sogar noch höher ein. Für Männchen einer Population soll diese bei 7,6 kg/d und für Weibchen bei 5,9 kg/d liegen (6,8 kg/d für die Population).

4.5.3.6.3 Variationen der Nahrungsaufnahme

Die Beutezusammensetzung der Kegelrobben variiert im Verlauf eines Jahres. Grundlage hierfür können zum einen artspezifische Charakteristika der Fischbestände sein, wie das Aufsuchen von Laichplätzen und damit eine Konzentration von Fisch auf einem bestimmten Raum. Andererseits können die Kegelrobben auf aktiven Wanderungen unterschiedliche Regionen zur Nahrungsaufnahme aufsuchen, in denen sich der Fischbestand anders zusammensetzt. Wie oben beschrieben fressen die Robben opportunistisch, d.h. diejenige Beute, die leicht verfügbar ist.

Saisonale Schwankungen

Nach Untersuchungen von HAUKSSON & OLAFSDOTTIR (1995) fraß jede dritte untersuchte isländische Kegelrobbe in den Monaten Februar-August Seehasen (*Cyclopterus lumpus*), wohingegen in der verbleibenden Zeit diese Beute nicht gefunden wurde. In den Monaten September-Januar nahm der Anteil der Seeskorpione (*M. scorpius*) deutlich zu. Sandaale dominierten die Nahrung im Juni, verglichen mit nur 61 % im April (PIERCE et al. 1991). Ähnliche Fluktuationen werden von PRIME & HAMMOND (1987) beschrieben, wo im Mai die Nahrung zu 96 % der Frischmasse aus Scholle bestand. Im Januar wurde dagegen nur 20 % dieser Art konsumiert und 31 % Dorsch. Saisonale Differenzen in der Nahrungsaufnahme wurden ferner von BOWEN et al. (1993), BOWEN & HARRISON (1994), HAMMOND et al. (1994 a, b), PIERCE et al. (1990), PRIME & HAMMOND (1987, 1990) nachgewiesen.

Nach Untersuchungen an zwei über 15 Jahre gehälterten Kegelrobben ergab sich, dass das Männchen bzw. Weibchen im Alter von 7-11 Jahren pro Monat die gleiche Menge Fisch konsumierte. Mit eintretender Geschlechtsreife im 12. Lebensjahr bis zum 16. Lebensjahr fraß das Männchen in den Monaten Januar und Februar im Mittel deutlich weniger und in den Monaten Mai bis Oktober deutlich mehr (KASTELEIN et al. 1990). Das Weibchen, welches im 11.-13. Lebensjahr ein Junges trug (keine Lakta-
tion), fraß von Januar bis Mai im Mittel deutlich weniger und von August bis Oktober deutlich mehr.

In Jahren mit säugenden Jungen fraß das Weibchen nur im Januar und Februar weniger, aber im März und Oktober deutlich mehr (KASTELEIN et al. 1990). Nach einer dreiwöchigen Säugezeit und der Separation stieg die tägliche Konsumtionsrate (etwa Ende Februar) auf 7 kg/d an (KASTELEIN et al. 1990).

BOWEN et al. (1993) stellten ebenfalls eine saisonale Abhängigkeit der Nahrungsaufnahme fest. Untersuchungen an Kegelrobben-Mägen erbrachten im Sommer einen geringeren Anteil leerer Mägen als im Winter. Kaum leere Mägen traten im August auf, wohingegen alle (n=63) im März analysierten Mägen leer waren.

Nach BONNER (1981) fasten Kegelrobben während des Haarwechsels bzw. fressen auf einem reduzierten Niveau. Weibchen wechseln das Fell nach der Laktationsperiode, etwa im März, und die Männchen wechseln es im April - Mai (MANSFIELD & BECK 1977; MURIE & LAVIGNE 1992). BOWEN et al. (1993) wiesen ebenfalls auf eine geringere Nahrungsaufnahme während der Reproduktions- und Haarwechselzeit hin. BENOIT & BOWEN (1990b) fanden keine Nahrung in 17 Mägen zur Reproduktionszeit.

Annuelle Schwankungen

Die Größe der Fischbestände unterliegt periodischen Schwankungen. Da Robben opportunistisch fressen verwundert es nicht weiter, dass zwischen einzelnen Untersuchungsjahren Fluktuationen im Nahrungsspektrum auftreten. Nach BENOIT & BOWEN (1990 a) wurde Dorsch in einem Jahr nur in 4 % der Mägen gefunden, wohingegen in zwei weiteren Jahren diese Fischart zu 30 % frequent war. Noch stärkere Fluktuationen wurden beim Polarstint in den 4 Untersuchungsjahren mit 1, 9, 41 und 81 % Vorkommen beobachtet.

Geographische Variationen der Nahrungsaufnahme

Wie unter 2.4.3 beschrieben bevorzugen einzelne Fischarten unterschiedliche Lebensräume, d.h. die Fischbestände differenzieren sich regional. Geographische Differenzen in der Nahrungsaufnahme wurden von BENOIT & BOWEN (1990 b), HAMMOND et al. (1994 a, b) und HAUKSSON & OLAFSDOTTIR (1995) festgehalten und verdeutlichen ebenfalls, dass die Kegelrobben das vorhandene Angebot an Beute nutzen.

Geschlechts- bzw. altersspezifische Aspekte der Nahrungsaufnahme

Nach Untersuchungen an zwei über 15 Jahre gehälterten Kegelrobben ergab sich, dass das Männchen mit zunehmendem Alter mehr Nahrung konsumierte. Nach einem Bedarf von 1300 kg Fisch/a (3,5 kg/d) im Alter von 6 Jahren, stieg die Konsumtionsrate im Alter von 16 Jahren auf 2300 kg Fisch/a (6,3 kg/d) an. Dem Weibchen reichten nach ähnlichem Anfangsanstieg der Konsumtionsrate ab dem 8. Lebensjahr etwa 1400 kg Fisch/a (3,8 kg/d) (KASTELEIN et al. 1990). Das Weibchen gebar im 12. und 13. Lebensjahr jeweils einen Heuler, welche aber gleich nach der Geburt starben. Veränderungen in der Konsumtionsrate traten zu diesem Zeitpunkt nicht auf. Die im 14. und 15. Lebensjahr geborenen Jungen wurden 3 Wochen gesäugt. In diesen Jahren stieg die Konsumtionsrate um 200 kg Fisch/a an (4,4 kg/d) (KASTELEIN et al. 1990).

Heuler zeigten im Vergleich mit Juvenilen nur geringe Unterschiede in der Nahrungszusammensetzung (1 Jahr alten Tieren) und adulten Tieren (BOWEN et al. 1993).

4.5.3.6.4 Größe und Energiegehalt der Beuteorganismen

Verschiedene Autoren haben der Größe der Beutefische von *H. grypus* bei ihren Untersuchungen Bedeutung beigemessen und herausgefunden, dass Robben größenselektiv fressen (z.B. BENOIT & BOWEN 1990a; BOWEN et al. 1993; BOWEN & HARRISON 1994; HAMMOND et al. 1994a, HAMMOND et al. 1994b; MURIE & LAVIGNE 1992; PRIME & HAMMOND 1990). Nach Analysen der Faeces bzw. der Mageninhalte wurden anhand bekannter Regressionen die Längen bzw. die Frischmassen der Beutefische näherungsweise abgeschätzt. Für die Gesamtprobe ermittelten BOWEN et al. (1993) eine mittlere Fischlänge von $25 \text{ cm} \pm 3,7$ und eine mittlere Frischmasse von $224 \text{ g} \pm 10,6$. BENOIT & BOWEN (1990a) errechnete 18 cm als mittlere Länge der Beutefische. Das Kegelrobben verstärkt kleinere Fische fressen zeigen die Untersuchungen von MURIE & LAVIGNE (1992) und BENOIT & BOWEN (1990a). Die Autoren ermittelten, dass 95 % resp. 88 % der Beute $< 30 \text{ cm}$ lang war und 78 % resp. 71 % sogar $< 20 \text{ cm}$. Das ergibt sich zwangsläufig aus der Biologie der Arten. Sandaale und Stinte beispielsweise erreichen kaum Längen $> 25 \text{ cm}$. Demgegenüber werden u.a. Dorschartige nicht selten größer 100 cm. Trotzdem waren 87 % der gefressenen Dorsche kleiner als 30 cm lang und wogen weniger als 250 g (MURIE & LAVIGNE 1992). Aber auch Beute von über 100 cm Länge und einem Gewicht von mehr als 2000 g wurde in der Nahrung der Kegelrobben festgestellt (HAMMOND et al. 1994a; HAMMOND et al. 1994b). Die Längen-Häufigkeitsverteilungen von Dorsch und Flunder zeigten nach BENOIT & BOWEN (1990 a) zwischen 2 Jahren keine signifikanten Unterschiede.

Bedingt durch die Ansammlung von Reservestoffen in den Geschlechtsprodukten sind Beuteorganismen zur Reproduktionszeit besonders energiereich. Nach Untersuchungen von MURIE & LAVIGNE (1992) beziehen die Robben, trotz temporär hoher Bedeutung von Tintenfischen bzw. anderen Invertebraten in der Nahrung, ihre Energie zu 100 % aus Fischbeute. Der tägliche Energiebedarf wird im Mittel mit 5.530 kcal/d bzw. 23.140 kJ/d angegeben (SMRU 1985; FEDAK & HIBY 1985). MOHN & BOWEN (1996) kalkulierten für die Weibchen in einer Population im Mittel einen Bedarf von 36.000 kJ/d und für die männlichen Populationsmitglieder von 46.000 kJ/d. Bei der Betrachtung der artspezifischen Energiegehalte wird deutlich, dass z.B. 1 kg Hering doppelt soviel Energie besitzt wie 1 kg Dorsch.

4.5.3.6.5 Nahrungssuche

Kegelrobben sind sehr mobil. THOMPSON et al. (1996) haben Telemetrie-Studien an 5 Kegelrobben über 1-5 Monate beginnend im August durchgeführt. Demnach legten die Tiere bis zu 365 km zwischen zwei Ruheplätzen zurück. Ein Tier bewegte sich aber auch nur maximal 40 km zwischen 2 Ruheplätzen im Untersuchungszeitraum. Die Kegelrobben zeigten starke individuelle Revieransprüche, bei denen es kaum Überlappungen in den 75 % Aufenthaltsbereichen auf See gab. Mindestens 71 Tage von 125 verbrachten die Tiere dabei, vermutlich zur Nahrungssuche, auf See. Kegelrobben ist es demnach möglich in einem weiten Revier nach Beute zu jagen.

4.5.3.6.6 Zusammenfassung

Die vorliegenden Ergebnisse zur Ernährungsbiologie von Kegelrobben verdeutlichen eine opportunistische Ernährungsweise. Gefressen wird Fisch, der regional leicht verfügbar ist, und das nicht artenselektiv. Trotzdem lässt sich in Bezug auf die Größe der Beuteorganismen eine Bevorzugung von

Fischen der Längen um 30 cm erkennen. Im Winter/Frühjahr wird während der Reproduktionszeit und der Zeit des Haarwechsels die Nahrungsaufnahme reduziert, d.h. zur Zeit der intensivsten Fischerei an unserer Küste. Die entstandenen Energieverluste werden im Sommer/Herbst wieder ausgeglichen. Kegelrobben verbringen viele Wochen auf See zur Nahrungsaufnahme und können dabei einige 100 km zwischen Ruheplätzen wandern. Eine Kegelrobbe benötigt ca. 5-7 kg Fisch pro Tag, der einen Energiebedarf von 23.000-46.000 kJ/d decken muss.

4.5.3.7 Gebietsabhängige Verfügbarkeit von Beute für Kegelrobben – Eine Prognose

Tab. 23: Monatliche Menge an Nahrung eines Bestandes von 150 Robben

Monat	Abweichung (%)	Nahrungsaufnahme (t)
JAN	-18,4	20,4
FEB	-31,8	17,1
MRZ	9,6	27,4
APR	-5,0	23,8
MAI	7,0	26,8
JUN	4,8	26,2
JUL	0,0	25,0
AUG	5,2	26,3
SEP	7,4	26,9
OKT	20,8	30,2
NOV	-2,6	24,4
DEZ	3,0	25,8
Summe:		300,0

Auf Grundlage der gesammelten Befischungsdaten und eigener artspezifischer Abschätzungen des Befischungsgrades (Tab. 22) des Gesamtbestandes wurde für jede im Küstengebiet Mecklenburg-Vorpommerns wesentliche Fischart eine gebietsabhängige Bestandsgröße geschätzt und die Einzeldaten zu einer monatlichen regionalen Bestandsgröße summiert. Die monatliche Abweichung der Nahrungsaufnahme der Kegelrobben innerhalb eines Jahres wurde nach KASTELEIN et al. (1990) für 5 Tiere gemittelt. Für einen Robbenbestand von 150 Tieren wurde bei einem Jahresbedarf von 2 t Fisch pro Individuum (MOHN & BOWEN 1996) die monatliche Nahrungsmenge kalkuliert (Tab. 23). Der Robbenbestand benötigt monatlich zwischen 17 und 30 t Fisch.

Tab. 24: Darstellung des nach Schätzwerten kalkulierten (siehe Text) gebietsabhängigen Fischbestandes (t) nach Fischerei und Fraß einer 150 Tiere umfassenden Robbenpopulation (exklusiv bezogen auf das Betrachtungsgebiet). Rote, negative Werte verdeutlichen Nahrungsmangel. Blaue Werte kennzeichnen Fischbestände, die über dem Jahresbedarf der Robbenpopulation von 300 t liegen.

	JAN	FEB	MRZ	APR	MAI	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEZ	Nahrungs- mangel (Monate)
3	20	981	8769	12484	6320	198	32	28	54	37	134	3	0
7	48	34	32	96	73	8	8	10	47	26	72	76	0
24	425	148	518	163	88	167	218	273	445	406	510	732	0
UG24	166	508	2855	5759	3097	392	99	254	285	331	466	336	0
1	-1	58	209	276	316	400	65	176	186	142	159	97	1
2	-3	-11	10	203	98	67	38	47	55	34	7	4	2
5	9	78	364	584	117	7	9	-2	-5	-12	27	50	3
8	6	81	200	308	61	-3	-5	-7	1	0	-8	-15	5
*	25	38	160	624	614	369	133	-30	-9	-23	-15	-27	-30
4	-6	106	156	208	63	-9	-12	-12	-14	-11	-20	-21	8
6	-24	-25	-13	-14	0	-23	-22	-21	-18	-19	-22	-24	11
UG22	-16	-21	-14	-15	-16	-21	-22	-19	-18	-16	-17	-18	12

In Abhängigkeit von den geschätzten Befischungsraten wurde für jedes Fischereigebiet der monatliche Restbestand an Fisch geschätzt (Tab. 24). Nicht berücksichtigt wurden dabei Ausfallzeiten der Berufsfischerei durch Eisgang, vor allem in den süßwassergeprägten Gebieten Oderhaff, Jasmunder Bodden und Darß-Zingster Boddenkette, sowie bestandsschonende Maßnahmen während der Zeiten von Fangverboten. Innerhalb dieser Zeiträume ist der Bestand natürlich deutlich weniger gefischt, als in Tabelle 22 ausgeführt. Außer Acht gelassen wurden weiterhin die wirtschaftlich ungenutzten Fischbestände. Für die Robben würde deshalb a priori mehr Nahrung zur Verfügung stehen.

Eine weitere Unterschätzung des Bestandes erfolgt durch die Aktivitäten der Fischer, die zur Heringsaison (Februar-Mai) küstennah fischen (Gebiet 3 und UG24), wobei anzunehmen ist, dass die Bestände in der Ostsee (Gebiet 24) sich ähnlich hoch darstellen.

Ausreichend Nahrung während des gesamten Jahres fände eine Robbenpopulation mit 150 Individuen im Bereich des Greifswalder Bodden und dem vorgelagerten Außenstrand und natürlich in der Arkonasee (Gebiet 24) (Abb. 63). Gute Nahrungsgrundlagen wären aber auch in der Wismar Bucht, dem Oderhaff und dem Peenestrom gegeben. Von Februar bis Mai könnte der Hering in der Nahrung dominieren. Von September bis Januar dürften eher Dorsche von den Robben gefressen werden.

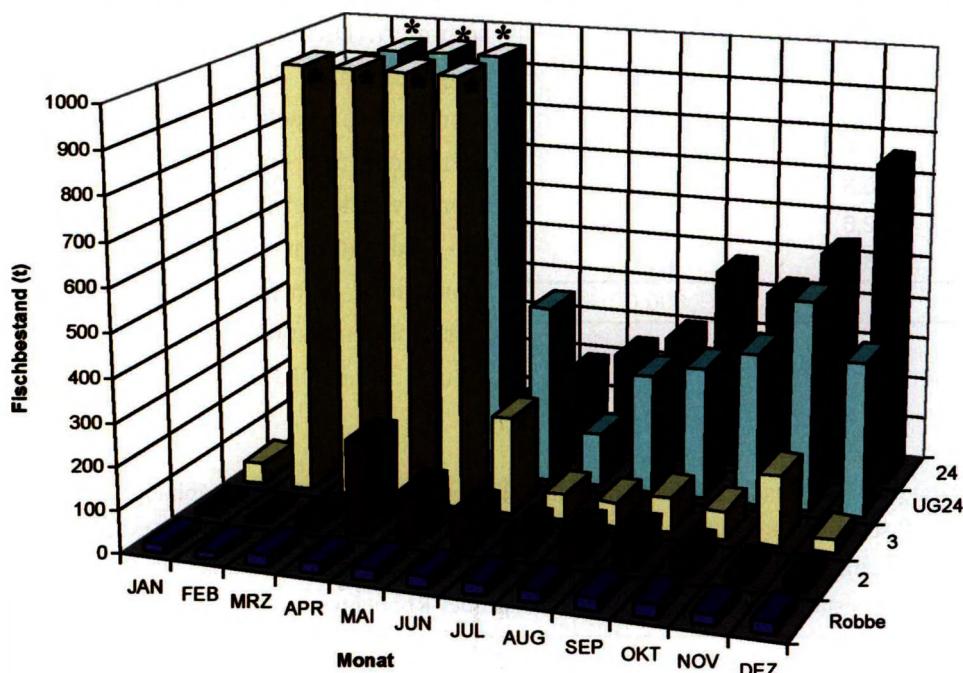


Abb. 63: Vergleich des monatlichen Nahrungsbedarfs einer 150 Tiere umfassenden Robbenpopulation mit dem vorhandenen Fischbestand im Peenestrom (2), im Greifswalder Bodden (3), im Außenstrandbereich (UG24) und in der Arkonasee (24). *- Bestand > 1.000 t.

4.5.3.8 Wechselwirkungen zwischen Robben und der Fischerei

"Die schlimmsten Feinde der Fischer, die Seehunde,... zerstören auf ihrem Zuge die Netze der Fischer und fressen und verjagen alle Fische" (ANONYMUS 1904). Wechselwirkungen zwischen Robben und der Fischerei treten vor allem in Bezug auf die Fanggeräte auf. Es können drei Arten klassifiziert werden a) Direkter Kontakt zum Fanggerät durch Zerstörung oder Verfangen der Robbe in den Netzen, b) Entfernen oder Anfressen von gefangenem Fisch aus den Fanggeräten und c) Störeffekte auf den Fang durch die Anwesenheit der Tiere nahe der Fanggeräte.

Robben neigen dazu in der Nähe von Fanggeräten zu jagen oder umgekehrt (MORIZUR et al. 1999). Das ist nicht weiter verwunderlich, da die Fischer sicherlich aus Erfahrung wissen, wo sich verstärkt Fisch aufhält bzw. durch geeignete Ortungsgeräte Fische lokalisieren können. Ergebnisse zum Beifang von Säugetieren existieren vor allem für die dicht mit Meeressäugern besiedelten Gebiete des Nordatlantik (z.B. HOFMAN 1990; MURIE & LAVIGNE 1991), die aber kaum auf die Ostseeverhältnisse übertragbar sind. Robben können bei der aktiven Schleppnetzfischerei in die Netze geraten. MORIZUR et al. (1999) fanden 4 Kegelrobben als Beifang der irischen Heringsfischerei mit einer Rate von 0,04 Robben pro Schleppstunde bzw. 0,05 Tiere pro Schlepp. Auf identische Werte kamen BERROW et al. (1997). BAKER et al. (1998) untersuchten die Todesursachen von Kegelrobben u.a. der englischen Küste. Von 33 Heulern (jünger als 3 Wochen) und 50 Heulern (älter als 3 Wochen) starb keines aus Konfliktgründen mit der Fischerei. Dagegen starben 30 % der Juvenile (n=20, älter als 4 Monate) durch Ertrinken in Fischernetzen und 5 % zeigten Netzteile um den Nacken. Bei den 38 adulten Tieren starb keines in Netzen, wohl aber hatten 8 % Netzteile im Nacken und 3 % Haken im Magen. Nach PILATS (1988) wurden 1987 > 70 Kegelrobben (5 %) versehentlich gefangen und starben.

Kegelrobben nutzen die Fanggeräte der Fischer um Beute zu machen (HARWOOD 1983). Nicht nur Kiemennetze auch Langleinen werden attackiert. Zwischen 3 und 10 % des Fisches soll von den Robben aus den Fanggeräten geholt werden. MORRIS (1997) gibt ähnliche Werte für den Robbenfraß an Lachsfarmen an. Mit akustischen Geräten, Netzen und "seal bombs" versuchen die Fischer die Tiere fernzuhalten (z.B. SHAUGHNESSY et al. 1981; MORRIS 1997). GULLAND (1987) quantifiziert den Einfluss einer Robbe auf den Fischbestand mit 430 - 1200 Canada\$ pro Jahr.

Ungeachtet der negativen Effekte lassen sich auch positive Aspekte herausfiltern. Kegelrobben können sich zu einer "Gesundheitspolizei" entwickeln, die bevorzugt kranke, parasitierte und schwache Fische erjagt und somit die Qualität des Bestandes erhöht, d.h. Fische erjagt, die der Fischer sowieso nicht anlandet (GULLAND 1987).

Nach Untersuchungen von ELMGREN (1989) fraßen die Robben in der gesamten Ostsee um 1900 ca. 320 kt Fisch und die Fischer fingen 100 kt Fisch. Für 1980 sehen die Verhältnisse völlig anders aus. Den Anlandungen von 850 kt durch die kommerzielle Fischerei in der Ostsee steht ein Robbenfraß von nur 10 kt gegenüber ELMGREN (1989). OVERHOLTZ et al. (1991) schätzen für das Fisch-Ökosystem der nordöstlichen USA ab, dass bei einer Fischbestandsbiomasse von 3.100 kt die piscivoren Fische jährlich 337 kt (11 % des Fischbestandes) fressen, die Meeressäuger des Gebietes eine Menge von 120 kt fressen (4 %) und die Seevögel immerhin 19 kt vertilgen (1 %). BAX (1991) stellt in einer etwas anderen Weise den Verlust an Fisch aus sechs verschiedenen Ökosystemen dar, gibt aber zusätzlich Werte für die Fischerei an. Im Ökosystem Nordsee sollen demnach jährlich ca. 12 t Fisch/km² aus dem System fließen, wobei piscivore Fische mit 58 % den größten Anteil haben. Immerhin noch 33 % des jährlichen Fischverlustes werden von der kommerziellen Fischerei getragen, wohingegen der Fraßdruck durch Meeressäuger (1 % Anteil) nach dem durch Seevögel (5 % der Fischmortalität), an letzter Stelle rangiert.

Es wird demnach deutlich, dass selbst in Ökosystemen mit umfangreichen Beständen verschiedenster Meeressäuger nur ein geringer Prozentsatz an Fisch-Biomasse zu diesen Tieren fließt aber ein wesentlich größerer Teil durch den Menschen entnommen wird.

Für den Fischbestand der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns inklusive des Außenstrandes lässt sich nach den gesammelten Daten der jährlichen Anlandungsmengen aus der kommerziellen

Fischerei und der prozentualen artspezifischen Befischungsrate (Tab. 22) ein Fischbestand von mindestens 63.000 t für unser Gebiet annehmen. Nach den vorliegenden Untersuchungen fließen aus diesem Bestand jährlich 24 % in die kommerzielle Fischerei und 0,7 % in die nichtkommerzielle Fischerei. Piscivore Vögel entnehmen 1,3 % des Fischbestandes (ZIMMERMANN 1989) und eine 150 Tiere umfassende Robbenpopulation würde nur 0,5 % des Fischbestandes fressen (Abb. 64).

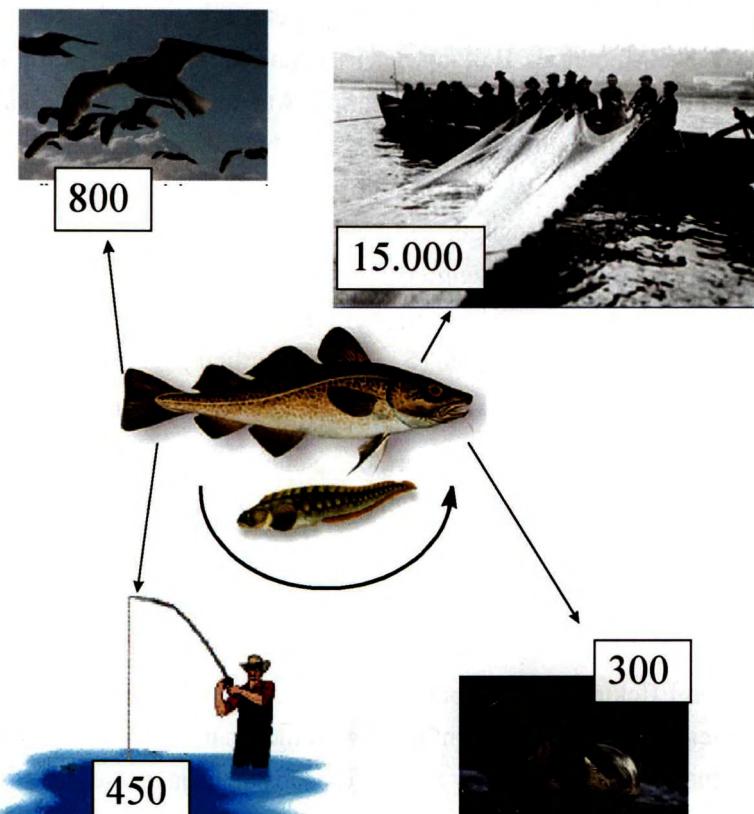


Abb. 64: Größenordnung der Fischbiomasseentnahme (t) aus einem Bestand von ca. 63.000 t durch verschiedene Prädatorengруппen für den Küstengewässerbereich Mecklenburg-Vorpommerns.

Quellen der Fotos: Möwen: <http://www.rowe-online.ch/ostsee/4tag.htm>; Fische: <http://www.angeln-deutschland.de>; Fischer: <http://www.ermatingen.ch/fischerei.htm>; Kegelrobbe: http://agora.unige.ch/ctie/bl/sek_reigoldswil/saeuge_tiere/kegelrobbe.html Foto: Armin Maywald

4.5.3.9 Zusammenfassung

Es wurden fischereistatistische Daten aus dem Küstengebiet Mecklenburg-Vorpommerns der Jahre 1968 bis 1998 zusammengestellt und ausgewertet. Die Berufsfischerei konzentriert sich zu 70 % auf den Bereich des Greifswalder Boddens und den Außenstrand um Rügen. In dieser Region sind entsprechend die meisten Fanggeräte, vornehmlich Stellnetze, konzentriert.

Die mengenmäßig größten Anlandungen stellt der Frühjahrsfang auf Hering mit 52 %. Dorsch- und Flunderfänge aus der Ostsee komplettieren mit 25 % bzw. 10 % den Fischfang. Süßwasserfische stellen mengenmäßig mit nur 7 % einen geringen Anteil am Gesamtfang.

Haupterlöse werden dagegen aktuell zu 37 % durch den Dorsch und nur zu 18 % durch den Hering erzielt. Die Bedeutung der Süßwasserfische (Zander, Flussbarsch, Aal) erhöht sich bei Betrachtung der Erlöse merklich auf fast 30 %.

Eine Abschätzung der wirklich im Bereich des Greifswalder Boddens gestellten Heringsnetzmengen hat ergeben, dass nur ein Teil der lizenzierten Menge zum Einsatz kommt.

Freizeitfischer sind im Küstengebiet sehr aktiv, landen aber im Vergleich mit der kommerziellen Fischerei insgesamt nur einen geringen Fang an (ca. 1 % beim Hering und der Flunder; ca. 10 % beim Dorsch der kommerziellen Fangmengen).

Außer für Dorsch, Hering, Plattfische und Zander stehen keine wissenschaftlichen Angaben zur Fischbiomasse in der Region zur Verfügung. Für alle anderen Arten sind die Anlandungsstatistiken die einzige Informationsquelle über ungefähre Bestandsgrößen und deren Dynamik.

Die Ernährungsbiologie von Kegelrobben wurde an Hand von Literaturrecherchen aufgezeigt. Demnach fressen die Tiere bezüglich der Beutearten opportunistisch hinsichtlich der Größe jedoch selektiv. Beute im Bereich von 30 cm Körperlänge, somit teilweise unterhalb der Mindestfangmaße der Fischerei, wird favorisiert. Saisonale Variationen der Nahrungsaufnahme zeigen eine reduzierte Nahrungsaufnahme im Frühjahr, während der Reproduktionsperiode, und zur Zeit des Haarwechsels.

Kegelrobben konsumieren rund 5,9 kg/Fisch pro Tag. Eine 150 Tiere umfassende Population bedarf ca. 323 t Fisch pro Jahr.

Die mecklenburg-vorpommersche Ostseeküste insgesamt und auch der Bereich des Greifswalder Boddens für sich allein bieten für eine 150 Tiere umfassende Kegelrobbepopulation ganzjährig ausreichend Nahrung ohne dass Fangeinbußen seitens der Fischerei zu befürchten sind.

4.5.3.10 Literatur

- ANONYMUS (1904): Seehunde aus der nördlichen Ostsee. - Mitteilungen des deutschen Seefischereivereins, 20: S. 46
- BAKER, J.R.; JEPSON, P.D.; SIMPSON, V.R. & KUIKEN, T. (1998): Causes of mortality and non-fatal conditions among grey seals (*Halichoerus grypus*) found dead on the coasts of England, Wales and the Isle of Man. - The Veterinary Record 142: S. 595-601
- BAX, N.J. (1991): A comparison of the fish biomass flow to fish, fisheries, and mammals in six marine ecosystems. - ICES Marine Science Symposium 193: S. 217-224
- BENOIT, D. & BOWEN, W.D. (1990a): Seasonal and geographic variation in the diet of grey seal (*Halichoerus grypus*) in eastern Canada. - In: W.D. BOWEN [Hrsg.]: Population biology of sealworm (*Pseudoterranova decipiens*) in relation to its intermediate and seal hosts. - Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences 222: S. 215-226
- BENOIT, D. & BOWEN, W.D. (1990b): Summer diet of grey seal (*Halichoerus grypus*) at Anticosti Island, Gulf of St. Lawrence, Canada. - In: W.D. Bowen [Hrsg.]: Population biology of sealworm (*Pseudoterranova decipiens*) in relation to its intermediate and seal hosts. - Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences 222: S. 227-224
- BIESTER, E. (1979): Der Frühjahrshering Rügens – seine Rolle in der Fischerei der Ostsee und in den Übergangsgebieten zur Nordsee. Universität Rostock (Dissertation) 236 S.
- BOWEN, W.D. & HARRISON, G.D. (1994): Offshore diet of grey seals *Halichoerus grypus* near Sable Island. - Canada.-Mar. Ecol. Prog. Ser. 112: S. 1-11
- BOWEN, W.D.; LAWSON, J.W. & BECK, B. (1993): Seasonal and geographic variation in the species composition and size of prey consumed by grey seals (*Halichoerus grypus*) on the Scotian Shelf. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: S. 1768-1778

EG-VERORDNUNG (1997): Verordnung (EG) Nr. 88/98 des Rates vom 18. Dezember 1997 über bestimmte technische Maßnahmen zur Erhaltung der Fischereiressourcen in der Ostsee, den Belten und dem Øresund. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 9 vom 15.01.1998: S. 1-8

ELMGREN, R. (1989): Man's impact on the ecosystem of the Baltic Sea: energy flows today and at the turn of the century. - *Ambio*. 18 (6): S. 326-332

ERNST, P. (1999): 2.1.1 Dorsch - Jahresbericht 1998 Bundesforschungsanstalt für Fischerei: S. 28-32

FRIESS (1999): 2.1.2 Plattfische - Jahresbericht 1998 Bundesforschungsanstalt für Fischerei: S. 32-33

GRÖHSLER, T. & ZIMMERMANN, C. (1999): Aktueller Zustand der Herings- und Sprottbestände in Nord- und Ostsee, dem Ärmelkanal und den britischen Gewässern. - *Inf. Fischwirt.* 46 (3): im Druck

GULLAND, J.A. (1987): The impact of seals of fisheries. - *Marine Policy* 11: S. 196-204

HAMMOND, P.S.; HALL, A.J. & PRIME, J.H. (1994): The diet of grey seals around Orkney and other island mainland sites in north-eastern Scotland. - *Journal of Applied Ecology* 31: S. 340-350

HAMMOND, P.S.; HALL, A.J. & PRIME, J.H. (1994): The diet of grey seals in the Inner and Outer Hebrides. - *Journal of Applied Ecology* 31: S. 737-746

HAUKSSON, E. & OLAFSDOTTIR, D. (1995): Grey seal (*Halichoerus grypus* Fabr.), population biology, food and feeding habits, and importance as a final host for the life-cycle of sealworm (*Pseudoterranova decipiens* Krabbe) in Icelandic Waters. - In: A.S. BLIX; L. WALLOE & O. ULLTANG [Hrsg.]: Whales, seals, fish and man. - Elsevier Science B.V.: S. 565-571

HOFMAN, R.J. (1990): Cetacean entanglement in fishing gear. - *Mammal Review* 20 (1): S. 53-64

JÄHNICHEN, H. (1965): Untersuchungen an Sandaalen (Ammodytidae) als Grundlage der Langleinenfischerei an der Küste der DDR. Humboldt-Universität Berlin (Dissertation) 129 S.

KASTELEIN, R.A.; WIEPKEMA, P.R. & VAUGHAN, N. (1990): The food consumption of grey seals (*Halichoerus grypus*) in human care. - *Aquatic Mamm.* 15: S. 171-180

KLINKHARDT & RESCHKE (1980): Bestandszusammensetzung und Bestandsverbreitung des Herings südlich und westlich Rügens. Wilhelm-Pieck-Universität Rostock (Diplomarbeit) 159 S.

KRÄMER (1931): Die pommersche Fischerei. Pommern-Jahrbuch 1930-1931. 5. Jahrgang. - Stettin (Verlag Leon Sauniers Buchahndlg), S. 60-71

KÜFO (1994): Verordnung zur Ausübung der Fischerei in den Küstengewässern (Küstenfischereiordnung- KÜFO). 5.10.1994. Gesetz- und Verordnungsblatt für Mecklenburg-Vorpommern 1994. Nr. 21. GS Meckl.-Vorp. Gl. Nr. 793-2-2. Schwerin, S. 926-939

KUTTER & KÜSTE (1999a) Nr. 7: S. 64-65

KUTTER & KÜSTE (1999b): Charterboote Deutschland. Nr. 4: S. 38-39

MOHN, R. & BOWEN, W.D. (1996): Grey seal predation on the eastern Scotian Shelf: modelling the impact on Atlantic cod. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: S. 2722-2738

MORIZUR, Y.; BERRROW, S.D.; TREGENZA, N.J.C.; COUPERUS, A.S. & POUVREAU, S. (im Druck): Incidental catches of marine-mammals in pelagic trawl fisheries of the Northeast Atlantic. - *Fisheries Res.*

MORRIS, D.S. (1996): Seal predation at salmon farms in Maine, an overview of the problem and potential solutions. - *MTS Journal* 30 (2): S. 39-43

MÜLLER, W. (1985): Das Fangaufkommen des Rügenschen Frühjahrsherings im Fischereiaufsichtsbereich Lauterbach der Jahre 1984/85 (Fangstatistik von 84 Heringsfrühjahrsreusen). Universität Rostock (Diplomarbeit) 65 S.

MURIE, D.J. & LAVIGNE, D.M. (1992): Growth and feeding habits of grey seal (*Halichoerus grypus*) in the northwestern Gulf of St. Lawrence, Canada. - *Canadian Journal of Zoology* 70: S. 1604-1613

NOLTE, W. (1938): Die Blankaalfischerei mit großen Reusen an den Küsten Rügens. - *Zeitschr. f. Fischerei* 36 (4): S. 681-725

- OVERHOLTZ, W.J.; MURASKI, S.A. & FOSTER, K.L. (1991): Impact of predartory fish, marine mammals, and seabirds of pelagic fish ecosystem of the northeastern USA. - ICES MAR. SCI. SYMP. 193: S. 198-208
- PIERCE, G.J.; BOYLE, P.R. & THOMPSON, P.M. (1990): Diet selction by seals. - In: M. BARNES & R.N. GIBSON [Hrsg.]: Trophic relationships in the marine environment: Proceedings of the 24th European Marine Biology Symposium. Aberdeen University Press, Aberdeen, Scotland: S. 222-238
- PIERCE, G.J.; BOYLE, P.R.; DIACK, J.S.W. & CLARK, I. (1990): Sandeels in the diets of selas: application of novel and conventional methods of analysis to faeces from seals in the Moray Firth Area of Scotland. - J. mar. biol. Ass. U.K. 70: S. 829-840
- PIERCE, G.J.; BOYLE, P.R. & DIACK, J.S.W. (1991): Digestive tract contents of seals in Scottish waters: comparision of samples from salmon nets elsewhere. - Journal of Zoology, London 225: S. 670-676
- PIERCE, G.J.; MILLER, A.; THOMPSON, P.M. & HISLOP, J.R.G. (1991): Prey remains in grey seal (*Halichoerus grypus*) faeces from the Moray Firth, north-east Scotland. - Journal of Zoology 224: S. 337-341
- PRIME, J.H.; HAMMOND, P.S. (1987): Quantitative assessment of grey seal diet from faecal analysis. - In: HUNTER, A.C.; COSTA, D.P.; WORTHY; G.J.A. & CASTELLINI, M.A. [Hrsg.]: Appproaches to Marine Mammal energetics. Lawrence, Kansas (Society for Marine Mammalogy) - Society for Marine Mammalogy Special Publication 1: S. 165-181
- RECHLIN; BAGGE (1996): 3.3.2 Entwicklung der Nutzfischbestände. - In: LOZAN, J.L.; LAMPE, R.; MATTHÄUS, W.; RACHOR, R.; RUMOHR, H. & VON WESTERNHAGEN H. [Hrsg.]: Warnsignale aus der Ostsee. Berlin (Parey Verlag), S. 188-196
- RUMPHORST, H. (1930): Die Blankaalfischerei im Kreise Rügen. Zeitschr. f. Fischerei 28
- SCHULZ, N. (2000): Untersuchungen zum Fischereiaufwand des Fischereibezirks Greifswalder Bodden und seiner angrenzenden Gewässer nördlicher Peenestrom, Strelasund und Außenstrand. Fisch und Umwelt e.V., 24 S.
- SHAUGHNESSY, P.D.; SEMMELINK, A.; COOPER, J. & FROST, P.G.H. (1981): Attempts to develop acoustic methods of keeping Cape fur seals *Arctocephalus pusillus* from fishing nets. - Biol. Conserv. 21 (2): S. 141-158
- STRESEMANN, E. (1983): Exkursionsfauna. Bd. 3 Wirbeltiere. Berlin (Volk und Wissen Volkseigener Verlag), S. 13-82
- SUBKLEW, H.J. (1955a): Schleienaussetzung und Zandervermehrung im Greifswalder Bodden. - Dt. Fisch. Ztg. 12: S. 353-355
- SUBKLEW, H.J. (1955b): Fischereierträge und Hechtaussetzungen im Greifswalder Bodden. - Dt. Fisch. Ztg. 11: S. 321-325
- SUBKLEW, H.J. (1955c): Der Greifswalder Bodden, fischereibiologisch und fischereiwirtschaftlich betrachtet. - Zeitschr. f. Fischerei 4: S. 545-588
- SUBKLEW, H.J. (1959): Graphische Darstellung von Fangerrägen im Greifswalder Bodden. - Dt. Fisch. Ztg. 12: S. 370-372
- THOMPSON, P.M.; MCCONNELL, B.J.; TOLLIT, D.J.; MACKAY, A.; HUNTER, C. & RACEY, P.A. (1996): Comparative distribution, movements and diet of harbour and grey seals from the Moray Firth, N.E. Scotland. - Journal of Applied Ecology 33: S. 1572-1584
- WINKLER, H.M.; DEBUS, L. & THIEL, R. (1989): Bewirtschaftungsstrategie Zander. - Forschungsbericht der WPU Rostock, Sektion Biologie, WB Fischereibiologie. (unveröffentlicht) 30 S.
- ZIMMERMANN, H. (1989): Kormoran, *Phalacrocorax carbo*, und Fischerei in der DDR. - Beiträge zur Vogelkunde. 35: S. 190-198

4.6 Untersuchungen zum Fischereiaufwand im Fischereibezirk 03 Greifswalder Bodden und seinen angrenzenden Gewässern nördlicher Peenestrom, Strelasund und Außenstrand

Norbert Schulz, Verein Fisch und Umwelt, Mecklenburg-Vorpommern e.V., Rostock

4.6.1 Einleitende Bemerkungen

Für den Ansiedlungserfolg der Kegelrobbe ist, neben vielen anderen Komponenten, wie Nahrungsangebot und Konkurrenz, im besonderen Maße die Beeinträchtigung durch fischereiliche Aktivitäten maßgebend. Fischereiliche Aktivitäten beinhalten sowohl den Komplex des eigentlichen Fangprozesses mit dem Aussetzen und Aufnehmen der Fanggeschriffe als auch den fischereilichen Aufwand. Der Fischereiaufwand kann definiert werden als Menge und Art des Fanggeschriffs, das in einer bestimmten Zeiteinheit in einem bestimmten Gebiet im Einsatz ist.

Der Fischereibezirk Greifswalder Bodden und die angrenzenden Regionen des Außenstrandes sind der Seefischerei zugeordnet. Die Seefischerei der Bundesrepublik Deutschland ist in die gemeinsame Fischereipolitik der Europäischen Union eingebunden. Zweck der gemeinsamen Fischereipolitik ist der Schutz der biologischen Meeresressourcen und eine ausgewogene Nutzung der Fischbestände im Interesse der Fischereibetriebe und der Konsumenten.

Neben verschiedenen Verordnungen der Europäischen Union zur Regelung der Fischerei, ist das MAP (Mehrjähriges Ausrichtungsprogramm der EU) in Hinblick auf den Fischereiaufwand relevant, da es sich insbesondere mit der Kapazität der Fischereiflotte befasst. Da der Greifswalder Bodden der Seefischerei zugeordnet ist, sind alle dort stationierten Fischereifahrzeuge (sowohl motorisierte Fahrzeuge, als auch Ruderboote, die zu fischereilichen Zwecken genutzt werden) registriert. Ziel des MAP ist es, ein ausgewogenes Verhältnis zwischen den Bestandsgrößen der kommerziell genutzten Fischarten und den Kapazitäten der Fangflotten (Fischereiaufwand) herzustellen.

Es kann davon ausgegangen werden, dass die gegenwärtigen Kapazitäten an Fangfahrzeugen und Fanggeschriften in den kommenden Jahren nicht ausgebaut werden. Neben den Verordnungen der EU gelten im Fischereibezirk weiterhin das Fischereigesetz für das Land Mecklenburg-Vorpommern vom 6. Dezember 1993 (GS Meckl.-Vorp. Gl. Nr. 793-2) und die Verordnung zur Ausübung der Fischerei in den Küstengewässern (Küstenfischereiordnung - KüFO) vom 5. Oktober 1994, (GS Meckl.-Vorp. Gl. Nr. 793-2-2).

4.6.2 Fischereibezirk Greifswalder Bodden

Der Greifswalder Bodden verliert im Unterschied zum Peenestrom und dem Stettiner Haff deren ausgeprägten limnischen Charakter und zeigt eine deutliche Tendenz zum Lebensraum Ostsee.

4.6.2.1 Hydrographie

Der Greifswalder Bodden stellt ein von der Ostsee geprägtes Gewässer mit geringen Süßwasser-Einflüssen dar. Der jährliche Wasseraustausch beträgt etwa das 12fache seines Volumens. Der Salzgehalt im zentralen Greifswalder Bodden betrug im langjährigen Mittel der Jahre 1981 bis 1994

7,7 psu. Der Greifswalder Bodden befindet sich damit im mesohalinen Bereich und weist mit Ausnahme des Mündungsgebietes der Peene ein ähnliches Salzgehaltsregime wie die Pommersche Bucht auf. Die durchschnittlichen Sichttiefen liegen im langjährigen Mittel bei ca. 2 m.

Der Trophiegrad, bestimmt über die Biomasseproduktion, entspricht mesotrophen Verhältnissen (GOAP 1995).

4.6.2.2 Fischereistandorte, Anzahl der Boote und Fischer

Am Greifswalder Bodden gibt es zwei Fischereiaufsichtsbereiche, Lauterbach und Freest. In den angrenzenden Gewässern der ostvorpommerschen Außenküste sind weiterhin die Häfen Göhren im Aufsichtsbereich Sassnitz sowie Zinnowitz im Aufsichtsbereich Rankwitz von Bedeutung.

Im Aufsichtsbereich Lauterbach sind derzeit 199 Fahrzeuge, vom Kutter bis zum Ruderboot, im Aufsichtsbereich Freest 136 Fahrzeuge (davon etwa 100 größere Fischereifahrzeuge) im Einsatz.

Im Hafen Göhren sind 12 Fahrzeuge und im Hafen Zinnowitz ist 1 Fahrzeug gemeldet. Auf der Insel Usedom verlegen die Fischer im Verlaufe des Jahres ihre Boote aus dem Achterwasser zeitweise an den Außenstrand, so dass die Fischereiaktivität dort zeitweilig auch hoch ist.

Während der Frühjahrsheringsaison können Gastfischer im Greifswalder Bodden zum Einsatz kommen.

Die Anzahl der Fischer in den Aufsichtsbereichen Lauterbach und Freest sowie in den Häfen Göhren und Zinnowitz ist in Tabelle 25 dargestellt.

Tab. 25: Anzahl der Fischer in den Aufsichtsbereichen Lauterbach und Freest sowie in den Häfen Göhren und Zinnowitz

Bereich bzw. Ort	Lauterbach	Freest	Göhren	Zinnowitz
Haupterwerbsfischer	66	78	7	1
Nebenerwerbsfischer	17	21	-	-
Freizeitfischer*	56	41	-	-
Gesamt	139	140	7	1

* siehe § 3(4) KüFO

4.6.2.3 Art und Anzahl der Fanggeräte in den Fischereibezirken

Begriffsdefinitionen

Stellnetz

Hier die Bezeichnung für ein maschendes Gerät unterschiedlicher Maschenöffnungsgröße, in denen die Fische mit Körper, Flossen, Stacheln, Zähnen oder Kiemendeckeln hängen bleiben.

Es wird zwischen einwandigen Kiemennetzen oder mehrwandigen Stellnetzen, den sog. Ledderings oder Spiegelnetzen unterschieden.

Stellnetze werden täglich nachbesehen, in der kalten Jahreszeit kann ein 2-3tägiger Rhythmus vor kommen.

Aalhaken

Die Bezeichnung ist ein Sammelbegriff für alle in der Fischerei genutzten Haken, verschiedenster Größen, mit denen angelbare Fischarten gefangen werden können.

Die Haken sind an den sog. Mundschnüren der Langleinen befestigt.

Die Langleinen werden entsprechend der zu fangenden Fischart (Dorsch, Lachs, Steinbutt, Aal und einige Süßwasserfische) wie folgt aufgestellt:

am Grunde liegend, halb schwimmend, schwimmend, an der Oberfläche schwimmend

Die Langleinen werden nachmittags oder abends beködert ausgelegt und am anderen morgen eingeholt. Je Fahrzeug sind 2.000 bis 4.000 Haken üblich, so dass mehrere Kilometer Langleine ausgebracht werden.

Aalkorb (eigl. Aalkorbkette)

Eine Aalkorbkette des Wismarer Typs besteht aus ca. 6 Mittelkörben und 2 Endkörben. Die Endkörbe sind etwa 1,50 m, die Mittelkörbe 2 bis 2,50 m und die Leitwehre 3,5 m lang. Somit kann die Kette eine Länge von bis zu 40 m erreichen. Der Bügeldurchmesser beträgt bis zu 60 cm. Die seit 1990 stärker zum Einsatz kommenden Aalkörbe des dänischen Typs aus zwei Endkörben und dazwischen einem ca. 4 m langen Wehr (Gesamtlänge 8-10 m). Es werden oftmals mehrere Aalkörbe nebeneinander gesetzt.

Bügelreusen (Korbreusen)

Bügelreusen sind Aalkörben vergleichbar, jedoch beträgt ihr Bügeldurchmesser 60 cm bis 3 Meter. Sie bestehen aus Häusern, Flügeln und Leitwehren. Sie werden an Pfählen befestigt.

Kummreusen

Die Fangkammern der Kummreusen sind bügellos und bedeutend größer als die der Bügelreusen. Sie bestehen aus glatten Netzwänden und sind an Pfählen befestigt. Sie sind normalerweise oben offen, zum Schutz vor Kormoranfraß sind neuerdings aber auch "Dächer" an der Oberfläche eingebaut. Wenn die Reusen nicht von Pfählen, sondern von Ankern gehalten werden, spricht man von schwimmenden Ankerreusen, die auch im Greifswalder Bodden eingesetzt werden.

Tab. 26: Art und Anzahl von Fanggeräten in den Fischereibezielen, entsprechend der Küstenfischereiordnung

Fischereibeziirk	Stellnetze (m)*	Aalkörbe (Stück)	Haken (Stück)
Stettiner Haff	65.000	3.000	20.000
Peenestrom	58.000	2.000	40.000
Greifswalder Bodden	250.000	9.000	180.000
Strelasund	40.000	3.000	10.000
Gewässer zwischen Hiddensee und Rügen	90.000	12.000	40.000
Kl. Jasmunder Bodden	6.000	300	3.500
Darßer Boddenkette	52.000	2.000	15.000
Wismar Bucht davon Salzhaff	86.000 6.000	11.500 3.500	40.000 5.000

* Infolge der Besitzstandswahrung der Fischereibetriebe seit Einführung der KÜFO im Jahre 1994 ist die Zahl der Stellnetzmeter im Greifswalder Bodden höher. Die 250.000 Meter sind gewissermaßen eine Zielvorstellung, die kurzfristig nicht erreicht werden kann.

Die Untersetzung der Zahlen für den Greifswalder Bodden weist diesen Fischereibezirk als eines der am intensivsten befischten Gewässer aus.

4.6.2.4 Fanggeräte im Greifswalder Bodden

Es kann davon ausgegangen werden, dass die Lachs- und Flundernetze kaum im Greifswalder Bodden, dafür aber am Außenstrand eingesetzt werden. Das gleiche gilt für die Steinbuttnetze (bis 120 mm Maschenöffnung). Diese kommen sowohl an der Oie als auch am Außenstrand zum Einsatz.

Tab. 27: Anzahl der durch Erlaubnis eingekommenen Fanggeräte des Greifswalder Boddens

* geschätzt

*¹ Anzahl der Plätze, mit jeweils bis zu 3 Einzelreusen.

*² max. mögliche Länge, saisonabhängig

Fanggerät	Stellnetz (m)				Aalkorb (n)	Haken (n)	Bügelreusen (n)	Kummreusen (n)
Fischarten	Barsch, Zander, Hecht, Dorsch, Forelle,	Flunder, Steinbutt, andere Plattfische	Lachs	Hering				
Mindestmaschenöffnung (mm)	80-105	105-120	157	32	25	-	25	25
Anzahl	187.900	39.000	25.000*	161.500	9.000	180.000	138* ¹	135* ¹
Insgesamt	413.400* ²						273	

Am sog. Außenstrand, dem Bereich der Äußeren Küstengewässer bis zur 3-sm-Grenze, sind folgende Anzahl und Art der Fanggeräte im Einsatz:

Stellnetze: 915.450 m

Heringsnetze: 49.470 m

Aalkörbe: 33.217 Stück

Aalhaken: 570.650 Stück

Schätzungsweise sind im Bereich südliches Rügen und Außenküste Usedom etwa 25 % dieser Fanggeräte im Einsatz.

Das Gefährdungspotential der einzelnen Fanggeräte kann wie folgt abgestuft werden.

Lachsnetze

Flunder, Plattfischnetze

Sonstige Stellnetze

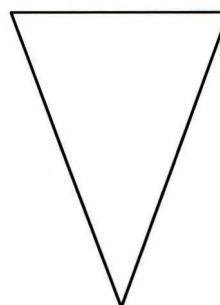
Heringsnetze

Kummreusen

Bügelreusen

Aalkörbe

Haken



Die vertikale Anordnung des Fanggeschirres ist unterschiedlich. Während Dorsch-, Flunder- und Steinbuttnetze unmittelbar über dem Grund stehen, ist die Oberleine der Herings-, Barsch- und Zandernetze an der Wasseroberfläche.

4.6.2.5 Schonzeiten

Da die Schonzeiten einen Einfluss auf den Fischereiaufwand (Fanggeräteeinsatz in einer bestimmten Periode) besitzen, sind nachfolgend die Fischarten mit ihren Schonzeiten aufgeführt.

Tab. 28: Schonzeiten der verschiedenen Fischarten (* bestimmt für 2000)

Fischart	Schonzeit
weibliche Flunder (<i>Platichthys flesus</i>)	1. Februar bis 30. April
weibliche Scholle (<i>Pleuronectes platessa</i>)	1. Februar bis 30. April
Glattbutt (<i>Scophthalmus rhombus</i>)	1. Juni bis 31. Juli
Steinbutt (<i>Scophthalmus maximus</i>)	1. Juni bis 31. Juli
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	20. März bis 15. Mai
Ostseeschnäpel (<i>Coregonus lavaretus balticus</i>)	1. Oktober bis 30. November
Lachs (<i>Salmo salar</i>)	1. August bis 31. Oktober
Meerforelle (<i>Salmo trutta trutta</i>)	1. August bis 31. Oktober
Zander (<i>Stizostedion lucioperca</i>)	20. April bis 31. Mai
Dorsch (<i>Gadus morhua L.</i>)	1. Juli bis 20. August*

Da der Barsch keine Schonzeit besitzt, sind die Barschnetze (80 mm Maschenöffnung) in Abhängigkeit von der Witterung ganzjährig im Einsatz.

4.6.2.6 Schätzung des saisonalen Fischereiaufwandes im Greifswalder Bodden und den angrenzenden Gebieten des Außenstrandes

Durch die Anzahl des lizenzierten Fanggeschirrs bedingt, ist der Greifswalder Bodden eines der am intensivsten genutzten Fischereigewässer der vorpommerschen Boddenlandschaft. Unabhängig vom saisonalen Charakter der Fischerei (Tab. 29) und den Witterungs- sowie Eisverhältnissen, ist das Gefährdungspotential für die Kegelrobbe ganzjährig sehr hoch.

Die kleinräumige geographische Verbreitung der Fanggeräte spielt als Gefährdungsursache keine Rolle, da die Wanderwege der Kegelrobbe in diesem Gebiet diffus sein werden. Der Abstand zwischen den Fanggeräten ist zeitweilig so dicht, dass ein Hineinschwimmen in die Stellnetze unausweichlich bleibt.

Sollte es aufgrund dieser Tatsache zu Überlegungen kommen großflächige Gebiete für die Stellnetzfischerei zu sperren, ist die strittige Frage alleine der Fangausfall.

Die Flunder- und Dorschfischerei findet in den angrenzenden Gebieten des Außenstrandes statt. Damit besteht ein besonderes Gefährdungsrisiko für die Kegelrobbe im Gebiet um die Oie.

Die mittlere Gesamtlänge der Stellnetze, inklusive Heringsnetze, der Hauptherberbsfischer beträgt ca. 2.500 m; sie darf 300 m pro Nebenerwerbsfischer und 100 m pro Freizeitfischer betragen. Nach Aussage der Fischer sind an den normalen Fischereitagen ca. 80 % der eigentlichen Stellnetze im Einsatz.

In der Frühjahrsheringssaison sind 80 bis 100 % aller Heringsstellnetze im Einsatz.

Bis 1999 wurden jedem Fischer auf Antrag 60 Ausfalltage vergütet.

Ohne Eisgang findet eine ganzjährige Fischerei statt. Nach Aussagen der Fischer muß in 1-2 Monaten des Jahres mit witterungsbedingten Fangausfällen gerechnet werden.

Tab. 29: Ungefährer zeitlicher Verlauf der Fangaktivitäten im Greifswalder Bodden, bezogen auf die Hauptfischarten

Fischart	Monat											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Hering			■■■■■					■■■■■				
Zander	■■■■■	■■■■■		■■■■■								
Barsch	■■■■■											
Schnäpel								■■■■■		■■■■■		
Flunder			■■■■■	■■■■■								
Steinbutt		■■■■■			■■■■■							
Lachs	■■■■■	■■■■■						■■■■■		■■■■■		
Meerforelle	■■■■■	■■■■■						■■■■■		■■■■■		

Da die geographische Lage der Stellnetze nicht vorgeschrieben ist, ist eine kleinräumige Bestimmung der Fangareale nicht möglich.

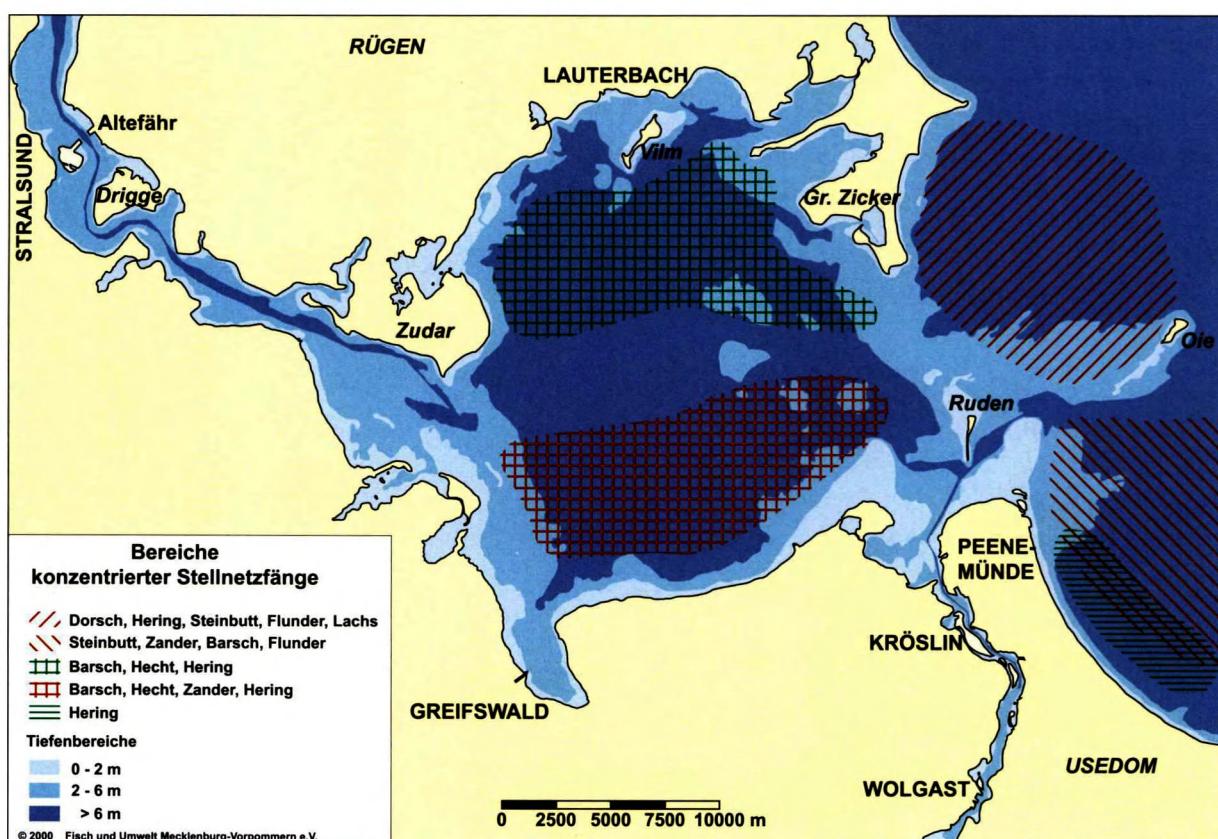


Abb. 65: Haupteinsatzgebiete der Stellnetze im Greifswalder Bodden nach Befragungen der Fischer und Fischmeister der Region.

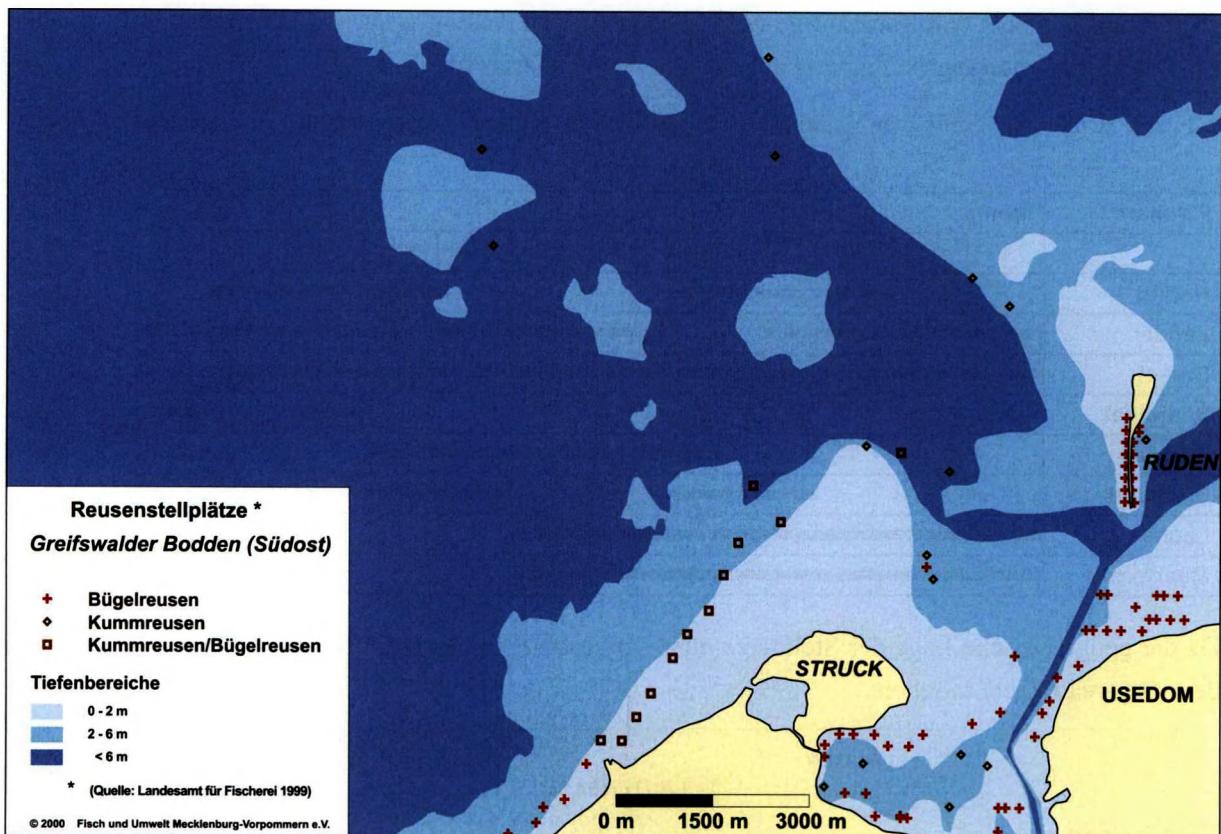


Abb. 66: Positionen der vom Landesamt für Fischerei zugelassenen Kumm- und Bügelreusen im südlichen Greifswalder Bodden und den angrenzenden Gewässern des Außenstrandes.

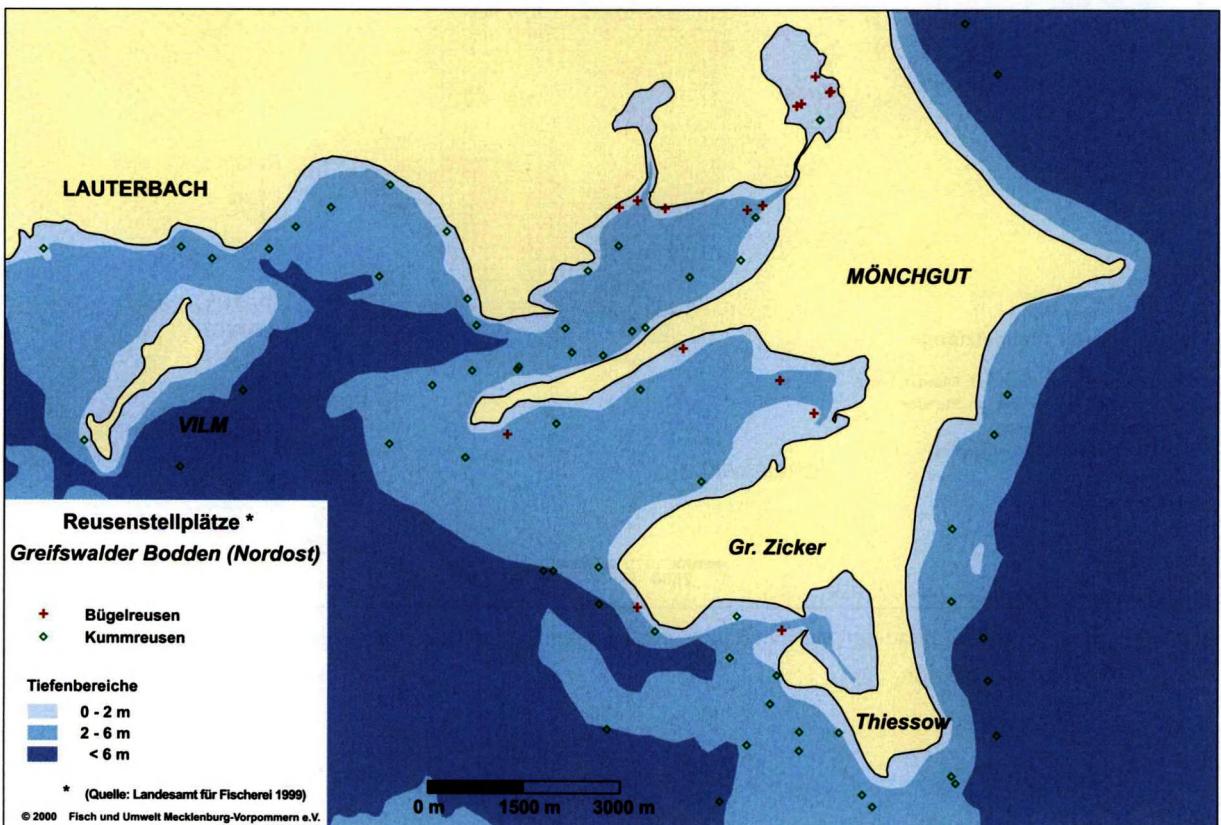


Abb. 67: Positionen der vom Landesamt für Fischerei zugelassenen Kumm- und Bügelreusen im nördlichen Greifswalder Bodden und den angrenzenden Gewässern des Außenstrandes.

4.6.2.7 Wirtschaftliche Bedeutung der Fischerei im Greifswalder Bodden und seinen angrenzenden Gewässern

Eine Ermittlung der Anlandungen und Erlöse in kleinräumigem Maßstab ist derzeit nicht möglich, da die Fischer zwar verpflichtet sind ihren Gesamtfang zu melden, aber nicht den genauen Fangplatz. Es besteht auch keine Meldepflicht über die Fänge mit den verschiedenen Fanggeräten.

Nach den Befragungen der Fischer kann geschätzt werden, dass in dieser Region etwa 50 % der Fänge aus Stellnetzen, die eine besondere Gefahr für die Kegelrobben darstellen, stammt. Der Fangausfall bei möglichen Restriktionen lässt sich nur schätzen.

Die befragten Fischer waren nicht bereit ihre kleinräumigen Fanggebiete und ihre Erlöse aus den Fängen zu nennen. Daher wurde in Absprache mit den Fischmeistern der betroffenen Regionen Herrn Kirstein aus Lauterbach, Herrn Freymann aus Freest und Herrn Prey aus Rankwitz auf die Ausgabe von Fragebögen mit derartigen Fragestellungen verzichtet. Der Aussagewert derartiger Fragebögen tendiert nach Meinung der Fischmeister und auch nach meiner persönlichen gegen Null.

Die Gesamtanlandungen und die Erlöse der Kleinen Hochsee- und Küstenfischerei aus den möglichen Hauptverbreitungsgebieten der Kegelrobbe, nach Fanggebieten und Arten für das Jahr 1998, sind nachfolgend dargestellt. Für das Jahr 1999 liegen zwar bereits Zahlen vor, der Minister für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei behält sich allerdings die Erstveröffentlichung der Ergebnisse für 1999 vor.

Tab. 30: Durchschnittliche Fischpreise, wie für die nachfolgende Berechnung der Erlöse zugrunde gelegt

Fischart	DM/kg		Fischart	DM/kg		Fischart	DM/kg	
	1996	1998		1996	1998		1996	1998
Hering	0,41	0,43	Barsch	2,45	2,52	Blei	0,39	0,48
Flunder	1,17	1,30	Zander	7,11	7,80	Lachs/Forelle	7,17	6,95
Dorsch	1,57	2,78	Plötze	0,52	0,38	Schnäpel	2,29	2,28
Hornhecht	1,14	2,27	Hecht	3,34	3,69	Karpfen	3,19	-
Steinbutt	5,78	6,78	Aal	15,83	16,63	Sonst.	1,30	-
Sonstige Seefische	1,91	2,47						

Die Preise für die Fischarten schwanken entsprechend Nachfrage und Angebot schätzungsweise jährlich um durchschnittlich 10 bis 20 %.

In der gesamten Kleinen Hochsee- und Küstenfischerei wurden 1996 für Fischarten und Wirbellose bei Anlandungen in M.-V. Erlöse von 16,84 Mio. DM erzielt (1998: 20,14 Mio. DM).

Der Hering stellt, trotz des relativ geringen Preises, die Haupteinnahmequelle der ortsansässigen Fischereibetriebe dar. Da die Heringsnetze aufgrund ihrer geringen Mindestmaschenöffnung von 32 mm aber keine so große Gefahr für die Kegelrobben darstellen, da sie sich nicht in den Maschen verfangen können, bzw. diese zerreißen können, ist eine Beschränkung des Einsatzes der Heringsnetze nicht nötig. Inwieweit sich die Kegelrobbe in Panik in den Netztüchern einwickelt und daran erstickt, kann nicht eingeschätzt werden.

Tab. 31: Fangmengen und Erlöse der Küstenfischerei im Greifswalder Bodden und den angrenzenden Bereichen des Außenstrandes 1996

* geschätzt etwa 25 % der Gesamtanlandungen des Außenstrandes (von Sellin bis Zinnowitz)

Fischart	Fangmenge nach Gebiet (kg) 1996				Gesamt	
	Peenestrom/ Achterwasser	Greifswalder Bodden	Strelasund	Außenstrand*	Fang- menge	Erlöse (DM)
Hering	10.082	3.789.834	53.093	526.458	4.379.467	1.795.581
Flunder	42	94.032	6.548	74.537	175.159	204.936
Dorsch	801	13.327	53	374.150	388.331	609.680
Hornhecht	65	92.343	9.474	8.393	110.275	125.714
Steinbutt	-	514	54	4.438	5.006	28.935
Sonstige	5	41	-	10.748	10.794	20.617
Seefische gesamt	10.995	3.990.091	69.222	998.724	5.069.032	2.785.463
Barsch	256.417	68.101	4.953	5.881	335.352	821.612
Zander	53.096	22.242	10.126	11.718	97.182	690.964
Plötze	26.408	4.459	2.060	1.313	34.240	17.805
Hecht	7.408	19.563	11.722	1.786	40.479	135.200
Aal	18.615	8.878	4.278	4.675	36.446	576.940
Blei	12.334	3.679	6	658	16.677	6.504
Schnäpel	5.183	167	-	450	5.800	13.282
Lachs/Forelle	771	1.957	4	1.582	4.314	30.931
Karpfen	376	5	3	-	384	1.225
Sonstige	1.502	38	345	48	1.933	2.513
Süßwasser- und Wanderfische gesamt	382.110	129.089	33.497	28.111	572.807	2.296.976
Insgesamt	393.105	4.119.180	102.719	1.026.835	5.641.839	5.082.439

Tab. 32: Fangmengen und Erlöse der Küstenfischerei im Greifswalder Bodden und den angrenzenden Bereichen des Außenstrandes 1998

* geschätzt etwa 25 % der Gesamtanlandungen des Außenstrandes (von Sellin bis Zinnowitz)

Fischart	Fangmenge nach Gebiet (kg) 1998				Gesamt	
	Peenestrom/ Achterwasser	Greifswalder Bodden	Strelasund	Außenstrand *	Fang- menge	Erlöse (DM)
Hering	2.405	4.351.218	141.968	600.470	5.096.061	2.170.788
Flunder	220	46.457	8.517	155.396	210.590	274.101
Dorsch	413	3.415	361	261.984	266.173	738.892
Hornhecht	16	38.822	4.441	1.640	44.919	102.234
Steinbutt	10	127	54	6.585	6.776	45.958
Sonstige	4	-	-	8.816	8.820	21.779
Seefische gesamt	3.068	4.440.039	155.341	1.034.891	5.633.339	3.353.752
Barsch	143.684	45.276	14.344	7.022	210.326	530.078
Zander	28.074	25.694	7.084	14.861	75.713	590.268
Plötze	20.593	7.621	5.630	3.080	36.924	14.118
Hecht	8.005	25.102	10.652	2.617	46.376	171.301
Aal	13.259	13.528	8.559	10.275	45.621	758.871
Blei	12.208	182	2.130	167	14.687	6.990
Schnäpel	4.991	341	-	150	5.482	12.499
Lachs/Forelle	466	2.776	242	2.253	5.737	39.844
Karpfen	-	-	-	-	-	-
Sonstige	-	-	-	-	-	-
Süßwasser- und Wanderfische gesamt	231.280	120.520	48.641	40.425	440.866	2.123.969
Insgesamt	234.348	4.560.559	203.982	1.075.316	6.074.205	5.477.721

4.6.3 Zusammenfassung

Das Gebiet der Oie und die angrenzenden Gewässer des Greifswalder Boddens und des Außenstrandes sind wegen ihres ausgeprägten Fischreichtums und im Falle der Oie auch aufgrund ihrer relativen Abgeschiedenheit als Wiederansiedlungsgebiet der Kegelrobbe durchaus geeignet, wenn man bereit ist, die Öffentlichkeit über alle möglichen Unsicherheiten des Ansiedlungserfolges und dessen Ursachen zu informieren. Man muss mit der Unsicherheit leben können, dass das Ansiedlungs-experiment scheitert.

Einer der möglichen Konfliktpunkte ist die hohe fischereiliche Aktivität in diesem Seegebiet.

Derzeit sind im Gesamtgebiet 152 Haupterwerbsfischer, 38 Nebenerwerbsfischer und 107 Freizeitfischer registriert.

Diese Fischer haben 348 Fischereifahrzeuge, von größeren Kuttern bis kleineren Ruderbooten, registriert.

Neben anderen Konflikten, wie der Störung der Ruhe der Tiere durch Sportbootaktivitäten, unter anderem gibt es in Kröslin eine Marina mit 500 Liegeplätzen, kann die Gefährdung der Kegelrobbe durch das ausgelegte Fanggeschirr der Berufsfischerei ein stark öffentlichkeitswirksam werdendes Problem werden. Die Projektverantwortlichen müssen die Öffentlichkeit darauf vorbereiten, dass durch die Fanggeschirre Verletzungen mit Todesfolge eintreten können und dass dies nicht durch die mangelnde Sorgfalt der Fischerei begründet ist. In derart stark besiedelten und genutzten Lebensräumen ist der Konflikt zwischen Mensch und Tier nicht zu vermeiden.

Ein weiteres Konfliktpotential stellen die durch die Kegelrobben möglicherweise verursachten Netzschäden dar.

Durch die beschlossene Errichtung des Fischwerkes Mukran mit einer Verarbeitungskapazität für bis zu 50.000 t Hering werden sich neue fischereiliche Aktivitäten entwickeln. Wie in der Vergangenheit wird der Einsatz von Großreusen Vorrang bekommen.

Auch die pelagische Schleppnetzfischerei außerhalb der 3-sm-Grenze auf Hering kann dann wieder einsetzen. Grundsätzlich ist in Gebieten hoher Schleppnetzaktivitäten der passive Fischereiaufwand (Stellnetze) reduziert, da Netzverluste befürchtet werden.

Die Sperrung ganzer Gebiete oder die zeitweilige Einschränkung der Nutzung bestimmter Fanggeräte wird Schadensersatzansprüche der Fischerei hervorrufen.

Bei einem geschätzten Anteil der Stellnetzfischerei am Gesamtfang der Fischerei in diesem Seegebiet von etwa 50 % können die Erlösausfälle beträchtlich sein.

In den Jahren 1996 und 1998 betragen die Erlöse in der gesamten Kleinen Hochsee- und Küstenfischerei Mecklenburg-Vorpommerns 16,8 bzw. 20,1 Mio. DM. In den bevorzugten Ansiedlungsgebieten der Kegelrobbe, im Greifswalder Bodden und seinen angrenzenden Gewässern des Außenstrandes wurden in den Jahren 1996 und 1998 Erlöse von insgesamt 3.479.483 DM bzw. 4.268.084 DM erzielt. Die Heringsfischerei in diesen Gebieten trägt zum Gesamterlös etwa 50 % bei. Im Greifswalder Bodden beträgt der Anteil sogar etwa 70 %. Aus den bereits erwähnten Gründen ist eine Einschränkung dieser Fischerei wohl nicht notwendig.

Der verbleibende Erlösanteil beläuft sich auf ca. 1,71 Mio. DM im Jahre 1996 und 2,17 Mio. DM im Jahre 1998.

Wenn wiederum angenommen wird, dass vom verbleibenden Rest ca. 50 % der Erlöse aus Reusenfängen stammt, sind die verbleibenden Resterlöse aus Stellnetzfängen bei ca. 0,85 Mio. bis 1,08 Mio. DM anzusetzen.

Es ist leicht abzuschätzen wie hoch maximale Ersatzansprüche ausfallen dürften.

Auf den 273 Reusenplätzen im Greifswalder Bodden, dem nördlichen Peenestrom bis Höhe Wolgast sowie am Außenstrand von Sellin bis Zinnowitz können mehrere Einzelreusen stehen. Es kann angenommen werden, dass auf den allermeisten Reusenplätzen mindestens eine Reuse steht.

Nach den Aussagen der Fischer sind die Stellnetze bei geeigneter Witterung zu 80 % im Einsatz. Die Reduzierung der täglich gesetzten Netze um einen bestimmten Prozentsatz ist möglich, jedoch ist der tatsächliche Aufwand nicht zu ermitteln. Bei möglichen Verhandlungen werden die Fischer immer die höchstmöglichen Einsatztage nennen.

Es wäre daher lediglich möglich, jedem Fischer die Menge der durch Erlaubnis eingebrachten Stellnetzmeter zu reduzieren. Dies ist ohne Ausgleichsmaßnahmen nicht realisierbar.

Zu diskutieren ist, ob eine Neuvergabe von Erlaubnisscheinen bei Ausscheiden von Fischern aus dem Berufsleben vermieden werden kann.

Bei möglichen Sperrungen von Fanggebieten können die Entschädigungsforderungen schnell eine sechsstellige Summe erreichen.

Insgesamt kann eingeschätzt werden, dass die Wiederansiedlung der Kegelrobbe in der Fischerei kritisch betrachtet wird.

Als weiteres Problem ist die geplante Industrieansiedlung in der Nähe des ehemaligen Kernkraftwerkes Lubmin zu sehen. Neben Gaskraftwerken ist auch die Ansiedlung von Holz- und Aluminiumindustrie im Gespräch.

Der Ausbau der Häfen Stralsund, Greifswald und die Ausbaggerung der Peene werden sicherlich verstärkten Schiffsverkehr im Gebiet verursachen. Beim Bundesverkehrsministerium sind hierzu nähere Angaben zu erfragen.

4.7 Die Eisverhältnisse an der Küste Vorpommerns und in den angrenzenden Seegebieten im Zeitraum 1961 bis 1999

Marina Kirchhoff, Natalija Schmelzer, Klaus Strübing & Reiner Warnecke, Eisdienst, Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie, Hamburg und Rostock

4.7.1 Einführung

Die Wiederansiedlung der Ostsee-Kegelrobbe (*Halichoerus grypus balticus*) in der deutschen Ostseeregion ist an verschiedene natürliche und anthropogen beeinflusste Voraussetzungen gebunden. Zu den natürlichen Voraussetzungen gehören die Eisverhältnisse, wenn man davon ausgeht, dass die Kegelrobbe ihre Jungen - zumindest bevorzugt – auf dem Eis zur Welt bringt und in den ersten Lebenswochen aufzieht.

Die Eisverhältnisse an der deutschen Ostseeküste unterliegen von Jahr zu Jahr und auch während einer Saison erheblichen Schwankungen. Im Vergleich der verschiedenen Regionen hebt sich die Küste Mecklenburg-Vorpommerns östlich von Darßer Ort, was die Häufigkeit des Eisvorkommens und Länge der Eissaison anbelangt, deutlich von den übrigen Gebieten ab. Da auch andere Faktoren für diesen Abschnitt der deutschen Ostseeküste sprechen, wurde er einvernehmlich mit dem Auftraggeber für die Studie ausgewählt.

Im Hinblick auf die unterschiedlichen morphologischen und hydrographischen Verhältnisse wurde der Gesamtabschnitt weiter untergliedert. Zum einen wurde zwischen den Bereichen *Innengewässer* und *Außenküste/See* unterschieden, zum anderen machten auch die Unterschiede in der Lage und Exposition eine Untergliederung notwendig.

Der zeitliche Rahmen wurde im Hinblick auf den Umfang der Studie auf die Jahre seit 1961 beschränkt. Dieser Zeitraum umfasst die aktuelle 30jährige Klimaperiode (1961-1990) sowie 9 weitere Jahre der jüngsten Klimaentwicklung. Er ist somit insgesamt hinreichend repräsentativ und aktuell. Im zeitlichen Ablauf der Eissaison wurde schwerpunktmäßig der Abschnitt 15. Februar bis 31. März untersucht. Es ist dies nach Vorgabe des Auftraggebers der wesentliche Zeitraum für den Wurf und die ersten Lebenswochen der Robbenjungen. Als weitere wesentliche Voraussetzung für das Eis als erster (tragfähiger) Lebensraum ist es wichtig, dass eine Eisdicke von mindestens 10 cm vorhanden ist.

4.7.2 Besonderheiten der Region

Das vorgegebene Untersuchungsgebiet umfasst die Boddenküste Mecklenburg-Vorpommerns vom Darß bis Usedom. Sie ist Teil der südlichen Begrenzung der Südlichen Ostsee. Dabei hebt sich die vergleichsweise stark gegliederte Küste der Insel Rügen deutlich von den ‚glatten‘ Ausgleichsküsten der (Halb-)Inseln Darß, Zingst und Usedom ab. Hinsichtlich der Eisbildung und der Ausbildung von Eisgürteln ist jedoch auch die Exposition der Küstenstreifen zu den Hauptwindrichtungen der verschiedenen eisgünstigen/eisungünstigen Großwetterlagen, zur offenen See und im West-Ost-Gefälle der klimatologisch wirksamen Maritimität-Kontinentalität zu berücksichtigen. Für die durch die vorgelagerten Inseln und Untiefen von der offenen See weit gehend abgeriegelten Boddengewässer sind der Grad der Abriegelung, die Wassertiefen und Strömungen sowie die Größe der Wasserflächen Ausschlag gebend für die Intensität der Eisbildung, die Form der Eisbedeckung und die Andauer der Vereisung. Bei der Vorauswahl der Untersuchungsgebiete wurde zudem gefragt, ob anthropogene Störfaktoren wie starker Schiffsverkehr zu berücksichtigen sind.

4.7.3 Grundzüge der Eisverhältnisse

Die Eisbildung in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns und seinen angrenzenden Seengebieten ist von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich (BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE 1996). Die Ursachen für die großen räumlichen und zeitlichen Schwankungen der Eisbedeckung liegen in der Art, Häufigkeit und Beständigkeit der jeweils vorherrschenden Großwetterlagen im Großraum Europa. Großwetterlagen mit Winden aus westlichen Richtungen (West- und Südwestlagen) führen milde atlantische Luftmassen heran, durch die See und die Küstengewässer nicht wesentlich abgekühlt werden. Dagegen haben Ostwetterlagen im Herbst und Winter ein großes Abkühlungspotential. Dieses wird durch größere Windgeschwindigkeiten und

geringe Luftfeuchtigkeit erhöht, da diese den turbulenten Wärmeaustausch zwischen See und Luft verstärken. Sehr wirksam sind die ortsfesten großräumigen Hochdruckgebiete über Skandinavien und dem Europäischen Nordmeer. Sie verursachen häufig lang andauernde Kaltluftvorstöße aus Nordosten und Osten, die nicht nur die Gewässer abkühlen, sondern auch in Eisbildungsperioden übergehen. Umfang und Dauer der Eisbedeckung hängen daher wesentlich von Anzahl, Stärke und Länge der Kälteperioden ab. Sehr wichtig ist auch der Zeitpunkt ihres Auftretens. Sehr eisreiche Winter sind besonders dann zu erwarten, wenn die offene See schon im Spätherbst (November) deutlich und andauernd bis zur Eisbildung, die dann gewöhnlich Mitte Januar einsetzt, abgekühlt wird. Weitere Kaltluftzufuhr sorgt dann bis etwa Mitte Februar zu einer geschlossenen dicken Eisbedeckung westlich von Bornholm.

Bildung und flächenhafte Ausbildung des Eises hängen außer von Luft- und Wassertemperatur sowie dem Wind auch von Salzgehalt, Strömungen und Wasserstandsschwankungen ab. Wichtig ist hier von vor allem der Salzgehalt, durch den die Temperatur des Gefrierpunkts bestimmt wird. Werte von -0,5 bis -0,9 °C im Bereich der Außenküsten Mecklenburg-Vorpommerns können die Eisbildung im Vergleich zum 0-Grad-Wert um etwa zwei bis vier Tage verzögern. Dagegen wirkt die Küstmorphologie des Landes sehr förderlich auf die Eisbildung. Die Boddenküste mit den teilweise abgeschlossenen, zumindest jedoch geschützten und flachen sowie ausgesüßten Innengewässern ermöglicht in der Regel eine rasche Abkühlung, die auch bei kürzeren Kälteperioden noch in eine Eisbildungsphase übergehen kann. Sie zeichnen sich daher durch eine vergleichsweise hohe Eishäufigkeit und durch Eisbildung auch in schwachen Wintern aus.

In durchschnittlichen Wintern vereisen die Boddengewässer vollständig, da der Wasseraustausch mit der wärmeren See nur gering ist bzw. durch die morphologischen Gegebenheiten völlig unterbunden wird. An den Außenküsten bleibt die Eisbildung schwach. Sie beschränkt sich im Wesentlichen auf den Bereich um Rügen und vor Usedom. Auch in kalten Wintern (starken Eiswintern) bleibt die Eisbedeckung östlich der Darßer Schwelle auf den küstennahen Bereich beschränkt, und erst in sehr kalten Wintern (sehr bis extrem starke Eiswinter) kommt es zu einer vollständigen Vereisung der Pommerschen Bucht und des Seegebiets westlich von Bornholm. Sie besteht dann aus dichtem bis kompakten, gebietsweise auch zusammenhängendem weißen Treibeis (Eisdicke 30-70 cm).

In normalen und strengen Wintern kommt es im zeitlichen Ablauf etwa zu folgender Eisentwicklung (Einzelheiten werden in den Abschnitten 4.7.8 und 4.7.9 beschrieben):

Bereits im **November** kann sich bei *ungewöhnlich kalter Witterung* in den Haff- und Boddengewässern sowie in einigen geschützt liegenden Fahrwassern der Küste Mecklenburg-Vorpommerns Eis bilden. *Im Mittel* setzt die Vereisung der Haffgewässer jedoch erst in der dritten **Dezember**-Dekade ein. Bei *extrem kalter Witterung* bildet sich Eis zu diesem Zeitpunkt auch schon an den Außenküsten.

Im **Januar** beginnt im *langjährigen Durchschnitt* vorwiegend in der ersten Dekade die Eisbildung in den geschützt liegenden Fahrwassern an der mecklenburgischen Küste. Bei *sehr kalter Witterung* vereist in der ersten Dekade auch bereits die ganze Außenküste.

Im **Februar** wird in *normalen* Wintern der Höhepunkt der Vereisung im Küstenabschnitt östlich von Darßer Ort erst Mitte des Monats erreicht. Die Eisbedeckung besteht überwiegend aus grauweißem Eis (Eisdicke 15-30 cm). In *sehr kalten* Wintern (*sehr starken Eiswintern*) schreitet die Vereisung der See langsam voran. In der Mehrzahl dieser Winter wird in der Ostsee westlich von Bornholm in der dritten

Dekade der Höchststand der Vereisung erreicht. In diesem Stadium ist die See mit überwiegend weißem Eis (Eisdicke 30-50 cm) bedeckt. Vor allem an der Ostküste Rügens wird das Eis häufig übereinander geschoben oder bei genügender Dicke aufgepresst. Es wurden auf See 3 bis 4 m hohe Presseisrücken (Segelhöhe über der Wasseroberfläche) beobachtet, die in mehreren Reihen angeordnet waren.

Im **März** schmilzt in *normalen* Wintern das restliche Eis in den geschützt liegenden Fahrwassern der mecklenburgischen und pommerschen Küsten ab. - In *sehr kalten* (*sehr starken*) Wintern hat erst in der ersten Dekade das Eis auf See seine größte Ausdehnung. Wind und Strömung verändern das Eisvorkommen sehr. Davon ist besonders die Pommersche Bucht betroffen, die bei NO-Winden das Sammelbecken für die von See heran treibenden umfangreichen Eismassen abgibt. Durch die konvergente Eisbewegung entstehen starke Schubkräfte, die breite Presseiszonen erzeugen. Andererseits wird das grobe Eis an der Küste durch ablandige Winde rasch seewärts vertrieben. In der zweiten Dekade setzt westlich von Bornholm der Eisrückgang ein. In der Mehrzahl der *sehr kalten* Winter schmilzt das Eis in den Küstengebieten westlich von Darßer Ort in der dritten Dekade weit gehend ab. Auf offener See treiben aber noch Felder von überwiegend grobem Eis, die durch den Windschub an die luvseitigen Küsten gelangen. Östlich von Darßer Ort ist der Eisrückgang auf See in dieser Zeit noch kaum spürbar.

Im **April** werden nach *sehr kalten* (*sehr starken*) Wintern die Innenbereiche in der ersten Dekade größtenteils wieder eisfrei. Spätestens in der zweiten Dekade schmelzen auch auf See die Eisreste vollständig ab.

4.7.4 Eisbeobachtungen und Datenreihen

Die Eisbeobachtungen werden nach einem feststehenden, international vereinbarten Schlüssel, dem Ostsee-Eisschlüssel (KOSLOWSKI 1989) durchgeführt. Sie umfassen den Bedeckungsgrad, die Dicke und die Topographie/Form des Eises. Die Eisdicken werden in der Regel von den Eisbeobachtern gemessen oder, falls dies nicht möglich ist, abgeschätzt. Die Angaben gelten vorwiegend für ebenes Eis und beziehen sich hier auf definierte Dickenintervalle. Durch den Bedeckungsgrad wird der Anteil der eisbedeckten Wasserfläche des Beobachtungsbereichs in Zehntel erfasst. Es werden hier folgende Intervalle zusammengelegt: <7/10 (offenes Wasser, sehr lockeres und lockeres Treibeis), 7/10 – 8/10 (dichtes Treibeis), >8/10 (sehr dichtes, zusammen geschobenes oder zusammenhängendes Treibeis, Festeis). Die Topographie des Eises beschreibt den Deformationszustand des Eises. Ebenes Eis kann vor allem an den Außenküsten und auf See durch dynamische Prozesse in übereinander geschobenes, kompaktes oder festgestampftes Eis und – in Form von Rücken oder Wällen – in aufgepresstes Eis übergeführt werden. Durch die Form des Eises werden verschiedene Kategorien von Schollengrößen beschrieben: Durchmesser <20 m (Trümmereis und Bruchstücke, 20-100 m (kleine Eisschollen), 100-500 m (mittelgroße Schollen), 500-2000 m (große Schollen).

Die vorhandenen Eisbeobachtungen wurden in den vergangenen Jahren weit gehend in eine digitale Eisdatenbank überführt, die ständig erweitert wird (BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE 1994; STRÜBING 1997). In Zusammenarbeit mit dem Auftraggeber wurden für diese Studie Küstenbereiche Vorpommerns definiert, die (1) erfahrungsgemäß auf Grund der Lage und morphologischen bzw. topographischen Verhältnisse ein annähernd homogenes Eisregime erwarten ließen und (2) zunächst grundsätzlich für die geplante Zielsetzung in Frage kommen konnten. Zudem (3) war

es wichtig, dass für diese Bereiche auch hinreichendes Beobachtungsmaterial in der Datenbank vorhanden war bzw. noch kurzfristig ergänzt werden konnte.

Tab. 33: Vereisungsgebiete und Stationsübersicht

Vereisungsgebiet Station	Breite	Länge	Zeitraum	Jahre
Bodden südlich von Darß und Zingst				
Althagen	54°22' N	12°25' E	1961-1999	39
Barth	54°22' N	12°44' E	1961-1999	39
Barhöft	54°26' N	12°57' E	1961-1979, 1982-1990	28
Strelasund				
Vierendebrinne	54°26' N	13°04' E	1961-1999	39
Stralsund – Palmer Ort	54°16' N	13°15' E	1961-1999	39
Greifswalder Bodden				
Dänische Wiek	54°06' N	13°28' E	1961-1999	39
Palmer Ort - Freesendorfer Haken	54°12' N	13°32' E	1961-1999	39
Ruden, Boddengebiet	54°12' N	13°46' E	1961-1992	32
Außenküste/See zwischen Darß und Hiddensee				
Zingst	54°27' N	12°41' E	1961-1999	39
Neuendorf	54°32' N	13°05' E	1970-1999	29
Außenküste/See zwischen Arkona und Oie				
Arkona	54°41' N	13°26' E	1961-1999	39
Sassnitz	54°31' N	13°41' E	1961-1999	39
Greifswalder Oie	54°15' N	13°55' E	1961-1976, 1996-1999	20
Pommersche Bucht				
Heringsdorf	53°57' N	14°10' E	1961-1970	10
Koserow	54°04' N	14°01' E	1971-1999	29

Unter Berücksichtigung dieser Überlegungen wurden 14 repräsentative Beobachtungsstationen ausgewählt und für die abgegrenzten Vereisungsgebiete statistisch zusammengefasst. Sie sind in Tabelle 33 mit weiteren Informationen aufgelistet. Besonderer Wert wurde bei der Auswahl darauf gelegt, möglichst vollständige Datenreihen für den Bearbeitungszeitraum (1961-1999) vorzuhalten, was bei 10 der 14 Stationen möglich war. Bei den übrigen 4 Stationen lagen zumindest Zeitreihen von 20 bis 32 Jahren vor.

4.7.5 Eiswintertypen

Die Entwicklung der Vereisung wird wesentlich durch das Temperaturregime eines Winters geprägt. Ferner sind jedoch auch die Küstenmorphologie, die Tiefenverhältnisse und der Wärmeinhalt der Gewässer Ausschlag gebende Faktoren. Insgesamt ergibt sich hieraus keine kontinuierliche Entwicklung der Eisbedeckung, sondern ein zeitlich gestufter (verzögerter) Übergang von einem Vereisungsstadium in das andere. In der Praxis bedeutet dies z.B., dass nach der Eisbildung in den Innenbereichen zunächst eine gewisse Zeitspanne vergehen muss, bis auch die Wassertemperaturen an der Außenküste bis zur Gefrierbereitschaft heruntergekühlt sind. Erst dann setzt der Vereisungsprozess zunächst in den Flachwassergebieten ein, mit weiteren Verzögerungen greift er dann bei Andauer der Kälteperiode auch auf die tieferen Gebiete und die offene See über. Durch dieses Wechselspiel ergeben sich verschiedene, für einen Eiswinter charakteristische Vereisungsstadien, die für eine Klassifizierung in

bestimmte Eiwintertypen (*sehr schwache* bis *extreme starke* Eiwinter) genutzt werden können. Dabei werden die Andauer der Vereisung sowie die vorherrschend erreichten Dicken und Bedeckungsgrade des Eises den verschiedenen Küstenzonen zugeordnet. Für die Küste Mecklenburg-Vorpommerns ergeben sich die in Tabelle 34 zusammengefassten charakteristischen Merkmale. Die darin angegebenen Häufigkeiten für die unterschiedenen fünf Eiwintertypen beziehen sich dabei auf den Zeitraum 1961 bis 1999. Sehr schwache und schwache Winter sind zusammengefasst, da eine Untergliederung für diese Untersuchung nicht relevant ist.

Tab. 34: Charakteristische Merkmale der Eiwintertypen im Küstenbereich von Mecklenburg-Vorpommern (Anzahl u. % im Zeitraum 1961 bis 1999)

Eiwintertyp Anzahl = %	Gebiet	Vereisungsdauer	Eisdicke vorwiegend	Bedeckungsgrad Vorwiegend
Schwach 16 = 41 %	Innere Küstengewässer Außenküste	1 bis 4 Wochen bis 3 Tage	5-10 cm 3 cm	6/10 - 8/10 1/10 - 3/10
Mäßig 14 = 36 %	Innere Küstengewässer Außenküste	3 bis 10 Wochen bis 3 Wochen	10-30 cm 10 cm	10/10 6/10 - 8/10
Stark 3 = 8 %	Innere Küstengewässer Außenküste u. offene See	6 bis 12 Wochen 2 bis 10 Wochen	20-30 cm 15-25 cm	10/10 6/10 - 10/10
Sehr stark 5 = 12 %	Innere Küstengewässer Außenküste u. offene See	2 bis 3,5 Monate 1,5 bis 3 Monate	30-50 cm 30-40 cm	10/10 9/10 - 10/10
Extrem stark 1 = 3 %	Innere Küstengewässer Außenküste u. offene See	3 bis 5 Monate 2 bis 3,5 Monate	50-70 cm 50-70 cm	9/10 - 10/10 9/10 - 10/10

Zu statistischen Zwecken und für eisklimatologische Aussagen wird für jeden Winter die so genannte flächenbezogene Eisvolumensumme berechnet (KOSLOWSKI 1989; KOSLOWSKI & LÖWE 1994). Damit wurde 1989 (zunächst für die Ostseeküste Schleswig-Holsteins) ein neues Maß zur Bewertung der Eiwinter eingeführt. Zusätzlich zur Dauer der Vereisung werden der Bedeckungsgrad und die Eisdicke zur Bestimmung hinzugezogen, um den häufig unterbrochenen Vereisungsperioden in den einzelnen Wintern besser gerecht zu werden. Von 13 repräsentativ über die Küste verteilten Eisklimastationen werden die täglichen Werte der flächenbezogenen Eismenge über den Winter hinweg aufsummiert. Ihr Mittelwert ergibt die Eisvolumensumme für die gesamte Eissaison, durch den deren statistische Einstufung bestimmt wird.

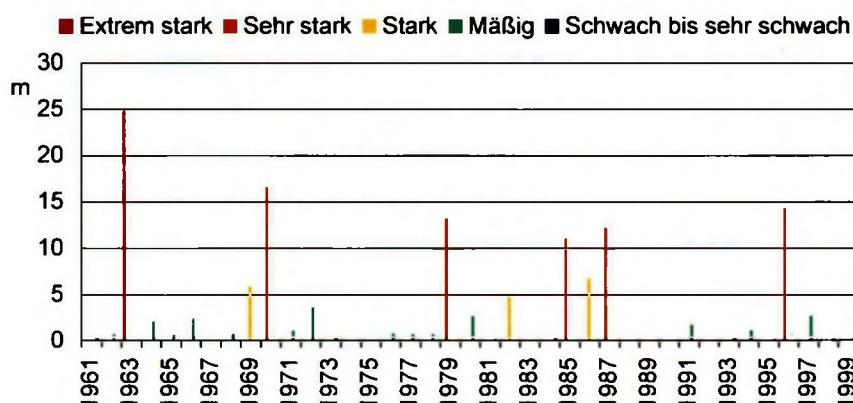


Abb. 68: Flächenbezogene Eisvolumensummen und Eiwintertypen für die Küste Mecklenburg-Vorpommerns in den Jahren 1961 bis 1999

In Abbildung 68 sind die Werte chronologisch für den Untersuchungszeitraum aufgetragen. Schwache und sehr schwache Saisons sind durch Werte unter 0,5 m bestimmt. Sie werden daher in dem Diagramm kaum bzw. nicht sichtbar.

4.7.6 Regionale Beschreibung der Eisverhältnisse

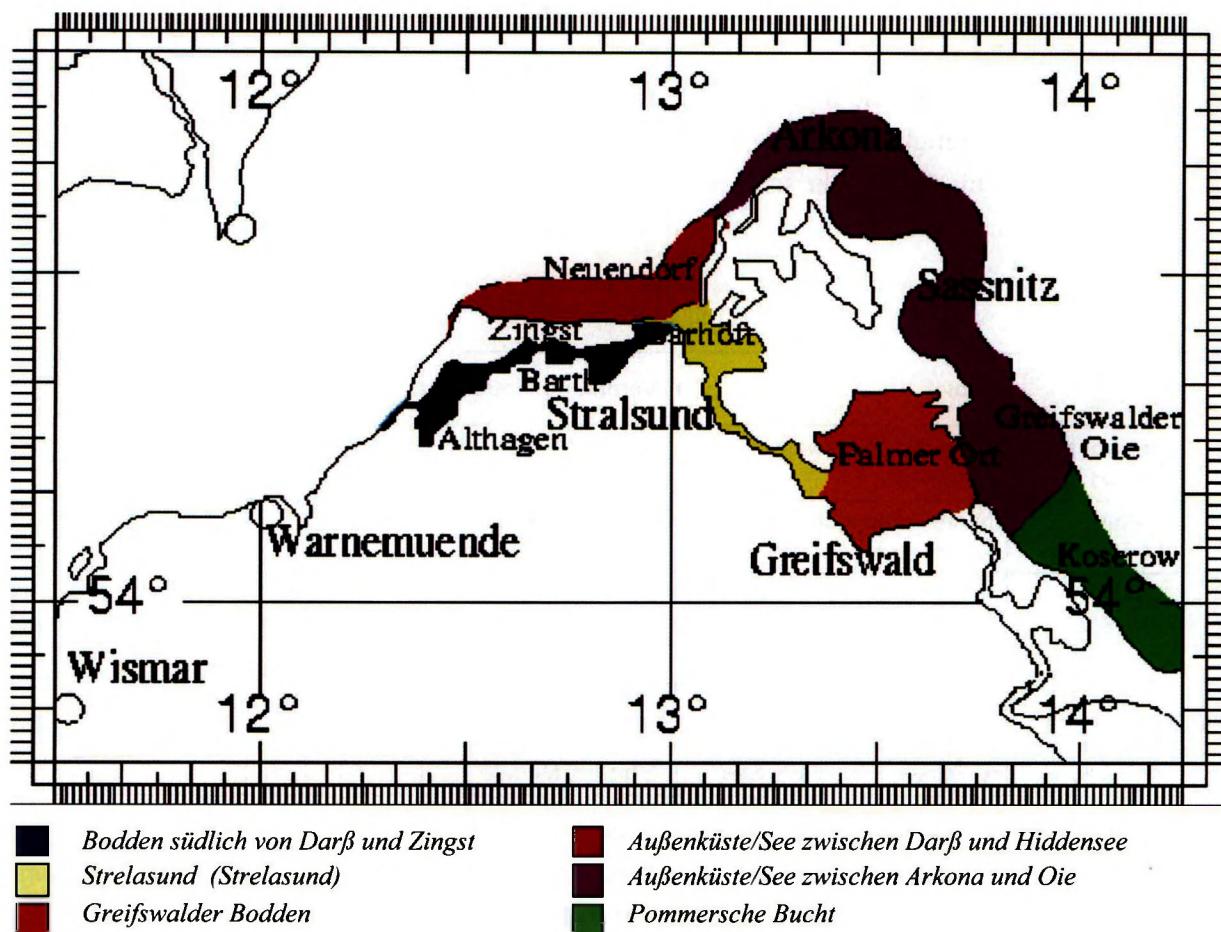


Abb. 69: Ausgewählte Vereisungsgebiete im Küstenbereich Vorpommerns

Unter Berücksichtigung der in Kapitel 4.7.2 beschriebenen natürlichen Gegebenheiten, des relevanten vorliegenden Beobachtungsmaterials (Kap. 4.7.4) und den Vorgaben des Auftraggebers wurden für das Küstengebiet Vorpommerns sechs Bereiche mit weit gehend einheitlichem Eisregime abgegrenzt. Davon entfallen jeweils drei auf die Bereiche *Innenküste* und *Außenküste/See*.

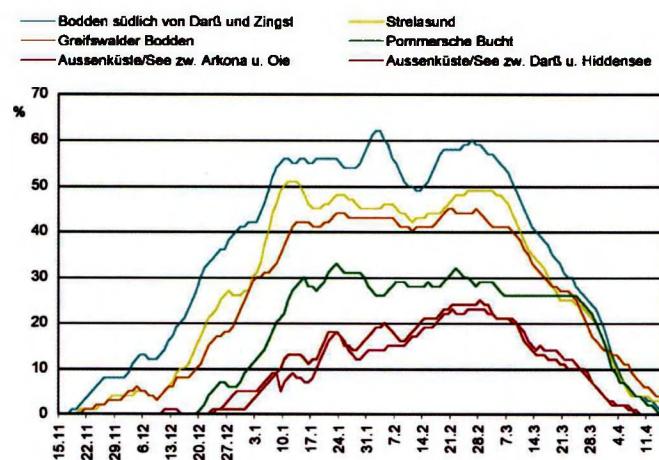


Abb. 70: Relative Häufigkeit des Eisauftretens (alle Eisdicken) in den verschiedenen Bereichen der Küste Vorpommerns (1961 – 1999)

Die sechs definierten Bereiche sind in Tabelle 33 mit den ausgewählten repräsentativen Beobachtungsstationen zusammengefasst. Ihre Positionen und Angaben zu den Beobachtungsreihen sind darin aufgelistet. In Abbildung 69 ist die Lage der Vereisungsgebiete dargestellt.

In Abbildung 70 sind die Häufigkeitskurven für das Eisauftreten in den sechs Bereichen gegenübergestellt. Deutlich heben sich die *Bodden südlich von Darß und Zingst* von den anderen Bereichen ab. Dabei werden vom 7. Januar bis zum 8. März nahezu immer Werte zwischen 50 % und 60 %

erreicht. Es schließen sich *Strelasund* und *Greifswalder Bodden* mit Werten zwischen 40 % und 50 % in etwa dem gleichen Zeitraum an. Von den *Außenküste/See*-Bereichen weist die *Pommersche Bucht* die größte Eishäufigkeit auf. Zwischen dem 10. Januar und 25. März liegen die Werte zwischen 25 % und 32 %. Das bedeutet, dass in einigen mäßigen und in allen stärkeren Wintern dort mit Eis zu rechnen ist. Die beiden übrigen *Außenküste/See*-Bereiche zwischen Darß und Hiddensee sowie zwischen Arkona und Oie liegen mit Werten zwischen 8 % und 24 % in dem genannten Zeitraum zeitweise deutlich darunter, weil dann nur in sehr starken und extrem starken Wintern Eis vorkommt.

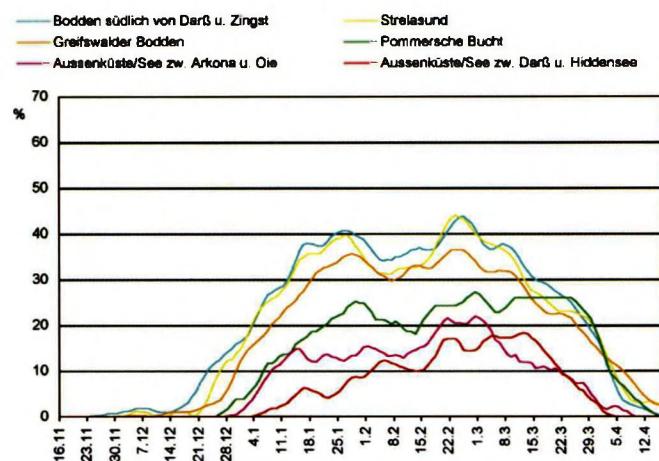


Abb. 71: Relative Häufigkeit des Eisauftritts mit Eisdicken über 10 cm in den verschiedenen Bereichen der Küste Vorpommerns (1961-1999)

Abbildung 71 zeigt die relative Häufigkeit des Eisauftritts im Vergleich zu Abbildung 70 nur für über 10 cm dickes Eis. Das Maximum der Eisentwicklung liegt ebenfalls Ende Februar/Anfang März. Für die Teilgebiete *Außenküste/See* sind die Unterschiede gering, da diese in der Regel nur in stärkeren, selten auch in mäßigen Eiswintern vereisen. Dagegen bestehen für die *Boddengewässer* erhebliche Häufigkeitsunterschiede. Zwar bildet sich dort auch in schwächeren Eiswintern häufig Eis – wenn auch meist nur kurzfristig, jedoch werden dabei Eisdicken über 10 cm nur selten erreicht. Die Häufigkeit dafür liegt somit größtenteils um 10-15 % unter den Werten für die Eishäufigkeit insgesamt.

In Abbildung 72 wird für die Einzeljahre im Untersuchungszeitraum (1961-1999) für die verschiedenen Vereisungsgebiete die mittlere Anzahl der Tage mit Eis dargestellt. Ähnlich wie in der Präsentation der Winterstärke durch die Eisvolumensumme (Abb. 68) spiegelt sich auch hier die große Variabilität der Eisverhältnisse von Jahr zu Jahr wider. Zudem bestehen deutliche Unterschiede zwischen den *Innengewässern* und der *Außenküste/See*.

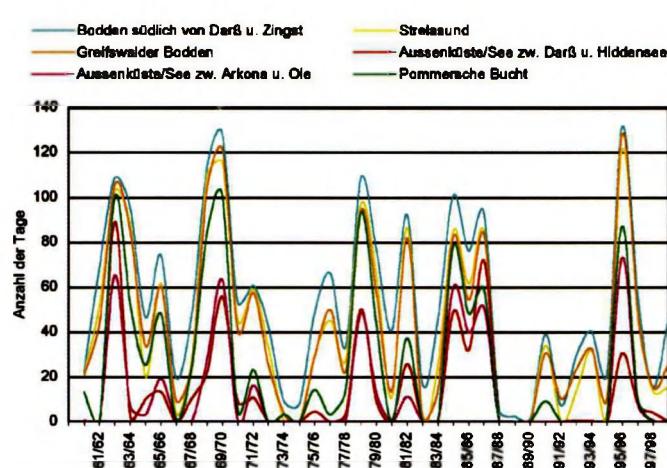


Abb. 72: Jährliche mittlere Anzahl der Tage mit Eis in den verschiedenen Bereichen der Küste Vorpommerns (1961 – 1999)

Die geringen Unterschiede bei der maximalen wie auch der mittleren Anzahl der Tage mit Eis im Untersuchungszeitraum (1961-1999) in den verschiedenen Innenbereichen

werden in Abbildung 73 deutlich. Die Differenzen zwischen den Bodden und dem Strelasund betragen jeweils nur etwa 10 Tage. Demgegenüber werden in den Bereichen Außenküste/See bei insgesamt deutlich geringeren Werten bei den Maxima wesentlich größere Differenzen erreicht. Zwischen der *Pommerschen Bucht* und dem Bereich zwischen *Arkona* und *Oie* beträgt sie 26 Tage.

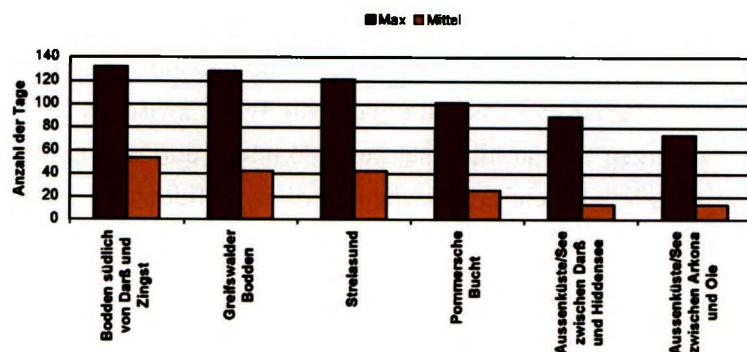


Abb. 73: Mittlere* und maximale Anzahl der Tage mit Eis in den verschiedenen Bereichen der Küste Vorpommerns (1961 – 1999)

*bezogen auf die jeweiligen Beobachtungsstationen (s. Tab. 33)

Nach Angaben des Auftraggebers bevorzugen die Kegelrobben in ihrem winterlichen Lebensraum über 10 cm dickes Eis.

Bei den nachfolgenden Beschreibungen der sechs einzelnen Bereiche, wird für die Darstellung der Häufigkeit des Eisvorkommens insgesamt und der verschiedenen Bedeckungsgrade und Formen des Eises im Einzelnen diese untere Eisdicken-Grenze berücksichtigt (Abb. 74-75 und 77-82).

4.7.6.1 Innenbereiche

In den *Boddengewässern* überwiegen Festeis und sehr dichtes bis zusammenhängendes Eis (9-10/10 der Fläche, Abb. 74 u. 75). Nach der ersten Neueisbildung geht das Eiwsachstum bis auf den äußeren Bereich des *Greifswalder Bodden* in der Regel rasch und ungestört weiter, so dass auch in mäßigen Eiswintern Eisdicken von 10 cm und mehr ziemlich rasch erreicht werden. Während in den Bodden südlich von *Darß und Zingst* die Schifffahrt frühzeitig eingestellt wird und die Eisdecke somit ungestört wachsen kann, wird sie im *Strelasund* und im *Greifswalder Bodden* durch den Einsatz von Eisbrechern und Schleppern im Bereich der Hauptfahrwasser zerschnitten (Abb. 76). Wegen der schwierigen Navigationsverhältnisse wird die Schifffahrt im Nordfahrwasser nach Stralsund auch bereits in mäßigen Eiswintern zeitweise eingestellt. Generell ist festzustellen, dass Fahrwasser die homogene Ausbildung einer Eisdecke stören und das Übereinanderschieben von Eis fördern.

Im Folgenden werden beispielhaft für die Bodden die Verhältnisse für den Greifswalder Bodden vorgestellt.

4.7.6.1.1 Greifswalder Bodden

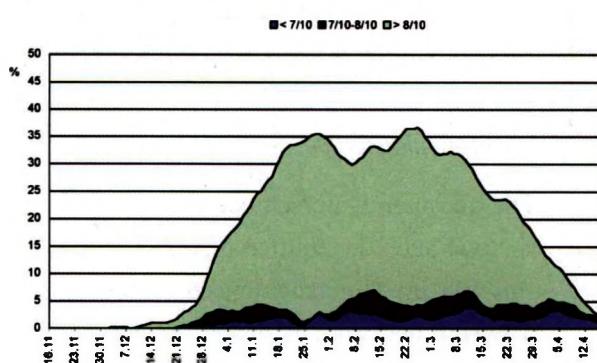


Abb. 74: Häufigkeitsverteilung von Eisbedeckungsgraden bei Eisdicken über 10 cm im Bereich Greifswalder Bodden (1961 – 1999)

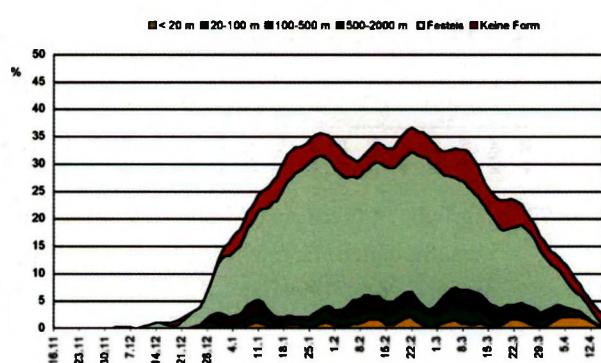


Abb. 75: Häufigkeitsverteilung von Eisformen bei Eisdicken über 10 cm im Bereich Greifswalder Bodden (1961 – 1999)

Im inneren Bereich des Boddens erreicht das Eis frühestens Ende November Dicken von 10 cm (Abb. 74). Aussagen über den Charakter der folgenden Eissaison sind aus einem frühen Vereisungsbeginn nicht abzuleiten. Die Häufigkeit der Winter mit dickerem Eis nimmt erst nach dem 25. Dezember deutlich zu. Es folgt ein zunächst rascher, dann in der ersten Januardekade sich langsam abschwächender Anstieg bis zum ersten Maximum, das auch hier um den 25. Januar erreicht wird. Das Niveau liegt mit 35 % Häufigkeit allerdings um 5 % niedriger als im *Strelasund*. Kurzfristig wird mit 31 % um den 6. Februar das Minimum zwischen Hochwinter und Spätwinter erreicht, der sich im Maximum von 36 % um den 21. Februar widerspiegelt. Abgesehen von zwei kürzeren Verzögerungen bei einer Häufigkeit von 32 % um den 6. März und bei 23 % um den 18. März nimmt die Häufigkeit bis zum Ende des Eisvorkommens, das in einem extremen Eiswinter zwischen dem 15. und 20. April liegt, recht stetig ab. Dabei liegt die Eishäufigkeit Ende März immerhin noch bei etwa 14 %.

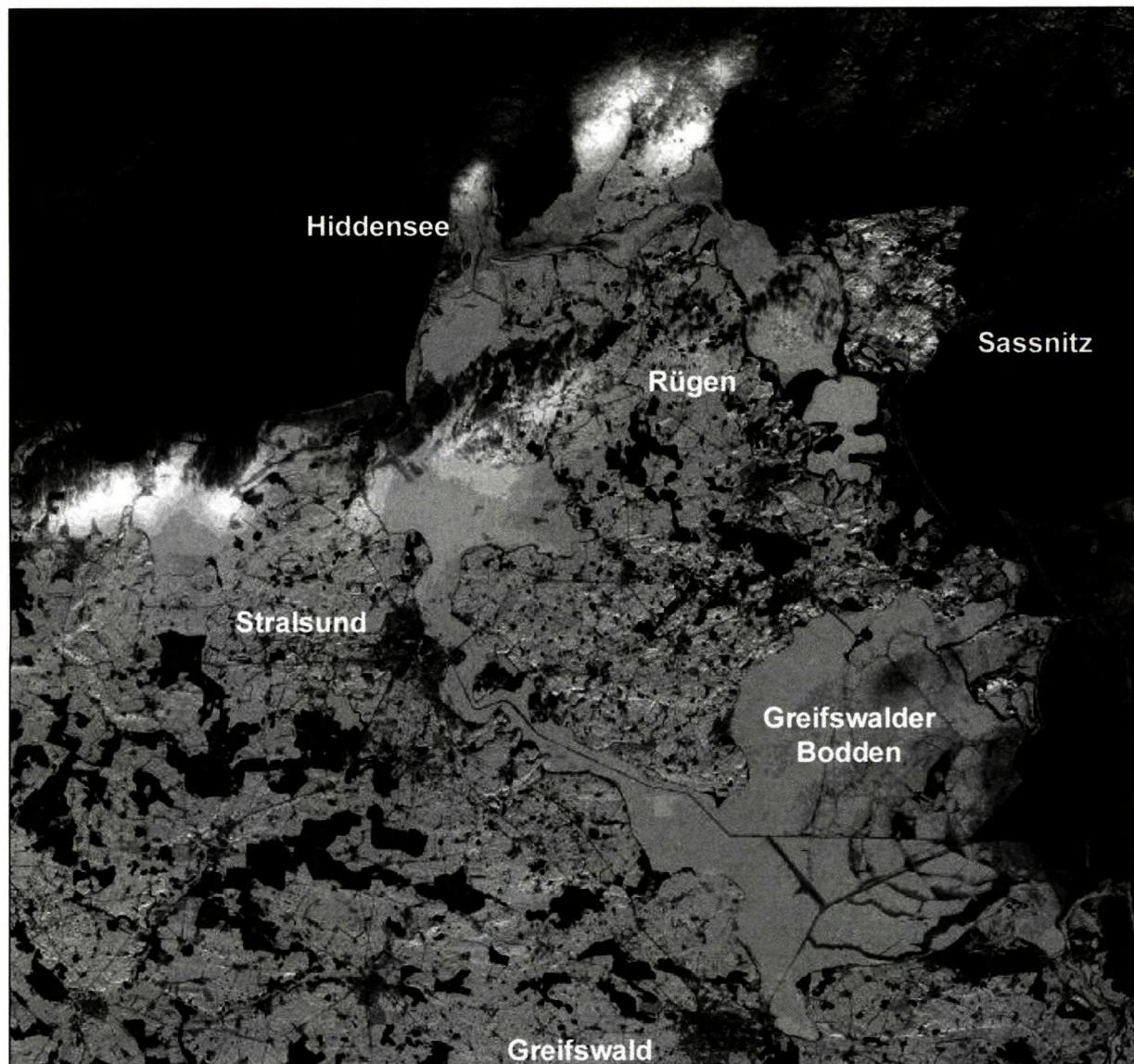


Abb. 76: Eisverteilung in den Gewässern um Rügen am 4. Januar 1997, erfasst vom indischen Satelliten IRS-C mit dem multispektralen Sensor LISS-III. (Bearbeitung/Copyright: EUROMAP Neustrelitz)

Der Eisbedeckungsgrad ist im *Greifswalder Bodden* meist sehr hoch. Es ist dort vor allen in den stärkeren Wintern über viele Wochen eine geschlossene Eisdecke ausgebildet. Sie besteht in den

inneren Bereichen aus Festeis, im zentralen und östlichen Teil zumindest aus zusammen gefrorenem Treibeis, das im Verlaufe des Winters jedoch auch den Charakter von Festeis annimmt (Abb. 75). Der durchweg um 5 % liegende Anteil von Eis geringeren Bedeckungsgrades, ist jeweils auf den Eisaufbruch am Ende der kürzeren Eissaisons zurückzuführen. Hervorzuheben ist, dass der Eisaufbruch im äußeren (östlichen) Bereich nicht unerheblich durch die verschiedenen Fahrwasser begünstigt wird, die die Eisdecke durchschneiden (Abb. 76). Etwa gleich hoch wie der Anteil der geringeren Bedeckungsgrade ist der mit Angaben über unterschiedliche Schollengrößen. Hinzu kommen größtenteils Anteile von 3-6 %, für die keine Angaben zur Form des Eises vorliegen, also übereinander geschobenes oder aufgepresstes Eis zu vermuten ist.

4.7.6.2 Außenküste/See

Die Verteilung des Eises in den küstennahen Seebereichen hängt vorwiegend von den aktuellen Windverhältnissen ab, so dass eine vollständige Eisbedeckung der Seegebiete eher selten und auf strengere Winter beschränkt ist und - abgesehen von schmalen Säumen - auch Festeis nicht oft gemeldet wurde. In den Diagrammen (Abb. 77-82) überwiegt daher die Kategorie "Keine Form". Hierunter sind Deformationsformen des Eises, Zusammenschiebungen, Aufschiebungen, Aufpressungen und Ähnliches, zusammengefasst. Im Gegensatz zur *Pommerschen Bucht* (Abb. 81 u. 82), wo der zeitliche Verlauf der Eishäufigkeit zumindest teilweise noch Ähnlichkeiten mit den Innengewässern aufweist (Abb. 74 u. 75), sind die beiden nördlichen Außenküste/See-Bereiche *Zingst – Hiddensee* (Abb. 77 u. 78) und *Arkona - Oie* (Abb. 79 u. 80) durch einen deutlich 'maritimen' Kurvenverlauf geprägt. Dieser wird im Wesentlichen dadurch hervorgerufen, dass nur in sehr/extrem starken Eiswintern länger andauerndes Eisvorkommen erwartet werden kann. In weniger starken Wintern schieben sich zwischen Früh-, Haupt- und Spätwinter dagegen eisfreie Phasen dazwischen, die teilweise nicht nur durch Abschmelzen, sondern auch durch ablandige Winde hervorgerufen werden können. Charakteristisch für die exponierte Lage dieser Gebiete ist auch der späte Beginn des Eisaufretens (frühestens Anfang Januar) und die späte zeitliche Lage des Hauptmaximums, nämlich Anfang März. Im Einzelnen ergeben sich folgende Verhältnisse:

4.7.6.2.1 Außenküste/See zwischen Darß und Hiddensee

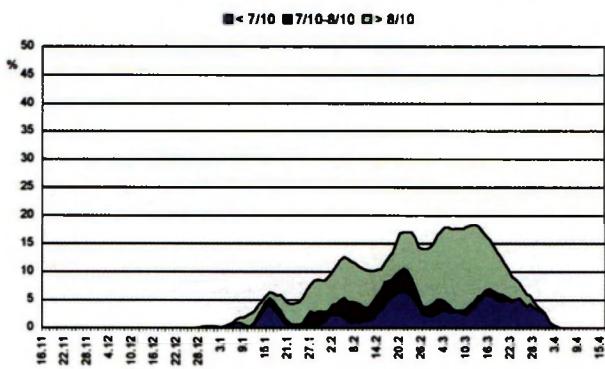


Abb. 77: Häufigkeitsverteilung von Eisbedeckungsgraden bei Eisdicken über 10 cm im Bereich Außenküste/See zwischen Darß und Hiddensee (1961 – 1999)

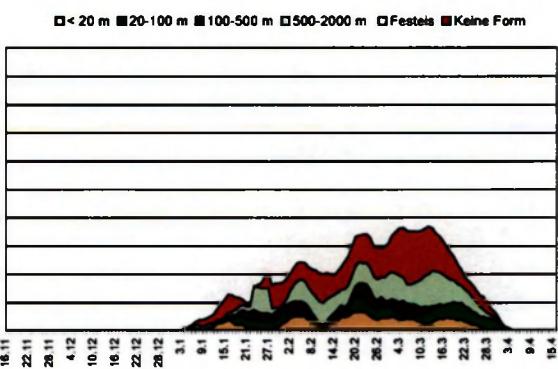


Abb. 78: Häufigkeitsverteilung von Eisformen bei Eisdicken über 10 cm im Bereich Außenküste/See zwischen Darß und Hiddensee (1961 – 1999)

Über 10 cm dickes Eis tritt frühestens Anfang Januar auf (Abb. 77). Es folgt dann ein ziemlich langsamer, durch sekundäre Maxima (Mitte Januar 6 %, Anfang Februar 12,5 %, um den 20. Februar 17 %) Anstieg der Häufigkeit bis zum Hauptmaximum von 17-18 % Anfang März. Auf diesem Niveau hält sich die Häufigkeit fast bis Mitte des Monats. Anschließend erfolgt ein rascher Rückgang bis zum Monatsende.

Über den gesamten Zeitraum des Eisauftritts sind unterschiedliche Bedeckungsgrade des Eises zu verzeichnen, wobei allerdings das dichtere Eis überwiegt (Abb. 77). Das wird auch durch die dominante Häufigkeit von Festeis und zusammen geschobenem/aufgepresstem Eis (keine Form) in Abbildung 78 unterstrichen.

4.7.6.2.2 Außenküste/See zwischen Arkona und Oie

Die exponierte Lage dieses Küstenabschnitts zu den winterkalten Ost- bis Nordostwinden kommt in dem vergleichsweise raschen Anstieg der Häufigkeitskurve vom ersten Eisaufreten Ende Dezember bis zum Erreichen des 14-15 %-Niveaus Mitte Januar zum Ausdruck (Abb. 79). Das bedeutet, dass in allen sehr/extrem starken Eiswintern bis zu diesem Termin Eisdicken von 10 cm und mehr erreicht werden. Es dauert dann bis Mitte Februar, ehe auch in nur starken Eiswintern zwischendurch die Eisbildung eingesetzt und Eisdicken der genannten Größenordnung produziert hat. Mit 21-22 % Häufigkeit tragen fast alle stärkeren Eiswinter zum entsprechenden Eisvorkommen in der zweiten Februarhälfte bei.

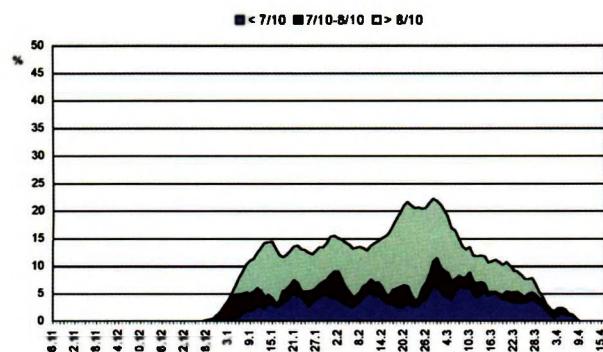


Abb. 79 Häufigkeitsverteilung von Eisbedeckungsgraden bei Eisdicken über 10 cm im Bereich Außenküste/See zwischen Arkona und Oie (1961-1999)

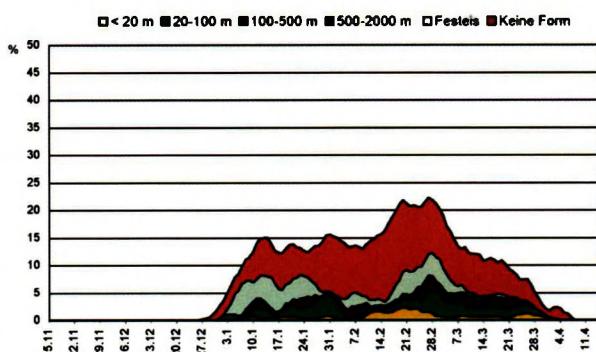


Abb. 80 Häufigkeitsverteilung von Eisformen bei Eisdicken über 10 cm im Bereich Außenküste/See zwischen Arkona und Oie (1961-1999)

In der ersten Märzdekade nimmt die Häufigkeit rasch auf 13 % ab. Das bedeutet, dass in diesem Zeitraum in den nur starken Eiswintern das Eis weit gehend abschmilzt. In den sehr/extrem starken Eiswintern erstreckt sich dieser Vorgang dann bis Anfang April.

Auch zwischen *Arkona und Greifswalder Oie* gibt es unterschiedliche Häufigkeiten für die verschiedenen Kategorien des Bedeckungsgrades und der Form, und auch hier dominieren das dichtere und das deformierte Eis (Abb. 80).

4.7.6.2.3 Pommersche Bucht

An der Küste der *Pommerschen Bucht* treten frühestens um den 25. Dezember Eisdicken von 10 cm und mehr auf (Abb. 81). Danach nimmt die Häufigkeit stetig zu bis zum Maximum im Hochwinter, das mit 26 % kurzfristig um den 26. Januar erreicht wird. Einem langsamen Abfall auf etwa 20 % bis zum 12. Februar folgt ein weiterer Anstieg der Häufigkeit auf fast 28 % bis Ende Februar. Anschließend nimmt sie nur kurzfristig auf 23 % ab (5. März), um sich anschließend bis zum 24. März auf 25 % zu halten. Erst dann erfolgt der rasche Eisrückgang, wobei die Häufigkeit Ende März aber immer noch bei etwa 12 % liegt. Bis Mitte April können in strengeren Wintern weiterhin über 10 cm dicke Eisschollen vorkommen.

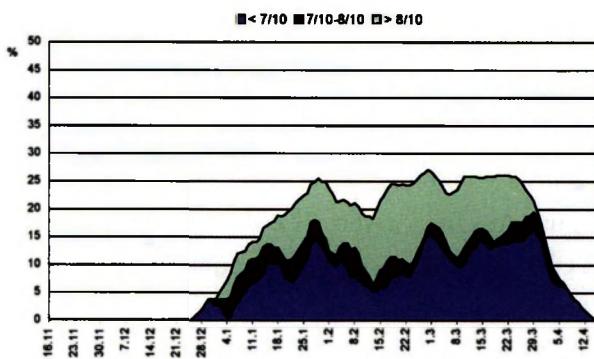


Abb. 81: Häufigkeitsverteilung von Eisbedeckungsgraden bei Eisdicken über 10 cm im Bereich *Pommersche Bucht* (1961 – 1999)

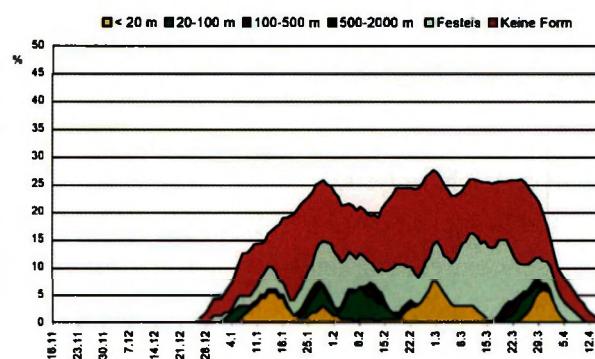


Abb. 82: Häufigkeitsverteilung von Eisformen bei Eisdicken über 10 cm im Bereich *Pommersche Bucht* (1961 – 1999)

Die Eisgürtel an der Außenküste zeichnen sich über den ganzen Winter hinweg durch wechselnde Bedeckungsgrade und einen hohen Anteil an deformiertem Eis aus (Abb. 82). Das liegt daran, dass sich nur in seltenen Fällen über längere Zeiträume hinweg geschlossene Eisdecken ausbilden. Die Ost- bis Nordostwinde schieben das Eis in der Pommerschen Bucht häufig nur zusammen, ohne dass es zusammen friert. Bei ablandigen Winden zerstreut es sich dann leicht seewärts.

4.7.7 Vergleichende Betrachtung der Vereisungsregime

Zum direkten Vergleich der unterschiedenen Eisregime sind in Abb. 83 die Häufigkeitsverteilungen von drei Eisdickenintervallen (< 10 cm, 10-30 cm und > 30 cm) gegenübergestellt.

Die äußeren Kurven stellen die Eishäufigkeitsverteilungen insgesamt dar. Die äußeren (gelben) Flächen repräsentieren das Eis bis zu 10 cm Dicke. Es wird deutlich, dass das dünne Eis besonders charakteristisch für die Innenbereiche ist. Dort kommt es in den schwächeren Eiswintern zwar zur Eisbildung, die Dicken bleiben jedoch entweder wegen der Kürze oder wegen der geringen Intensität der Frostperiode unter der für diese Untersuchung wichtigen 10 cm-Schwelle. Die zum Teil deutlich geringere Häufigkeit an den Außenküsten lässt erkennen, dass in stärkeren Eiswintern das Stadium des dünnen Eises dort wegen der in der Regel intensiven Eisbildung rasch überwunden wird. Eine weitere Ursache liegt jedoch auch in der Entstehung des Eises selbst. Häufig handelt es sich in der Entstehungsphase um Eis- und Schneebrei. Diese Neueisformen werden durch Wind und Wellen zusammen geschoben und bilden bereits eine dickere Deckschicht, bevor sie zu einer geschlossenen Eisdecke oder zu Pfannkucheneis zusammen frieren.

Die Eishäufigkeit ist im Vergleich der betrachteten Eisregime in den *Bodden südlich von Darß und Zingst* am höchsten. Die flachen, geschützt liegenden Gewässer sind schon nach wenigen Frosttagen mit einer geschlossenen Festeisdecke überfroren. Ihre Dicke wächst relativ ungestört entsprechend den Temperaturverhältnissen. Eine größere Wahrscheinlichkeit, treibende Eisschollen anzutreffen, besteht nur für das östliche Randgebiete dieser Boddenkette, d.h. in den Gewässern um Barhöft. In den übrigen Gebieten findet auch zum Ende der Eissaisons in der Regel kein eigentlicher Eisaufbruch mit der Bildung von Eisschollen statt, sondern das Festeis wird morsch und 'zerfällt' an Ort und Stelle.

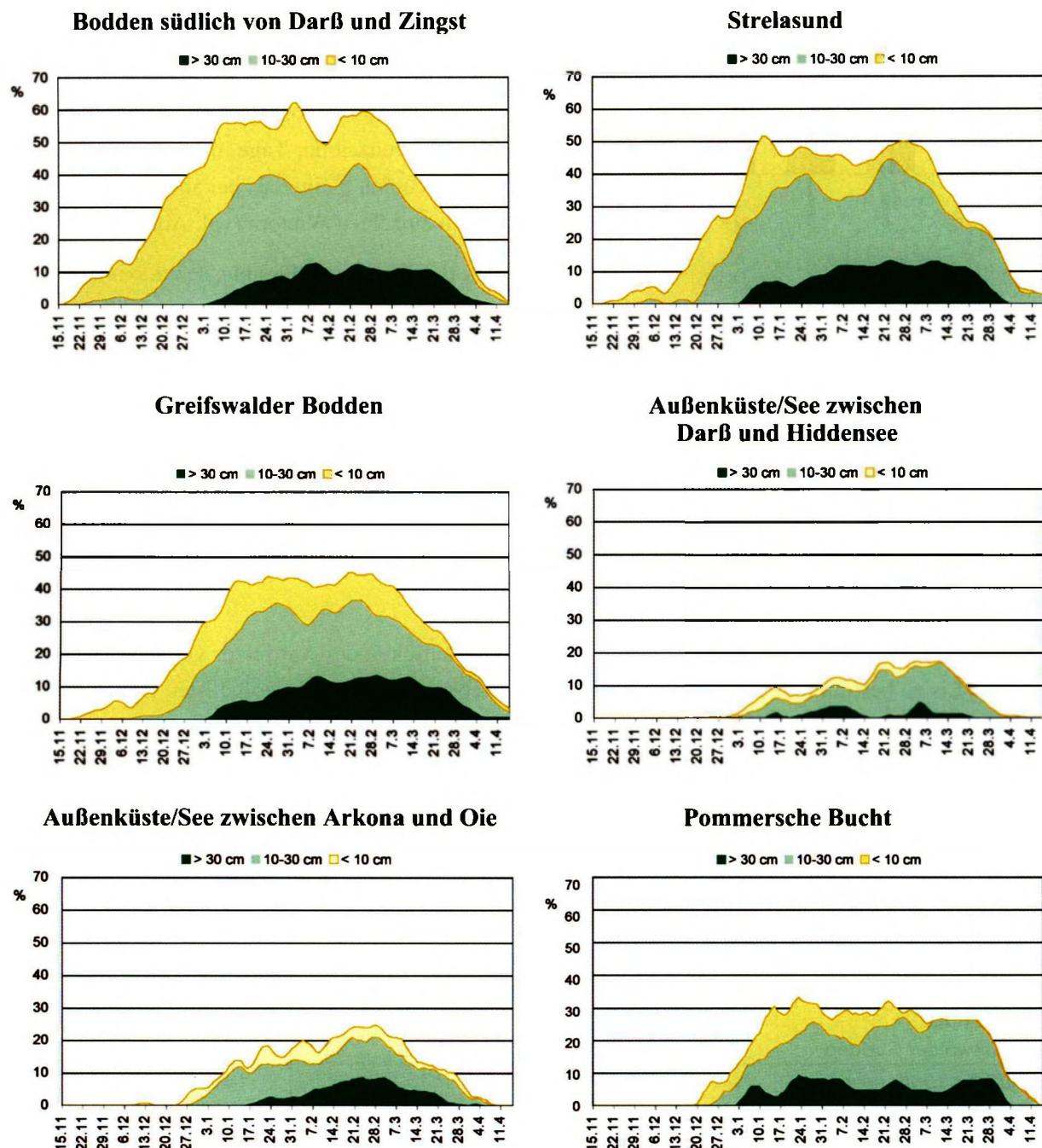


Abb. 83: Häufigkeitsverteilung von Eisdickenkategorien (< 10 cm, 10-30 cm, >30 cm) in den verschiedenen Bereichen der Küste Vorpommerns (1961-1999)

Im *Strelasund* ähneln der zeitliche Verlauf und die Größenordnung der Häufigkeit des Vorkommens von mehr als 10 cm dickem Eis sehr stark denen der vorgenannten *Bodden*. Eisschollen treten jedoch häufiger auf, weil es zumindest zeitweise (z.B. durch starke Wasserstandsschwankungen) und streckenweise zu einem richtigen Eisaufbruch mit Treibeisbildung kommt. Dieser ist im *Greifswalder Bodden* noch stärker ausgeprägt, jedoch ist die Eishäufigkeit dort deutlich geringer. Da Eisaufbruch häufig mit Westlagen verbunden ist, kommt es vor, dass sich zumindest das Eis aus dem äußeren Bereich des Boddens trotz der Randschwelle in die *Pommersche Bucht* zerstreut.

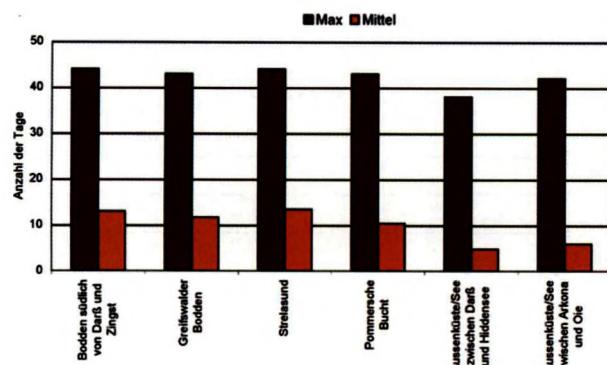


Abb. 84: Mittlere* und maximale Anzahl der Tage mit Eisdicken über 10 cm im Zeitraum 15.02. bis 31.03. in den verschiedenen Bereichen der Küste Vorpommerns (1961-1999) *bezogen auf die jeweiligen Beobachtungsstationen (Tab. 33)

In Abbildung 84 sind für den vorgegebenen Zeitraum Mitte Februar bis Ende März die mittlere Anzahl der Tage mit über 10 cm dickem Eis in den verschiedenen Vereisungsgebieten im zeitlichen Ablauf von 1961 bis 1999 dargestellt. Die Differenzen der Tage mit dickerem Eis sind dabei deutlich kleiner als bei allen Tagen mit Eis in den einzelnen Wintern (vgl. Abb. 72).

Bei der Zusammenfassung der maximalen und mittleren Tage mit über 10 cm dickem Eis in Abbildung 84 fällt besonders auf, dass der Unterschied der Maxima mit Werten zwischen 38 und 44 Tagen nicht nur innerhalb der beiden Vereisungsregime *Innenbereich* und *Außenküste/See*, sondern auch zwischen ihnen sehr

gering ist. Bei den Mittelwerten fallen dagegen die *Außenküste/See*-Bereiche *zwischen Darß und Hiddensee* (4 Tage) und *zwischen Arkona und Oie* deutlich von den übrigen Bereichen mit 11-13 Tagen ab.

In der Tabelle 35 ist für die sechs Vereisungsgebiete die Häufigkeit des Auftretens von mehr als 10 cm dickem Eis zu bestimmten Terminen im Zeitraum 15. Februar bis 31. März aufgelistet. Die Häufigkeit lässt sich annähernd mit den Eiszintertypen in Beziehung setzen, die wesentlich zum Eisaufreten beigetragen haben. Sie sind farblich unterschieden. Bei dem Anteil der mäßigen Eiszintertypen von Mitte Februar bis etwa Mitte März in den Innenbereichen ist davon auszugehen, dass es sich dabei jeweils um die eisreichersten Winter dieses Typs handelt.

Tab. 35: Häufigkeit des Auftretens von mehr als 10 cm dickem Eis zwischen dem 15. Februar und 31. März in den sechs Vereisungsgebieten

	15.02.	21.02.	01.03.	11.03.	21.03.	31.03.
Bodden südlich von Darß und Zingst	37 %	43 %	40 %	35 %	27 %	15 %
Strelasund	35 %	43 %	38 %	34 %	23 %	19 %
Greifswalder Bodden	33 %	36 %	32 %	30 %	23 %	15 %
Darß bis Hiddensee	12 %	17 %	17 %	18 %	9 %	2 %
Arkona bis Oie	16 %	21 %	22 %	12 %	9 %	2 %
Pommersche Bucht	23 %	25 %	27 %	26 %	26 %	15 %

Eisvorkommen nur in

sehr starken (5) und extrem starken Eiszintertypen (1) (5) - Anzahl der Eiszintertypen
 stärkeren Eiszintertypen (9) + ein bis zwei folgende mäßige Eiszintertypen
 stärkeren Eiszintertypen (9) + bis zu 5 folgende mäßige Eiszintertypen
 stärkeren Eiszintertypen (9) + etwa die Hälfte (7) der folgenden mäßigen Eiszintertypen

In einem Teil der mäßigen, garantiert aber in starken bis extrem starken Eiswintern (insgesamt in 45-55 % aller Winter) kommt überall an den Außenküsten und in den vorgelagerten Seegebieten Eis vor. Berücksichtigt man jedoch nur die Zeiten mit mehr als 10 cm dickem Eis reduzieren sich die Häufigkeiten auf die in Tabelle 35 zusammengefassten Werte. Die günstigsten Bedingungen für die Eisbildung und ihre Entwicklung im Außenküstenbereich sind in der *Pommerschen Bucht*, um die *Greifswalder Oie* und weiter nordwärts an der *Ostküste Rügens* gegeben. Einer der Höhepunkte der Eisentwicklung liegt für alle Bereiche im Zeitraum Ende Februar bis Mitte März.

In Tabelle 36 sind die Jahre in chronologischem Überblick hervorgehoben, in denen vom 15. Februar bis zum 31. März zu bestimmten Terminen über 10 cm dickes Eis auftrat. Um Zufälligkeiten auszuschließen, wurden dabei jedoch jeweils fünf Tage vor und nach dem genannten Termin für das Eisaufreten berücksichtigt. Aus den Unterlagen geht u.a. hervor, dass sich die Abstände der Jahre mit günstigen Eisbedingungen für das Robbenprojekt zum einen jahreszeitlich, zum andern aber auch im Verlauf des Untersuchungszeitraums vergrößern. Zum andern werden natürlich auch die beschriebenen regionalen Unterschiede deutlich.

Mitte Februar betrug der Zeitraum zwischen günstigen Jahren z.B. in den *Bodden südlich von Darß und Zingst* maximal 4 Jahre (1972 bis 1976 und 1987 bis 1991) – unter Einbeziehung des laufenden Winters 2000 seit 1996 allerdings bereits mindestens 5 Jahre. Mitte März umfassten die Lücken maximal 9 Jahre (1970 bis 1979 und 1987 bis 1996). Bemerkenswert ist, dass sich diese Abstände bis zum Monatsende nicht vergrößerten.

Für das Regime *Außenküste/See* liegen die maximalen Abstände zwischen Jahren mit der erforderlichen Eisdicke bereits Mitte Februar bei 9 Jahren (1970 bis 1979 und 1987 bis 1996). Hier ist vor allem hervorzuheben, dass sie sich bis Ende der zweiten Märzdekade nicht verändert haben. Zumindest in der letzten Dekade handelt es sich bei dem Auftreten von Eis jedoch größtenteils um Ausnahmeherscheinungen.

4.7.8 Auswirkungen von möglichen Klimaveränderungen bis 2030

Die Aussagen der Klimamodelle für die zukünftige Temperaturrentwicklung werden in jüngster Zeit hinsichtlich des zunächst postulierten ziemlich hohen ansteigenden Trends zunehmend relativiert und regionale Abweichungen mit nicht nur abgeschwächter sondern durchaus gegenläufiger Entwicklung werden für möglich gehalten. Damit wird auch eine realistische Abschätzung für die Entwicklung der Eisverhältnisse an der Küste Vorpommerns kaum möglich, wie sich auch aus dem Teilgutachten von B. Tinz ergibt (TINZ 2000). Sollte sich eine Erwärmung durchsetzen, so ist damit sicherlich eine Abnahme der Eishäufigkeit und Verkürzung der Eisperioden zu erwarten. Davon sind zunächst vor allem die Außenküsten und das angrenzende Seegebiet, später auch die Boddengewässer betroffen. Die Eisdicken werden ebenfalls abnehmen. Das bedeutet insgesamt eine Verschlechterung der Eisverhältnisse im Hinblick auf die diesbezüglichen Anforderungen einer Robbenpopulation. Dies ist umso gravierender, da die Ansprüche an eine hinreichende Eisbedeckung zeitlich in den Spätwinter fallen, für den eine Verkürzung insbesondere wahrscheinlich wird. Auch dürften sich die zeitlichen Abstände zwischen günstigen Eisjahren verlängern. Sollte sich die gegenwärtige Tendenz zu schwächeren Eiswintern nicht zu einem gleichgerichteten Trend entwickeln, sondern im Rahmen der bisher üblichen mittelfristigen Pendelungen sogar umkehren, könnten die hier beschriebenen Verhältnisse ggf. auch auf die nächsten 30 Jahre bis 2030 übertragen werden.

4.7.9 Schlussfolgerungen

Entsprechend dem wechselhaften Witterungsgeschehen im Winter und den Änderungen von Jahr zu Jahr sind die Eisverhältnisse an der Küste Vorpommerns sehr unterschiedlich ausgeprägt. Zum einen unterscheiden sich die Vereisungsregime deutlich zwischen *Innenküste* und *Außenküste/See*, zum andern gibt es – wenn auch geringere – Unterschiede je nach der Exposition und den küstenmorphologischen und hydrographischen Besonderheiten.

Den vorgegebenen Anforderungen an das Vereisungsregime – über 10 cm dickes Eis im Zeitraum Mitte Februar bis Ende März – werden in den *Innenbereichen* maximal und nur kurzfristig 37 % bis 44 % aller Winter gerecht. Es sind dies alle stärkeren Winter und etwa die Hälfte aller (eisreicherer) mäßigen Eiswinter (Tab. 34 u. 35). Setzt man einen längeren Zeitraum voraus, in dem die erforderliche Eisdicke gegeben sein muss, verringert sich die Häufigkeit deutlich: z. B. für den Zeitraum 15. Februar bis 10. März auf 30-35 %. Es sind dann nur noch wenige mäßige Winter beteiligt. In den beiden letzten Märzdekaden nimmt die Eishäufigkeit drastisch ab. Damit werden auch die Abstände zwischen den Jahren mit hinreichenden Eisverhältnissen größer. Sie betrugen Ende März zuletzt 9 Jahre (1987-1996).

In den Bereichen *Außenküste/See* tragen zu dem geforderten Eisaufreten zwischen *Darß und Hiddensee* sowie zwischen *Arkona und Greifswalder Oie* noch nicht einmal alle stärkeren Eiswinter bei, was die Häufigkeit auf maximal 18 % bzw. 22 % beschränkt. Nur in der *Pommerschen Bucht* sind alle dieser Eiswintertypen sowie zeitweilig bis zu zwei mäßige Eiswinter beteiligt, so dass auch über einen längeren Zeitraum eine Häufigkeit von 26 % erreicht wird. Während dabei der Eisrückgang in den meisten Wintern erst in der dritten Märzdekade einsetzt, nimmt die Eishäufigkeit zwischen *Darß und Zingst* vom Beginn der zweiten Märzdekade an deutlich und stetig ab, zwischen *Arkona und Oie* setzt der Rückgang der Häufigkeit von über 10 cm dickem Eis bereits Anfang März ein.

Unter den genannten Gegebenheiten können die Abstände zwischen den Jahren mit Eis dieser Art Anfang März örtlich (*Zingst*) bereits 15 Jahre betragen (1970-1985). Da aber in einigen Jahren dazwischen (z.B. 1979) dünneres Eis beobachtet wurde, kann mit einiger Sicherheit auch mit dem Auftreten von Eis der geforderten Dicke ausgegangen werden, das durch Übereinanderschiebungen entstanden ist. Maximale Abstände von 9 Jahren (zuletzt 1987 bis 1996), wie sie Anfang März auch im Bereich *Pommersche Bucht* auftraten, sind daher wahrscheinlicher. Damit kann dann auch noch zum Monatsende gerechnet werden, da es sich in etwa um die periodischen Abstände der stärksten und längsten Eiswinter handelt, wie sie sich in den vergangenen Jahrzehnten eingespielt haben (KOSLOWSKI & LÖWE 1994).

Aufgabe des Gutachtens war es, aufgrund der langjährigen Beobachtungsreihen die Eisverhältnisse an der Küste Vorpommerns zu analysieren und zeitliche und regionale Besonderheiten herauszuarbeiten. Hierbei waren die Vorgaben des Auftraggebers hinsichtlich minimaler Eisdicke (>10 cm) und eines besonderen Zeitfensters (15. Februar bis 31. März) zu berücksichtigen. Die Ergebnisse sind im Zusammenhang mit dem Teilgutachten von B. Tinz (TINZ 2000) zu werten, in dem die Auswirkungen möglicher klimatischer Veränderungen in den kommenden 30 Jahren berücksichtigt werden. Unabhängig davon bleibt jedoch hier bereits die Kernfrage zu beantworten, ob Robbenpopulationen 'Durststrecken' von mindestens vier bis 9 Jahren ohne hinreichende Eisbedeckung akzeptieren können.

Tab. 36: Jahre mit Eisdicken über 10 cm um die vorgegebenen Termine (+/- 4 Tage) im Zeitraum 1961 (61) bis 2000 (00)

Bodden südlich Darß und Zingst (Barth)

15.02.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

01.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

15.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

31.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

Stralsund (Vierendeelrinne)

15.02.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

01.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

15.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

31.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

Greifswalder Bodden (Palmer Ort – Freesendorfer Haken)

15.02.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

01.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

15.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

31.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

Außenküste/See zwischen Darß und Hiddensee (Zingst)

15.02.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

01.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

15.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

31.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

Außenküste/See zwischen Arkona und Greifswalder Oie (Sassnitz)

15.02.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

01.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

15.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

31.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

Außenküste/See – Pommersche Bucht (Koserow)

15.02.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

01.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

15.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

31.03.

61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 00

62 – eisfrei 63 –> 10 cm dickes Eis

4.7.10 Zusammenfassung

Es werden die Eisverhältnisse an der Küste Vorpommerns auf der Grundlage der im Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg und Rostock, vorliegenden Eisdaten aus dem Zeitraum 1961 bis 1999 analysiert und dokumentiert.

Nach einer Darstellung der relevanten Besonderheiten der Region, bei der zwischen den Bereichen Innengewässern und Außenküste/See unterschieden wird, werden zunächst – unabhängig von dem vorgegebenen Untersuchungszeitraum – die generellen Grundzüge der Eisverhältnisse in der Region beschrieben. Anschließend werden Informationen über die Eisbeobachtungen und abgeleitete Datenreihen gegeben. In Absprache mit dem Auftraggeber wurden auf der Grundlage des vorhandenen Materials für die Küstenzonen Vorpommerns sechs weit gehend einheitliche Abschnitte für die regionale Untersuchung ausgewählt, und zwar jeweils drei für die *Innengewässer* und *Außenküste/See*.

Die von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlichen Eiswinter werden für die deutschen Küsten bereits seit längerem unter objektiven Gesichtspunkten zu bestimmten Eiswintertypen zusammengefasst. Für die Klassifizierung werden die Andauer der Vereisung sowie die vorherrschend erreichten Dicken und Bedeckungsgrade des Eises berücksichtigt und zu bestimmten Klassen zusammengefasst, die sich in den verschiedenen Küstenzonen durch charakteristische einheitliche Merkmale bez. der genannten Parameter auszeichnen. Im Rahmen dieser Untersuchung werden für die Küste Mecklenburg-Vorpommerns fünf Eiswintertypen unterschieden und beschrieben.

Die regionale Analyse und Beschreibung der Eisverhältnisse erfolgt detailliert für die sechs ausgewählten Teilgebiete der vorpommerschen Ostseeregion. Als Bezugszeitraum wurde in Abstimmung mit dem Auftraggeber die Jahre 1961 bis 1999 ausgewählt. In ihrer zeitlichen und räumlichen Phänologie werden die Anzahl der Eistage, die Dicke und der Bedeckungsgrad des Eises dargestellt. Entsprechend der Gesamtzielsetzung des E+E-Projektes wurde mit besonderem Gewicht die Eisbedeckung mit mehr als 10 cm Dicke im Zeitraum Mitte Februar bis Ende März behandelt. Die Besonderheiten der Teilgebiete wurden herausgearbeitet und anschließend vergleichend betrachtet.

Nach kurzen Ausführungen über die Auswirkungen von möglichen Klimaveränderungen bis zum Jahr 2030 (hierfür wurde gesondert ein Teilgutachten (s.o.) angefertigt) werden abschließend Schlussfolgerungen gezogen. Eine wesentliche Aussage ist, dass zumindest im Monat März mit einer bis zu 9-jährigen Zeitspanne ohne robbengünstige Eisverhältnisse gerechnet werden muss.

4.7.11 Literatur

BLÜTHGEN, J. (1954): Die Eisverhältnisse der Küstengewässer von Mecklenburg-Vorpommern. *Forschungen zur deutschen Landeskunde*, Bd. 85, Remagen

BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE: Eisbericht mit Eisübersichtskarte der Ostsee (jeden Winter Montag - Freitag), Hamburg

BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE, Nr. 2149/44 (1994): Eisbeobachtungen an den Hauptfahrwassern der Küste von Mecklenburg-Vorpommern 1956/57 bis 1989/90. - Meereskundliche Beobachtungen und Ergebnisse, Nr. 77

BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE, Nr. 20032 (1996): Naturverhältnisse in der Ostsee. Teil B zu den Ostseehandbüchern, Hamburg und Rostock

BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE, Nr. 20031 (1997): Ostsee-Handbuch, III. Teil, Hamburg u. Rostock

- KOSLOWSKI, G. (1981): Der Ostsee-Eiskode von 1980. - *Seewart* 42 (4): S. 176-184
- KOSLOWSKI, G. (1989): Die flächenbezogene Eisvolumensumme, eine neue Maßzahl für die Bewertung des Eiswinters an der Ostseeküste Schleswig-Holsteins und ihr Zusammenhang mit dem Charakter des meteorologischen Winters. - *Deutsche hydrographische Zeitschrift* 42: S. 61-80
- KOSLOWSKI, G. & LÖWE, P. (1994): The western Baltic sea ice season in terms of mass-related severity index: 1879-1992, Part I. Temporal variability and association with the north Atlantic oscillation. - *Tellus* 46A: S. 66-74
- STRÜBING, K. (1997): Meereisbeobachtungen in den deutschen Küstengebieten: Methoden - Nutzung - Archivierung. - In: Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Meeresforschung 1-2, Workshop "Marine Datenhaltung in Deutschland", S.69-72
- TINZ, B. (2000): Statistische Analyse von Eisdaten des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie aus den Jahren 1961-1999 zur bestmöglichen Beschreibung der zu erwartenden Vereisung im Gebiet der Ostseeküste von Mecklenburg-Vorpommern unter besonderer Berücksichtigung von Eisdicken über 10 cm. Abschlussbericht eines Teilgutachtens zur "Wiederansiedlung der Ostsee-Kegelrobbe (*Halichoerus grypus balticus*) in der deutschen Ostseeregion"

4.8 Statistische Analyse von Eisdaten des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie aus den Jahren 1947-1999 zur Beschreibung der zu erwartenden Vereisung im Gebiet der Ostseeküste von Mecklenburg-Vorpommern unter besonderer Berücksichtigung von Eisdicken über 10 cm

Birger Tinz, Deutscher Wetterdienst, Offenbach am Main

4.8.1 Die Eisverhältnisse

Das in jedem Winter in der Ostsee auftretende Meereis führt vor allem in den nördlichen und östlichen Teilen dieses Meeres zu erheblichen Behinderungen der Schifffahrt. Auch die deutsche Ostseeküste ist davon - zumindest in strengen Wintern - betroffen. Wegen ihrer Bedeutung für Schifffahrt, Fischfang und Handel sind Berichte über besonders strenge Eiswintern in den Chroniken vieler Hafenstädte zu finden (HENNIG 1904; WEIKINN 1958-1963; KOSLOWSKI & GLASER 1995; TINZ 1997).

Auch die biologischen Verhältnisse sind von den Eisverhältnissen betroffen. Die in diesem Gebiet lebenden Tiere und Pflanzen sind an die typischen Eisverhältnisse angepasst bzw. benötigen sie in ihrem Lebenszyklus. Das betrifft in besonderem Maße die Kegelrobbe, deren Wiederansiedlung in der deutschen Küstenregion Gegenstand dieses Projektes ist. Ein Großteil der verbliebenen Population in den nördlichen Teilen der Ostsee bringt ihren Nachwuchs auf Eisschollen zur Welt.

Die Analyse der Strenge der Eiswintern in der westlichen Ostsee ab 1701 (KOSLOWSKI & GLASER 1995) legt den Schluss nahe, dass die Eisverhältnisse in der Ostsee im 18. und 19. Jahrhundert insgesamt schwerer waren als im 20. Jahrhundert. Dieses Verhalten korrespondiert mit der rezenten Temperaturentwicklung in Europa, die durch den Übergang von der *Kleinen Eiszeit* (voll entfaltet von der Mitte des 16. Jahrhunderts bis etwa 1850) zum *Modernen Optimum* mit einem ersten Maximum der globalen Mitteltemperatur um 1940 gekennzeichnet ist (HUPFER 1996).

Tägliche Eisbeobachtungen nach einheitlichen Vorschriften finden an der deutschen Ostseeküste seit dem Dezember 1896 statt (HERMANN 1900). Beobachtet wurden u.a. der Beginn und das Ende der

Eissaison, die Anzahl der Tage mit Eisvorkommen und der Grad der Schifffahrtsbehinderung. Einen ersten Überblick über die Ergebnisse der Beobachtungen geben PETERSEN & OELLRICH (1930).

Um eine statistische Bearbeitung der Eisverhältnisse zu ermöglichen, wurden auf der Grundlage der Meldungen der Eismeldestationen verschiedene Eismaße entwickelt, wie zum Beispiel die *reduzierte Eissumme* (mittlere Anzahl der Tage mit Eis an einem Küstenabschnitt; PRÜFER 1942) oder der *Eiswert* (Berücksichtigung des Grades der Behinderung der Schifffahrt; v. PETERSSON 1954). Die *flächenbezogene Eisvolumensumme* der deutschen Ostseeküste nach KOSLOWSKI (1989) wird zur Zeit vom Eisdienst des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) Hamburg und Rostock verwendet, um die Intensität des Winters im Hinblick auf die Dauer und die Stärke des Eisvorkommens in diesem Gebiet einzuschätzen.

Erstes Eis bildet sich in den inneren Küstengewässern⁶ im Mittel der Winter mit Eisvorkommen Anfang Januar und erfasst in der zweiten Januardekade die Außenküste. Die Eissaison beginnt im Zeitraum von Ende November bis Anfang März. Das Eis schmilzt im Mittel an der Außenküste Ende Februar/Anfang März und in den inneren Küstengewässern in der ersten Märzhälfte. Der entsprechende früheste bzw. späteste Termin ist Ende Dezember und die zweite Aprildekade. Das Eisvorkommen ist raumzeitlich sehr variabel. Für die Ostseeküste von Mecklenburg-Vorpommern gibt SCHMELZER (1994) einen Überblick. Weitere Informationen können der jährlichen Analyse des Eiswinters durch den Eisdienst des BSH in der Deutschen Hydrographischen Zeitschrift (zuletzt durch STRÜBING 1998) entnommen werden.

Das Untersuchungsgebiet reicht von der Darß-Zingster-Boddenkette bis zur Insel Usedom und umfasst damit die Ostseeküste von Vorpommern. Für diesen Küstenabschnitt wurden vom Eisdienst des BSH für das Projekt zwei Eiszeitreihen berechnet und freundlicherweise zur Verfügung gestellt.

4.8.2 Daten und statistische Methoden

4.8.2.1 Gitterpunktdatensätze der beobachteten Lufttemperatur und des Luftdrucks

Für die Ableitung der Regressionsgleichung zwischen den Eiszeitreihen und der bodennahen (2 m) Lufttemperatur konnte der globale Lufttemperaturdatensatz von CHADWYCK-HAELEY LTD. (1992) verwendet werden, der den Zeitraum 1854-1990 abdeckt. Die Gitterflächen haben eine Größe von $5^\circ \times 5^\circ$ in meridionaler bzw. zonaler Richtung. Die in der Meteorologie wichtige atmosphärische Zirkulation kann mit dem nordhemisphärischen Datensatz des auf Meeressniveau reduzierten Luftdrucks beschrieben werden (Daten National Center for Atmospheric Research Boulder, TRENBERTH & PALOINO 1980). Diese Daten liegen für die Jahre 1899-1999 vor.

4.8.2.2 Klimamodelldaten

Für die Untersuchungen konnten Monatsmittel der Lufttemperatur dreier Experimente des globalen Klimamodells ECHAM4/OPYC verwendet werden, die vom Deutschen Klimarechenzentrum (DKRZ) Hamburg bereitgestellt worden sind. Das Modell wurde durch das Max-Planck-Institut für Meteorologie (MPI) Hamburg in Zusammenarbeit mit dem DKRZ und europäischen Partnerinstituten aus dem

⁶ Förden, Bodden, Haffe und Flussmündungen

Wettervorhersagemodell des Europäischen Zentrums für Mittelfristige Wettervorhersage (EZMWF) Reading (Großbritannien) entwickelt.

Mit der hier verwendeten gekoppelten Version, die die Klimasystemkomponenten Atmosphäre (Modell ECHAM4, ROECKNER et al. 1996), Ozean (Modell OPYC; OBERHUBER 1993), Meereis und Landoberflächen enthält, wird untersucht, welche Konsequenzen vergangene und mögliche künftige anthropogene Emissionen von Treibhausgasen (Kohlendioxid, Methan, Ozon, Distickstoffoxid und Fluorchlorkohlenwasserstoffe) und Aerosolen auf die Klimaentwicklung hatten und haben.

Die horizontale Auflösung beträgt T42, wobei sich die Angabe T42 auf die auf einem Großkreis aufgelösten Wellen (Spektralmodell) bezieht. In dieser Auflösung haben die Gitterpunkte einen Abstand von $2,8^\circ$, was in meridionaler Richtung einer Entfernung von ca. 300 km entspricht. In zonaler Richtung ist der Abstand abhängig von der geographischen Breite (auf 50° N etwa 200 km). Die Lage der Gitterpunkte im Klimamodell ECHAM4 in der Auflösung T42 ist in der Abbildung 85 zusammen mit der Lage der Gitterpunkte im Luftdruckdatensatz vom NCAR und der Lage der Gitterflächen des Temperaturdatensatzes vom CHADWYCK-HEALEY LTD. (1992) für den nordatlantisch-europäischen Ausschnitt dargestellt.

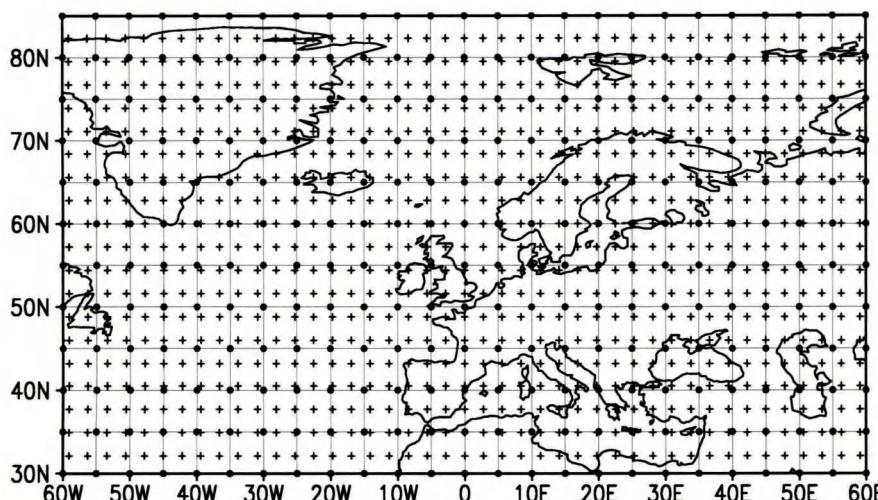


Abb. 85:
Lage der Gitterpunkte im Klimamodell ECHAM4 in der Auflösung T42 (+) und im Luftdruckdatensatz vom NCAR (•) im Gebiet $30-85^\circ$ N und 60° W - 60° E. Die Gitterflächen des Lufttemperaturdatensatzes von CHADWYCK-HEALEY LTD. (1992) sind durch dünne Linien abgegrenzt

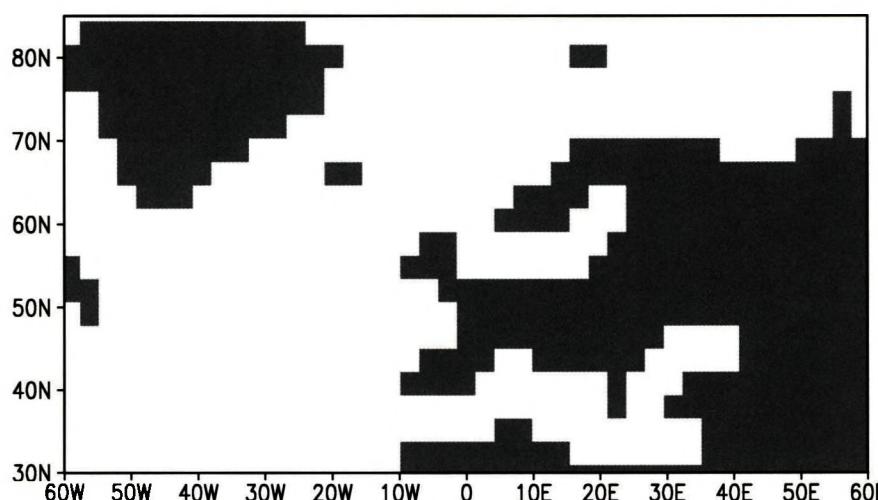


Abb. 86:
Land-Seemaske im Klimamodell ECHAM4/OPYC in der Auflösung T42 für den nordatlantisch-europäischen Ausschnitt

Die Land-Seemaske für dieses Gebiet ist in der Abbildung 86 abgebildet. Auffällig ist die gegenüber den tatsächlichen Verhältnissen breite Öffnung einiger Nebenmeere (z.B. Mittelmeer und Ostsee) zum

Ozean. Damit soll im Ozeanmodell eine Zirkulation des Wassers zwischen den Nebenmeeren und dem Ozean ermöglicht werden.

Für die Untersuchungen wurden die nachfolgend beschriebenen drei Klimamodellexperimente ausgewählt. Eine Zusammenstellung der in diesem Zusammenhang verwendeten Abkürzungen befindet sich in der Tabelle 37.

Tab. 37: Erläuterung der im Zusammenhang mit den Klimamodellexperimenten verwendeten Abkürzungen

Abkürzung	Bedeutung
IS92a	IPCC-Szenario der Entwicklung der Konzentration von Spurenstoffen (Treibhausgase, Aerosole) in der Atmosphäre ab 1990 (HOUGHTON et al. 1992)
CTL	Klimamodellexperiment mit konstanter Konzentration der Treibhausgase in der Atmosphäre auf dem Stand von 1990 (Kontrolllauf)
GHG	Klimamodellexperiment mit Anstieg der Konzentration der Treibhausgase bis 1990 wie beobachtet und danach gemäß dem Treibhausgasszenario IS92a (HOUGHTON et al. 1992)
SUL	Wie GHG, aber mit zusätzlicher Berücksichtigung der direkten Wirkungen des Sulfat-Aerosols (Reflexion der Sonnenstrahlung)
OBS	Beobachtete Werte der Temperatur und anderer Größen
REG	Mit Regressionsgleichung berechnete Werte

Im 240 Modelljahre⁷ umfassenden Kontrolllauf (CTL) bleibt die Konzentration der Treibhausgase auf dem Niveau von 1990 konstant. Fluorchlorkohlenwasserstoffe und Sulfat-Aerosol werden nicht berücksichtigt. In einem zweiten Experiment, das nachfolgend mit GHG bezeichnet wird, steigt die Konzentration der Treibhausgase von 1860 bis 1990 gemäß den Beobachtungen und danach bis 2100 entsprechend dem IPCC-Emissionszenario IS92a an (HOUGHTON et al. 1992). Im dritten Experiment SUL werden neben den Treibhausgasen zusätzlich die Emissionen von Sulfat-Aerosolen bis 1990 nach Beobachtungen und danach gemäß dem Szenario IS92a und deren direkte Wirkungen (Reflexion der Sonnenstrahlung) berücksichtigt. Die Werte dieses Experiments liegen für die Modelljahre 1860 bis 2049 vor.

Das eben erwähnte Treibhausgasszenario IS92a beschreibt nur eine von verschiedenen möglichen Entwicklungen der Konzentration von Kohlendioxid und anderer Treibhausgase in der Atmosphäre im 21. Jahrhundert. Ausgehend von etwa 350 ppm im Basisjahr 1990 steigt die Konzentration von Kohlendioxid bis zum Jahr 2100 auf Werte zwischen 480 ppm (Szenario IS92c) und deutlich über 1.000 ppm (IS92e) an. Der entsprechende Wert für das Treibhausgasszenario IS92a beträgt etwa 710 ppm, was dem 2,5fachen des vorindustriellen Betrages von etwa 280 ppm entspricht. In diesem Szenario steigt die jährliche anthropogene Emission von Kohlenstoff von 7,4 Gt im Jahr 1990 auf 20,3 Gt im Jahr 2100 an (HOUGHTON et al. 1992).

Der mit dem Klimamodell ECHAM4/OPYC auf der Grundlage der Annahmen über die künftige Entwicklung der Konzentration der Treibhausgase in der Atmosphäre berechnete Verlauf der globalen Lufttemperatur ist in den Klimamodellexperimenten unterschiedlich. Im Experiment GHG steigt die globale Mitteltemperatur in Bodennähe (2 m) bis zum Jahr 2050 um etwa 2,6 K an. Im Experiment SUL ist der Anstieg der Lufttemperatur mit 2 K deutlich schwächer ausgeprägt.

Bei den Ergebnissen der Klimamodellexperimente handelt es sich um bedingte Vorhersagen, die im Zusammenhang mit dem verwendeten Klimamodellexperiment diskutiert werden müssen. Falls in

⁷ Die Temperaturen der Klimamodellexperimente (Modelljahre) können nicht realen Jahren zugeordnet werden.

Zukunft die im Szenario projizierte Entwicklung der Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre nicht eintritt, liefert auch ein "perfektes" Klimamodell, in dem alle relevanten physikalischen Prozesse und Randbedingungen berücksichtigt werden, keine zutreffende Prognose. In den Klimamodellexperimenten werden äußere Einflüsse, wie z.B. die Stärke der Solarstrahlung und die Vulkanaktivität, als konstant angenommen. Anthropogene Klimaänderungen stehen somit in Konkurrenz zu natürlichen Klimaänderungen (HEGERL et al. 1998).

4.8.2.3 Statistische Methoden

Die in dieser Arbeit verwendeten statistischen Verfahren (Berechnung von Korrelationskoeffizienten, Signifikanztests usw.) sollen nicht weiter erläutert werden. Sie können bei Bedarf Statistiklehrbüchern, wie z.B. SACHS (1992) oder SCHÖNWIESE (1992) entnommen werden.

Bei den Untersuchungen spielen Korrelationsfelder⁸ eine große Rolle. Sie werden unter anderem verwendet, um den raum-zeitlichen Zusammenhang einer regionalen Größe mit Feldern meteorologischer Größen zu bestimmen (WIESE 1925; BAHRENBERG et al. 1990). Dabei werden die Korrelationskoeffizienten zwischen der interessierenden Zeitreihe der regionalen Größe und den Zeitreihen der meteorologischen Größen gitterpunktweise berechnet, auf Signifikanz getestet und graphisch dargestellt.

Falls sich die Häufigkeitsverteilungen der Stichproben signifikant von einer Normalverteilung unterscheiden, wird an Stelle des PEARSONSCHEN Korrelationskoeffizienten r_p der Rangkorrelationskoeffizient nach SPEARMAN r_s verwendet. Er setzt keine normalverteilten Grundgesamtheiten voraus und liefert darüber hinaus auch bei nichtlinearen Zusammenhängen eine brauchbare Abschätzung des statistischen Zusammenhangs.

4.8.3 Statistik der Eiszeitreihen

Die Zeitreihen der *Anzahl der Tage mit Eisvorkommen* an der Küste von Vorpommern (ESVP) und der *Anzahl der Tage mit Eisdicken über 10 cm* (ES10VP) sind in den Abbildungen 87 und 88 dargestellt. Deutlich sichtbar ist die große interannuelle Variabilität, die in diesem Ausmaß nur in wenigen meteorologischen bzw. ozeanographischen Zeitreihen auftritt.

Im Mittel der Stationen ist pro Winter mit 34,4 Tagen mit Eisvorkommen zu rechnen (Tab. 38), wobei die Anzahl der Tage mit Eisvorkommen im Beobachtungszeitraum zwischen 0,2 Tagen (1990) und 108,5 Tagen (1947) liegt. Neben einigen praktisch eisfreien Wintern kam es in einigen Wintern zu einer lang andauernden Vereisung der deutschen Ostseeküste. Im Winter 1995/96 wurden in den inneren Fahrwassern der Küste von Vorpommern an einzelnen Stationen bis zu 144 Tage mit Meereis registriert (STRÜBING 1996). Die große interannuelle Variabilität drückt sich auch in dem hohen Wert der Standardabweichung aus, der sich auf ähnlichem Niveau bewegt wie der Mittelwert.

⁸ Korrelationsfeld: Feld der Korrelationskoeffizienten, das entsteht, wenn für jeden Gitterpunkt eines Gitterpunktdatensatzes (z.B. Luftdruckdatensatz) die Korrelation mit einer lokalen Größe (z.B. Zeitreihe der Monatsmittel der Lufttemperatur von Stralsund) berechnet wird.

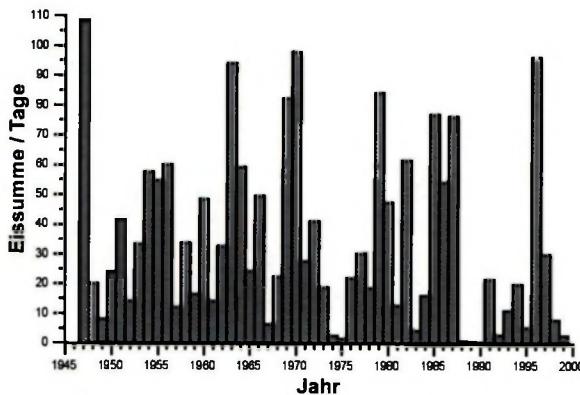


Abb. 87: Mittlere Anzahl der Tage mit Meereisvorkommen an der Küste von Vorpommern (ESVP) 1947-1999

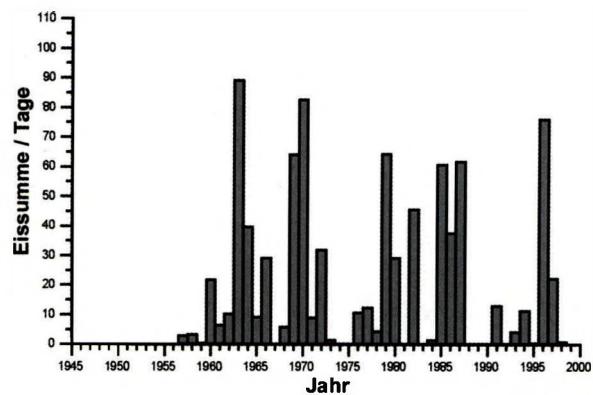


Abb. 88: Mittlere Anzahl der Tage mit Eisdicken über 10 cm an der Küste von Vorpommern (ES10VP) 1957-1999

Tab. 38:

Statistische Parameter der Zeitreihen der ESVP (1947-1999) und ES10VP (1957-1999)

Statistische Größe	ESVP	ES10VP
Anzahl	53	43
Mittelwert	34,4 d	20,1 d
Median	24,1 d	9,0 d
Minimum	0,2 d	0,0 d
Maximum	108,5 d	89,2 d
Schiefe	0,92	1,33
Standardabweichung	29,4 d	26,1 d

Die Zeitreihe der ES10VP weist ein ähnliches Verhalten auf. Die Werte bewegen sich mit einem Mittelwert von 20,1 Tagen auf einem niedrigeren Niveau. In 8 der 43 Winter (19 %) wurde eine Eisdicke von 10 cm nicht überschritten. Das Maximum von 89,2 Tagen wurde im Winter 1963 erreicht und liegt nur wenig unter dem Wert der ESVP von 94,2 Tagen im eben genannten Winter.

Wie der große Unterschied zwischen Mittelwert und Median⁹ sowie die von Null verschiedene Schiefe andeuten, folgen die Häufigkeitsverteilungen der beiden

Zeitreihen keiner Normalverteilung. Das wird auch bei der Betrachtung der Häufigkeitsverteilungen deutlich (Abb. 89).

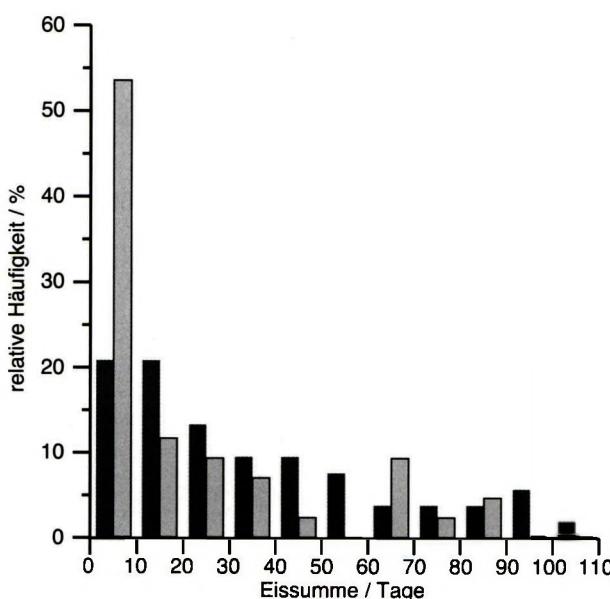


Abb. 89: Häufigkeitsverteilung der Anzahl der Tage mit Meereisvorkommen (ESVP) 1947-1999 (dunkelgrau) und der Anzahl der Tage mit Eisdicken über 10 cm an der Küste von Vorpommern (ES10VP) 1957-1999 (hellgrau). Die Klassenbreite beträgt 10 Tage (0...<10 d, 10...<20,..., ≥100)

⁹ Median: teilt Stichprobe in 2 Hälften

Die Klassen mit niedrigen Werten der ESVP bzw. der ES10VP sind deutlich häufiger besetzt als die anderen Klassen. Das bedeutet, dass sich die Mehrzahl der Winter durch eine kurze Eissaison auszeichnet, während dementsprechend Winter mit einer lang andauernden Vereisung der Küste von Vorpommern relativ selten auftreten.

4.8.4 Abschätzung der möglichen künftigen Entwicklung der Eisverhältnisse an der Küste von Vorpommern

4.8.4.1 Einleitung

Die Abschätzung der künftigen Eisverhältnisse der Ostsee im Falle einer Klimaänderung war der Gegenstand verschiedener Untersuchungen. Die Spanne der verwendeten Verfahren reicht von einfachen Sensitivitätsstudien bzw. Trendfortschreibungen (PALOSUO 1953, SEINÄ 1993) über die statistische Kopplung von Eiszeitreihen an die Lufttemperaturreihen von Klimamodellexperimenten (TINZ 1996 1998) bis zum Einsatz von numerischen Eis-Ozean Modellen (HAAPALA & LEPPÄRANTA 1996; OMSTEDT & NYBERG 1996; HAAPALA & LEPPÄRANTA 1997). Die Ergebnisse aller Methoden zeigen für den in Zukunft erwarteten Temperaturanstieg von einigen Kelvin eine deutliche Abnahme des Meereisvorkommens, was die flächenhafte Ausdehnung, die Dauer der Eissaison und die Eisdicke betrifft.

Diese Erkenntnisse stehen in Übereinstimmung mit den Aussagen der Klimamodelle, die bei einem weiterhin ungebremsten Anstieg der Emission anthropogener Treibhausgase mit einem Temperaturanstieg von einigen Kelvin bis zum Ende des 21. Jahrhunderts ausgehen. Zuverlässige regionale Vorhersagen sind auf dem heutigen Stand nicht möglich. Allgemein wird angenommen, dass der Temperaturanstieg regional unterschiedlich stark ausfällt. Die Temperaturerhöhung dürfte über den Landflächen stärker ausgeprägt sein als über den Ozeanen. Die stärkste Erwärmung ist im jeweiligen Winter in den hohen Breiten zu erwarten (ROECKNER et al. 1998).

Den Unsicherheiten bei der Prognose regionaler Temperaturänderungen wird in Kapitel 4.8.4.2 durch eine "wertfreie" Sensitivitätsanalyse Rechnung getragen, bei der die Eisverhältnisse sowohl im Falle einer Abkühlung als auch einer Erwärmung abgeleitet werden. In Kapitel 4.8.4.3 wird die künftige Entwicklung der Eisverhältnisse gemäß dreier aktueller Experimente des Hamburger Klimamodells ECHAM4/OPYC abgeschätzt.

4.8.4.2 Sensitivitätsanalyse

Die nachfolgende Sensitivitätsanalyse dient dazu, die Empfindlichkeit der ESVP und der ES10VP gegenüber möglichen Temperaturänderungen zu studieren. Die Untersuchung erfolgt in beide Richtungen, berücksichtigt sowohl den Fall einer Abkühlung als auch den einer Erwärmung. Dazu wurde die ESVP mit den Beobachtungswerten der Lufttemperatur Dezember-März des Gebietes 50-60° N, 5-15° E berechnet, die im Bereich von $T_{DJFM} = -3 \dots 3$ K geändert wurden. Die Abhängigkeit einiger statistischer Parameter der so gewonnenen Eisreihen von der Temperaturänderung zeigen die Abbildungen 90 und 91.

Erwartungsgemäß nehmen bei einer angenommenen Abkühlung der Mittelwert und der Median der ESVP entsprechend der quadratischen Form der Regressionsgleichung überproportional zu. Die

Häufigkeitsverteilung nähert sich bei einer Abkühlung einer Normalverteilung an; Median und Mittelwert rücken (relativ) zusammen, und die Schiefe nimmt deutlich ab.

Eine Erwärmung ist dementsprechend mit einer Abnahme des Mittelwertes und des Medians der ESVP verbunden, wobei sich der Mittelwert exponentiell $ESVP = 0$ d annähert. Auch bei einer drastischen Temperaturerhöhung um $\Delta T_{DJFM} = 3$ K liegt der Mittelwert bei $ESVP = 2,4$ d, d.h. auch dann ist mit Eisvorkommen an der Küste von Vorpommern zu rechnen. Der Median schneidet die Nulllinie bei $\Delta T_{DJFM} = 1,9$ K, was bedeutet, dass bei einem Anstieg der Temperatur um diesen Betrag 50 % der Winter ohne Eisvorkommen wären.

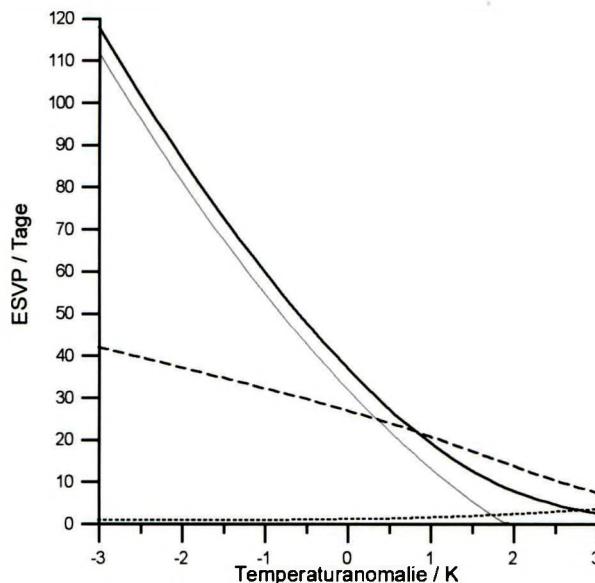


Abb. 90: Sensitivität des Mittelwertes (fett), des Medians (dünn), der Standardabweichung (durchbrochen) und der Schiefe (punktiert) der Anzahl der Tage mit Eisvorkommen (ESVP) gegenüber einer angenommenen Änderung der Mitteltemperatur Dezember-März des Gebietes 50-60° N, 5-15° E

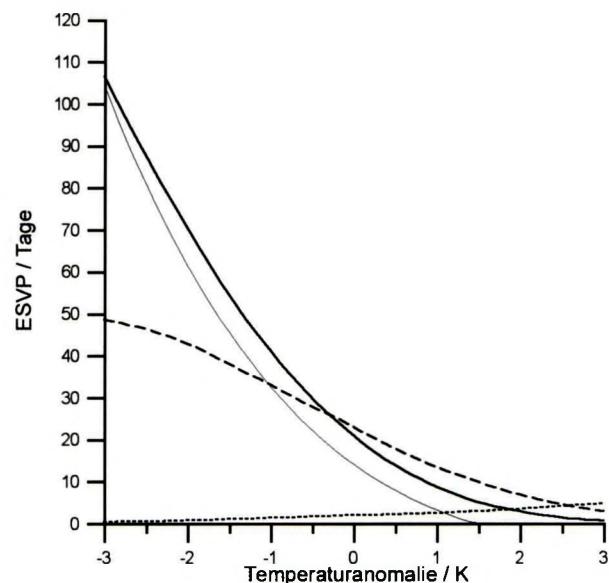


Abb. 91: Sensitivität des Mittelwertes (fett), des Medians (dünn), der Standardabweichung (durchbrochen) und der Schiefe (punktiert) der Anzahl der Tage mit Eisdicken über 10 cm an der Küste von Vorpommern (ES10VP) gegenüber einer angenommenen Änderung der Mitteltemperatur Dezember - März des Gebietes 50-60° N, 5-15° E

4.8.4.3 Die Eisverhältnisse gemäß Klimamodellexperimenten

4.8.4.3.1 Die Lufttemperatur im Gebiet 50-60° N, 5-15° E

Verifikation

Für die Untersuchungen standen Monatsmittel der Lufttemperatur des gekoppelten Klimamodells ECHAM4/OPYC in der Auflösung T42 zur Verfügung (s. Kap. 4.8.2.2). Verwendet wurden die Mitteltemperaturen Dezember-März T_{DJFM} des Gebietes 50-60° N, 5-15° E des Kontrolllaufes CTL (Modelljahre 1-240), des Klimamodellexperimentes SUL (Modelljahre 1860-2049) und des Klimamodellexperimentes GHG (Modelljahre 1860-2099). Wegen der höheren horizontalen Auflösung im Klimamodell wird das Gebiet 50-60° N, 5-15° E durch neun Gitterpunkte repräsentiert. Die Zuordnung der Jahreszahlen des Experimentes CTL ist willkürlich; hier entsprechen den Modelljahren 1 und 240 die Jahre 1860 und 2099.

Eine Analyse der Temperaturreihen T_{DJFM} der drei Klimamodellexperimente ergibt eine Überschätzung der Temperaturen im interessierenden Gebiet 50-60° N, 5-15° E für den Zeitraum 1947-1990 gegenüber den Beobachtungswerten um $\Delta T_{DJFM} = 2,56 \dots 3,03$ K (Tab. 39). Die drei Zeitreihen des Klimamodells wurden um die jeweilige Temperaturdifferenz zu den Beobachtungswerten "korrigiert". Die Ursache für diesen systematischen Fehler liegt u.a. an der im Klimamodell verwendeten Land-Seemaske, die eine breite Öffnung der Ostsee in die Nordsee aufweist. Die Lufttemperatur in diesem Gebiet weist aus diesem Grund einen maritimen Jahresgang auf (näheres in TINZ 2000).

Tab. 39: Statistische Grundparameter der korrigierten Reihen der Mitteltemperatur Dezember-März des Gebietes 50-60° N, 5-15° E im Kontrolllauf CTL (Modelljahre 20-131), im Klimamodellexperiment SUL (Modelljahre 1947-1990) und im Klimamodellexperiment GHG (Modelljahre 1947-1990). Zum Vergleich sind die Mittelwerte der unkorrigierten Zeitreihen sowie die statistischen Parameter der Beobachtungswerte OBS (1947-1990) ebenfalls angegeben.

Statistischer Parameter	OBS	CTL	SUL	GHG
Mittelwert, Originalwerte	1,23 °C	3,79 °C	4,15 °C	4,26 °C
Differenz zu OBS		2,56 K	2,92 K	3,03 K
Mittelwert, korrigiert		1,23 °C	1,23 °C	1,23 °C
Median	1,32 °C	1,45 °C	1,43 °C	1,26 °C
Standardabweichung	1,24 °C	1,18 °C	0,90 °C	1,10 °C
Schiefe	-0,28	-0,63	-0,48	-0,53
Minimum	-1,72 °C	-1,93 °C	-0,95 °C	-1,31 °C
Maximum	3,93 °C	3,18 °C	2,69 °C	2,85 °C

Durch die lineare Korrektur stimmen die Mitteltemperaturen in den Experimenten exakt mit dem Mittelwert der Beobachtungswerte überein. Beim Median sind die Unterschiede ebenfalls klein und auf dem 95 %-Niveau nicht signifikant von Null verschieden. Die Standardabweichung ist besonders im Experiment SUL gegenüber den Beobachtungswerten reduziert, was sich ebenfalls im etwas kleineren Wertebereich ausdrückt. Der negative Wert der Schiefe wird in allen Experimenten reproduziert. Es kann festgestellt werden, dass durch das Korrekturverfahren

Temperaturreihen entstehen, deren statistische Eigenschaften für den Referenzzeitraum 1947-1990 denen der Beobachtungswerte entsprechen.

Weitere Entwicklung der Lufttemperatur

Der zeitliche Verlauf der korrigierten Zeitreihen der Lufttemperatur T_{DJFM} des Gebietes 50-60° N, 5-15° E gestaltet sich in den drei Klimamodellexperimenten unterschiedlich (Abb. 92).

Im Kontrolllauf ist kein Langzeitrend feststellbar. Der Temperaturverlauf ist von kurz- und langperiodischen Schwankungen gekennzeichnet, wie sie auch für die Beobachtungswerte typisch sind. In den beiden Klimamodellexperimenten SUL und GHG bleibt die Temperatur T_{DJFM} bis etwa 1980 ebenfalls auf diesem Niveau. Danach setzt ein Temperaturanstieg ein, der in beiden Experimenten unterschiedlich stark ausfällt. Im Dezennium 2040-49 ist in den Experimenten SUL und GHG eine Temperaturerhöhung von $\Delta T_{DJFM} = 1,77$ K bzw. $\Delta T_{DJFM} = 2,79$ K gegenüber der Referenzperiode 1947-1990 feststellbar (Tab. 40).

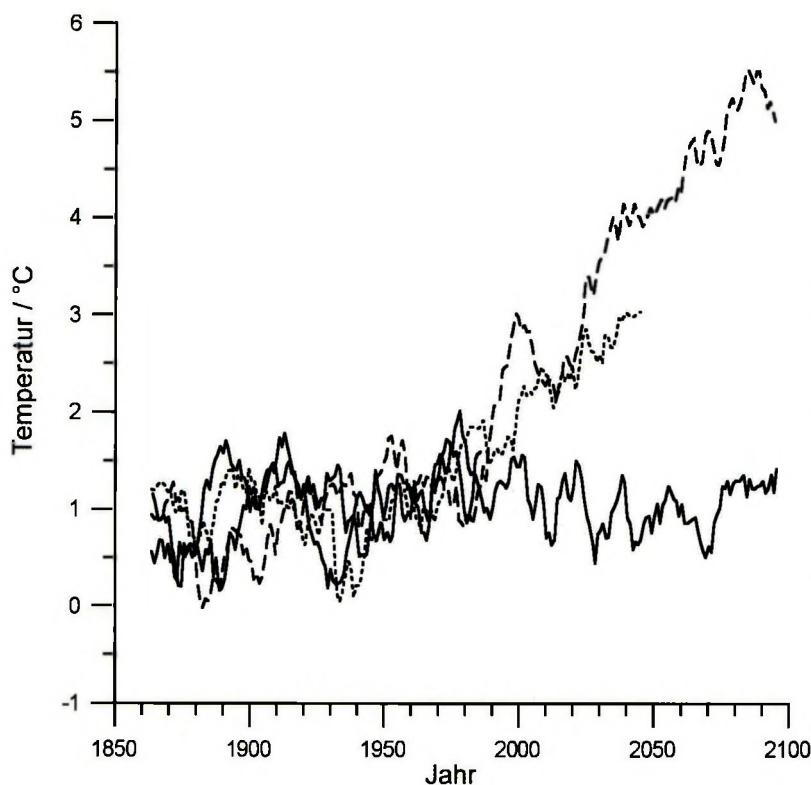


Abb. 92:
 Elfjährig übergreifend gemittelte Temperaturen Dezember-März des Gebietes 50-60° N, 5-15° E in °C.
 fett:
 Beobachtungswerte 1860-1990
 durchgezogen:
 Kontrolllauf Modelljahre 1-240
 punktiert:
 Klimamodellexperiment SUL
 Modelljahre 1860-2049
 durchbrochen:
 Klimamodellexperiment GHG,
 Modelljahre 1860-2099

Tab. 40: Statistische Parameter der Mitteltemperatur Dezember-März des Gebietes 50-60° N, 5-15° E gemäß den Klimamodellexperimenten CTL, SUL und GHG 2040-49 und Abweichung d gegenüber dem jeweiligen Mittelwert 1947-1990

Werte	CTL	SUL	GHG	dCTL	dSUL	DGHG
Mittelwert	0,58 °C	3,00 °C	4,02 °C	-0,65 K	1,77 K	2,79 K
Median	0,42 °C	2,92 °C	3,92 °C	-1,04 K	1,49 K	2,66 K
Standardabweichung	1,22 °C	0,71 °C	0,88 °C	0,04 K	-0,19 K	-0,22 K

4.8.4.3.2 Die Entwicklung der Eisverhältnisse

Verifikation

In diesem Kapitel werden die Zeitreihen der ESVP und der ES10VP gemäß den korrigierten Temperaturreihen T_{DJFM} der Klimamodellexperimente CTL, SUL und GHG abgeschätzt. Zunächst erfolgt ein Vergleich der Häufigkeitsverteilungen der mit den Temperaturreihen der Klimamodellexperimente berechneten Werte der ESVP/ES10VP mit der Beobachtungswerte in der Referenzperiode 1947-1990/1957-1990 (Abb. 93).

Die prinzipielle Form der Häufigkeitsverteilung der ESVP und der ES10VP wird in allen drei Klimamodellexperimenten richtig wiedergegeben. Die im Klimamodell verringerte Variabilität führt dazu, dass eisarme sowie eisreiche Winter weniger häufig auftreten.

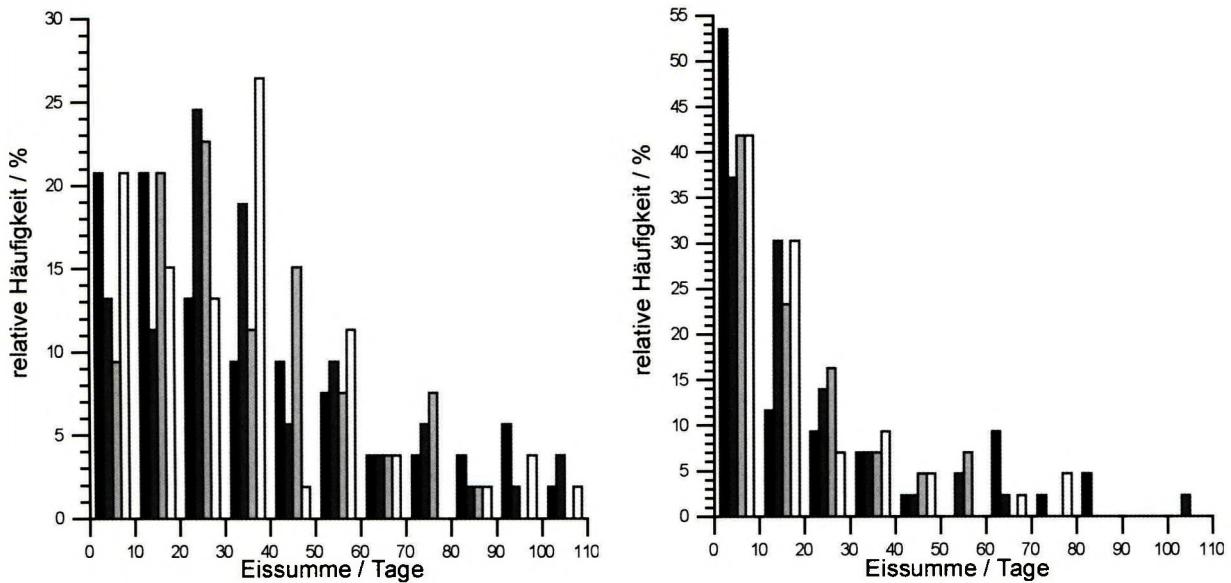


Abb. 93: Häufigkeitsverteilung der Anzahl der Tage mit Eisvorkommen an der Küste von Vorpommern ESVP (1947-1999; links) und der Anzahl der Tage mit Eisdicken größer als 10 cm ES10VP (1957-1999; rechts). Schwarze Säulen: Beobachtungswerte; dunkelgraue Säulen: Kontrolllauf; hellgraue Säulen: Experiment SUL; helle Säulen: Experiment GHG

Das wird auch bei der Analyse der statistischen Grundparameter der ESVP und der ES10VP deutlich (Tab. 41). Während der Mittelwert beider Zeitreihen in allen 3 Experimenten gut simuliert wird, gibt es im Experiment SUL bei der Standardabweichung Unterschiede. Das kann nicht als Modellfehler bezeichnet werden, da die Standardabweichung im Experiment SUL in anderen Abschnitten höher ist¹⁰.

Tab. 41: Statistische Grundparameter der Anzahl der Tage mit Eisvorkommen an der Küste von Vorpommern (ESVP) 1947-1990 und der Anzahl der Tage mit Eisdicken über 10 cm (ES10VP) nach Beobachtungswerten (OBS), und gemäß den Klimamodellexperimenten CTL, SUL und GHG

Statistischer Parameter	ESVP				ES10VP			
	OBS	CTL	SUL	GHG	OBS	CTL	SUL	GHG
Mittelwert	36,7 d	36,6 d	35,4 d	36,2 d	21,6 d	18,8 d	17,2 d	22,1 d
Median	29,0 d	29,3 d	29,8 d	33,2 d	9,1 d	12,4 d	12,2 d	16,0 d
Standardabweichung	29,3 d	26,8 d	19,8 d	24,4 d	26,7 d	22,7 d	14,2 d	21,8 d
Schiefe	0,8	1,1	0,8	1,0	1,2	2,9	1,1	1,7
Minimum	0,2 d	0,4 d	7,4 d	5,1 d	0,0 d	0,0 d	0,9 d	0,0 d
Maximum	108,5 d	120,0 d	89,0 d	100,0 d	89,2 d	120,0 d	53,3 d	89,1 d

Weitere Entwicklung

Die zeitliche Entwicklung der Anzahl der Tage mit Eisvorkommen an der Küste von Vorpommern (ESVP) wird an Hand des Mittelwertes dargestellt, der über 11 Jahre übergreifend gemittelt ist (Abb. 94).

¹⁰ Auch bei längeren Zeitreihen der beobachteten Eisverhältnisse zeigen sich Abschnitte mit erhöhter und verminderter Variabilität

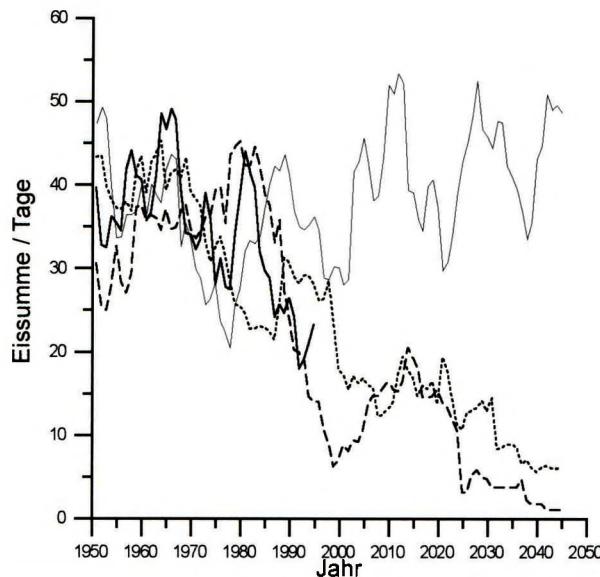


Abb. 94: Elfjährig übergreifend gemittelte Werte der ESVP 1947-2049; fett: Beobachtungswerte, dünn: Kontrolllauf, punktiert: Experiment SUL und durchbrochen: Experiment GHG

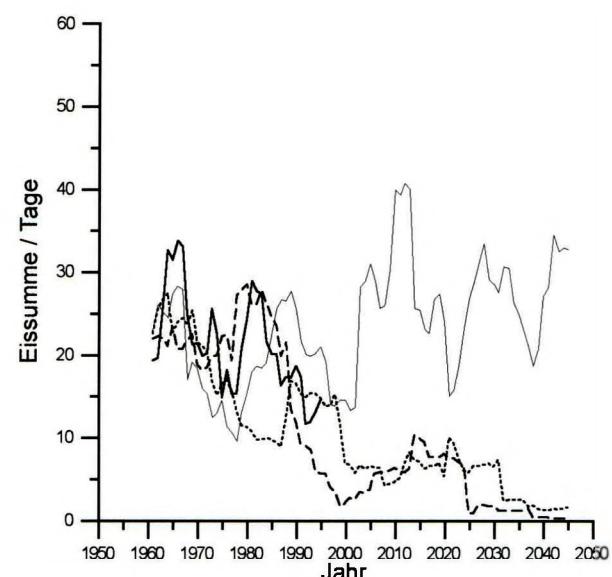


Abb. 95: Elfjährig übergreifend gemittelte Werte der ES10VP 1947-2049; fett: Beobachtungswerte, dünn: Kontrolllauf, punktiert: Experiment SUL und durchbrochen: Experiment GHG

Im Referenzzeitraum 1947-1990 liegen die Werte der ESVP in den Klimamodellexperimenten auf dem Niveau der Beobachtungswerte von etwa ESVP = 35 d. Im Experiment CTL bleiben die Werte auch bis zum Ende des Simulationsszeitraumes auf diesem Niveau, wobei die typische interannuelle Variabilität deutlich ausgeprägt ist. In den anderen beiden Experimenten SUL und GHG setzt etwa ab dem Modelljahr 1980 ein deutlicher, sich unter Schwankungen vollziehender Rückgang ein. Bis zur Mitte des 21. Jahrhunderts würde sich die Eissaison auf ESVP = 6,1 d (SUL) bzw. ESVP = 1,2 d (GHG) reduzieren. Weitere Angaben für einzelne Dezennien können der Tabelle 42 entnommen werden.

Die Werte der ES10VP zeigen ein ähnliches Verhalten (Abb. 95, Tab. 42). Hier reduziert sich der Mittelwert von etwa ES10VP = 20 d bis zum letzten Abschnitt 2041-2049 auf ES10VP = 1,5 d (SUL) bzw. ES10VP = 0,2 d.

Tab. 42: Mittelwert der Anzahl der Tage mit Eisvorkommen an der Küste von Vorpommern (ESVP) und der Anzahl der Tage mit Eisdicken über 10 cm (ES10VP) nach Beobachtungswerten OBS und gemäß den Klimamodellexperimenten CTL, SUL und GHG

Zeitraum	ESVP				ES10VP			
	OBS	CTL	SUL	GHG	OBS	CTL	SUL	GHG
1947/57-1990	36,7 d	36,6 d	35,4 d	36,2 d	21,6 d	18,8 d	17,2 d	22,1 d
1991-2000/1999	23,2 d	34,8 d	29,8 d	14,9 d	14,5 d	20,0 d	16,0 d	6,1 d
2001-2010		45,1 d	15,9 d	10,0 d		31,1 d	6,1 d	3,6 d
2011-2020		39,8 d	18,6 d	21,1 d		26,5 d	7,8 d	10,9 d
2021-2030		39,6 d	11,3 d	3,3 d		24,0 d	6,3 d	0,8 d
2031-2040		38,7 d	9,7 d	4,0 d		23,0 d	2,6 d	1,2 d
2041-2049		55,6 d	6,1 d	1,2 d		36,0 d	1,5 d	0,2 d

Es kann festgestellt werden, dass mit den "korrigierten" Lufttemperaturreihen der Klimamodellexperimente ein im Vergleich mit den Beobachtungswerten realistisches Verhalten der ESVP bzw. der ES10VP in der Referenzperiode 1947-1990 entsteht. Das betrifft sowohl den Mittelwert als auch die interannuelle Variabilität. Im Kontrolllauf lässt sich im gesamten Zeitraum keine Modelldrift erkennen. In den Klimamodellexperimenten SUL und GHG kommt es etwa ab dem Modelljahr 1980 zu einem deutlichen Rückgang der Anzahl der Tage mit Eisvorkommen bzw. mit Eisdicken über 10 cm an der Küste von Vorpommern, wobei die große interannuelle Variabilität zumindest in den ersten Jahrzehnten des 21. Jahrhunderts erhalten bleibt.

4.8.5 Schlussfolgerungen

Die Eisverhältnisse im Gebiet der Ostseeküste von Vorpommern reagieren sehr empfindlich auf Temperaturänderungen im Winter. Für den erwarteten künftigen Temperaturanstieg ist demnach mit einem deutlichen Rückgang der winterlichen Vereisung zu rechnen. Allerdings ist diese Temperaturerhöhung aus heutiger Sicht nicht zuverlässig quantifizierbar.

Die mit Hilfe der Klimamodelldaten vorgestellten Projektionen der Entwicklung der Anzahl der Tage mit Eisvorkommen an der Küste von Vorpommern und der Anzahl der Tage mit Eisdicken über 10 cm müssen kritisch betrachtet werden. Das betrifft zunächst das vorgestellte Downscaling-Verfahren, dessen Anwendung bereits ein Verlust an erklärter Varianz nach sich zieht. Wenn man von der unrealistischen Annahme ausgeht, dass die Klimamodelle "perfekt" sind (auf Modellfehler soll hier nicht eingegangen werden), bleiben die Unsicherheiten bezüglich der künftigen Entwicklung der Konzentration der Treibhausgase in der Atmosphäre und anderer Randbedingungen bestehen. Die Eisverhältnisse hängen aber entscheidend von der simulierten Temperaturentwicklung ab, so dass die Ergebnisse den Charakter von Aussagen annehmen wie: "wenn es im Mittel x Kelvin wärmer (oder kälter) wird, dann ist an y Tagen mit Meereisvorkommen an der Küste von Vorpommern zu rechnen".

Es soll an dieser Stelle noch auf die Rolle der atmosphärischen Zirkulation hingewiesen werden. Die Intensität der Westwinddrift und die damit verbundene Advektion von milden Luftmassen vom Nordatlantik sind entscheidend für den thermischen Charakter des Winters in Mitteleuropa. Eine Veränderung der Zirkulation kann die regionale Temperaturentwicklung in beide Richtungen verändern, also einen anthropogen verursachten Temperaturanstieg abschwächen oder verstärken. In den hier verwendeten Klimamodellexperimenten ist keine Änderung der Stärke der Westwinddrift im nordatlantisch-europäischen Gebiet nachweisbar.

Die Alternative zu einer Erwärmung, eine zumindest vorübergehende Abkühlung im Gebiet von Europa, die durch eine Abschwächung des Nordatlantikstromes bedingt wäre, ist ebenfalls Gegenstand der wissenschaftlichen Diskussion (RAHMSTORF & GANOPOLSKI 1998).

4.8.6 Zusammenfassung

Die statistische Analyse der Eisverhältnisse im Gebiet der Ostseeküste von Vorpommern zeigt, dass pro Winter im Mittel der 14 repräsentativen Stationen an 34 Tagen mit Eisvorkommen zu rechnen ist. Davon werden an 20 Tagen Eisdicken von mindestens 10 cm registriert. Die Eisverhältnisse zeichnen sich durch eine hohe interannuelle Variabilität aus.

Mit einem statistischen Downscaling-Verfahren¹¹ können die Werte der beiden Zeitreihen zuverlässig aus dem regionalen Temperaturfeld abgeleitet werden (erklärte Varianz 86 % bzw. 81 %).

Die Eisverhältnisse reagieren sehr sensibel auf Temperaturänderungen. Sensitivitätsexperimente zeigen, dass bereits eine moderate Erhöhung der Wintertemperatur um 1 K im Mittel mit einem Rückgang der Anzahl der Tage mit Eisvorkommen auf 19 Tage verbunden ist, während eine Abkühlung um den gleichen Betrag zu einer Verlängerung der Eissaison auf 60 Tage führt.

Eine verlässliche Prognose der Eisverhältnisse bis zur Mitte des 21. Jahrhunderts ist aus heutiger Sicht nicht möglich. Die enge Korrelation zwischen der Lufttemperatur und dem Eisvorkommen ermöglicht es aber, die Eisverhältnisse aus dem regionalen winterlichen Temperaturen abzuleiten. Die mögliche künftige Entwicklung der Eisverhältnisse wird daher mit Hilfe von Lufttemperaturdaten dreier Experimente des Hamburger Klimamodells ECHAM4/OPYC gezeigt. Gemäß dem Kontrolllauf, in dem es keine zeitliche Änderung der Konzentration der Treibhausgase gibt, bleiben die Eisverhältnisse auf dem heutigen Niveau konstant, wobei die typische interannuelle Variabilität erhalten bleibt. In den anderen beiden Treibhausgasexperimenten, in denen eine kontinuierliche Erhöhung der Treibhausgas-Konzentration vorgeschrieben ist, kommt es zu einem deutlichen Rückgang der Anzahl der Tage mit Eisvorkommen bis zum Jahr 2050.

4.8.7 Literatur

- BAHRENBERG, G., GIESE, E., NIPPER, J. (1990): Statistische Methoden in der Geographie. Band 1, Teubner Verlag Stuttgart, 233 S.
- CHADWYCK-HEALEY LTD. (1992): World Climate Disc - Global Climatic Change Data on CD-ROM. From the Climatic Research Unit at the University of East Anglia, UK. Cambridge
- HAAPALA, J., LEPPÄRANTA, M. (1996): Simulating the Baltic Sea ice season with a coupled ice-ocean model. Tellus 48A, S. 622-643
- HAAPALA, J., LEPPÄRANTA, M. (1997): The Baltic Sea ice season in changing climate. Boreal Environment Research 2, S. 93-108
- HEGERL, G., HASSELMANN, K., LATIF, M. (1998): Natürliche Klimavariabilität und anthropogene Klimabeeinflussung. In: LOZÁN, J.L., GRASSL, H., HUPFER, P. (Hrsg.): Warnsignal Klima. Wissenschaftliche Fakten. Büro Wissenschaftliche Auswertungen Hamburg, S. 155-160
- HENNIG, R. (1904): Katalog bemerkenswerter Witterungsereignisse. Abh. Preuß. Meteorol. Inst. 2, 93 S.
- HERMANN, E. (1900): Die Eisverhältnisse an der deutschen Ostseeküste im Winter 1899/1900. Ann. Hydr. Mar. Met. 28, S. 536-541
- HOUGHTON, J.T., CALLANDER, B.A., VARNEY, S.K. (eds.) (1992): Climate Change 1992. The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment. Cambridge University Press, Cambridge, 200 S.
- HUPFER, P. (1996): Unsere Umwelt: Das Klima - Globale und lokale Aspekte. Teubner, Stuttgart und Leipzig, 335 S.

¹¹ Statistisches Downscaling: Verfahren, mit dem eine lokale Größe (z.B. Lufttemperatur von Stralsund) aus großräumigen Feldvariablen (z.B. Bodenluftdruckfeld über Mitteleuropa) abgeleitet wird (z.B. über eine Regressionsgleichung). Die Güte des statistischen Zusammenhangs kann mit der erklärten Varianz beschrieben werden (erklärte Varianz = 100 % entspricht einem optimalen Zusammenhang).

- KOSLOWSKI, G. (1989): Die flächenbezogene Eisvolumensumme, eine neue Maßzahl für die Bewertung des Eiswinters an der Ostseeküste Schleswig-Holsteins und ihr Zusammenhang mit dem Charakter des meteorologischen Winters. *Dt. hydrogr. Z.* 42, S. 61-80
- KOSLOWSKI, G., GLASER, R. (1995): Reconstruction of the ice winter severity since 1701 in the Western Baltic. *Climatic Change* 31, S. 79-98
- MALBERG, H., BÖKENS, G. (1997): Die Winter- und Sommertemperaturen in Berlin seit 1929 und ihr Zusammenhang mit der Nordatlantischen Oszillation. *Meteorol. Zeitschrift, N.F.* 6, S. 230-234
- MEINARDUS, W. (1898): Ueber einige meteorologische Beziehungen zwischen dem Nordatlantischen Ocean und Europa im Winterhalbjahr. *Meteorol. Z.* 15, S. 85-105
- OBERHUBER, J.M. (1993): Simulation of the Atlantic circulation with a coupled sea ice - mixed layer - isopycnal general circulation model. *J. Phys. Oceanogr.* 22, S. 808-829
- OMSTEDT, A., NYBERG, L. (1996): Response of Baltic sea ice to seasonal, interannual forcing and climate change. *Tellus* 48A, S. 644-662
- PALOSUO, E. (1953): A treatise on severe ice conditions in the Central Baltic. *Finnish Marine Research* 50, 130 S.
- PETERSEN, P., OELLRICH, H. (1930): Die Eisverhältnisse an den deutschen Küsten, einschließlich Memel und Danzig. Nach 25jährigen Beobachtungen vom Winter 1903/04 bis 1927/28. *Ann. Hyd. Mar. Met.* 58, S. 25-36
- VON PETERSSON, H. (1954): Winterliche Hochdruckgebiete und Eisverhältnisse in der südlichen und mittleren Ostsee im Winter 1950/51. *Ann. Hydrogr.* 1, S. 17-32
- PRÜFER, G. (1942): Die Eisverhältnisse in den deutschen und den ihnen benachbarten Ost- und Nordseegebieten. *Ann. Hydrogr. Marit. Meteorol.* 70, S. 33-50
- RAHMSTORF, S., GANOPOLSKI, A. 1998: Long-term Global Warming Scenarios Computed with an Efficient Coupled Climate Model. *Climatic Change* 43, S. 353-367
- ROECKNER, E., ARPE, K., BENGTSSON, L., CHRISTOPH, M., CLAUSSEN, M., DÜMENIL, L., ESCH, M., GIORGETTA, M., SCHLESE, U., SCHULZWEIDA, U. (1996): The atmospheric general circulation model ECHAM4: Model description and simulation of present-day climate, Max-Planck-Institut für Meteorologie, Report 218, 90 S.
- ROECKNER, E., BENGTSSON, L., FEICHTER, J., LELIEVELD, J., ROHDE, H. (1998): Transient climate change simulations with a coupled atmosphere-ocean GCM including the tropospheric sulfur cycle, Report No. 266, Max-Planck-Institut für Meteorologie, Hamburg, 25 S.
- SACHS, L. (1992): *Angewandte Statistik*. 7., völlig neu bearb. Aufl., Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 846 S.
- SCHMELZER, N. (1994): Die Eisverhältnisse in den Küstengebieten von Mecklenburg-Vorpommern. *Die Küste* 56, S. 51-65
- SCHÖNWEISE, C.-D. (1992): *Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler*. 2. verb. Aufl., Borntraeger, Berlin und Stuttgart 1992, 231 S.
- SEINÄ, A. (1993): Ice time series of the Baltic Sea. In: LEPPÄRANTA, M., HAAPALA, J. (eds.): Proc. of the first workshop on the Baltic Sea ice Climate. Univ. of Helsinki, Department of Geophys., Report Ser. in Geophys. 27, University of Helsinki, S. 87-90
- STRÜBING, K. (1996): The Ice Winter of 1995/96 on the German Coasts between Ems and Oder with a Survey of the Entire Baltic Area. *Dt. hydrogr. Z.* 48, S. 73-87
- STRÜBING, K. (1998): The Ice Winter of 1997/98 on the German Coasts between Ems and Oder with a Survey of the Entire Baltic Area. *Dt. hydrogr. Z.* 50, S. 81-89
- TINZ, B. (1996): On the relation between annual maximum extent of ice cover in the Baltic Sea and sea level pressure as well as air temperature field. *Geophysica* 32 (3), S. 319-341
- TINZ, B. (1997): Vereisung der Ostsee im Wandel der Zeiten. *Spektrum der Wissenschaft* 1/1997, S. 106-109

- TINZ, B. (1998): Sea ice winter severity in the German Baltic in a greenhouse gas scenario. *Dt. hydrogr. Z.* 50, S. 33-45
- TINZ, B. (2000): Der thermische Impakt von Klimaschwankungen im Bereich der deutschen Ostseeküste. Dissertation, FB Geowissenschaften der Freien Universität Berlin, Shaker-Verlag Aachen, 175 S.
- TRENBERTH, K. E., PAOLINO JR., D.A. (1980): The Northern Hemisphere Sea-Level Pressure Data Set: Trends, Errors and Discontinuities. *Mon. Wea. Rev.* 108, S. 855-872
- WEIKINN, C. (1958-1963): Quellentexte zur Witterungsgeschichte Europas von der Zeitwende bis zum Jahr 1850. Akademie-Verlag Berlin, Bd. 1, Teil 1 (1958), 531 S., Teil 2 (1960), 486 S., Teil 3 (1961), 586 S., Teil 4 (1963), 381 S.
- WIESE, W. (1925): Studien über die Erhaltungstendenz monatlicher Temperaturanomalien. I. *Meteorol. Z.* 42, S. 217-225
- WILLIAMS, J., VAN LOON, H. (1976): An examination of the Northern Hemisphere sea-level pressure data set. *Mon. Wea. Rev.* 104, S. 1354-1361

5 Diskussion

Jochen Schwarz, Deutsches Meeresmuseum, Stralsund

5.1 Einleitung

Im Folgenden werden die in den vorangegangenen Kapiteln dargestellten Fakten zur Biologie der Kegelrobbe und zur Historie der Art an der deutschen Ostseeküste sowie die Ergebnisse der verschiedenen Untersuchungen und Analysen zusammengefasst und ihre Aussagen im Hinblick auf die in Kapitel 3 formulierten Fragestellungen erörtert. Diese sind den einzelnen Unterkapiteln als Überschrift vorangestellt. Lediglich die Frage nach den bestgeeigneten Methoden eines Wiederansiedlungsprojektes wird wegen des Umfanges der Thematik in einem eigenen Hauptkapitel behandelt. Angaben zur zitierten Literatur finden sich am Ende der jeweiligen Einzelberichte.

5.2 Besteht die Ursache für die Verdrängung von Kegelrobben noch heute im Gebiet?

Die Ursachen für die Verdrängung der Kegelrobben von der gesamten südlichen Ostseeküste als reproduzierende Art sind eindeutig benennbar. Sie werden im Zuge der Beschreibung der historischen Bestandsentwicklung und der ehemaligen Liegeplätze ausführlich beschrieben (HARDER & SPIELMANN, Kap. 2.2). Demnach können wir davon ausgehen, dass vornehmlich die intensive Bejagung der Robben ab Mitte des 19. Jh. bis Anfang des 20. Jh. als vermeintliche Fischereischädlinge zu deren Ausrottung an unseren Küsten geführt hat. Unterstützt wurde diese Verfolgung durch ein staatlich finanziertes Prämiensystem, welches erst den Anreiz für die gnadenlose Verfolgung der Tiere schuf. In dieser Hinsicht unterschieden sich die Verhältnisse in Deutschland nicht von denen in anderen Ostseeländern. Zur vollständigen Verdrängung der Robben konnte es jedoch nur deshalb kommen, weil die hiesige Population ein Randvorkommen der schwerpunktmäßig in der zentralen sowie in der nördlichen und östlichen Ostsee verbreiteten Kegelrobbenpopulation darstellte. Die Größe des Kegelrobbenbestandes an der vorpommerschen Küste, deren Liegeplätze sich weit überwiegend in der pommerschen Bucht und dort vermutlich in erster Linie im Greifswalder Bodden befanden, dürfte sich

in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts im Bereich von nur etwa hundert Tieren bewegt haben. Ergänzt wurde dieser Bestand sicher durch saisonal zugewanderte Tiere aus den skandinavischen Ländern. Der starke Jagddruck an den Stränden der Inseln und des Festlands machte die Verfügbarkeit geeigneter Liegeplatzhabitatem zum begrenzenden Faktor für die hiesige Kegelrobbenpopulation. In eisarmen Wintern blieben den Robben vermutlich nur der Große Stubber im Greifswalder Bodden und möglicherweise die Greifswalder Oie, sofern diese unbewohnt war. Mit zunehmender Intensität der Verfolgung wurde den Robben schließlich auch eine erfolgreiche Reproduktion an ungestörten Stränden unmöglich gemacht.

Die Jagd auf Kegelrobben ist heute nicht mehr erlaubt. Die Art wurde in der DDR 1955 unter Schutz gestellt und steht auch nach der Wiedervereinigung Deutschlands unter Naturschutz. Die wesentliche Ursache für ihr Verschwinden von der deutschen Ostseeküste besteht demnach nicht mehr.

Zwei den Rückgang unterstützende Faktoren wirken jedoch auch heute noch. Zum einen ist dies die Steinfischerei, die im 19. Jahrhundert den Verlust eines Großteils der großen Steine, die von den Robben gerne als Ruheplätze angenommen wurden, mit sich brachte und erst zu Beginn des 20. Jahrhunderts ihr Ende fand. Zum anderen wird aus historischen Berichten und den Aufzeichnungen der Messstationen deutlich, dass die Verfügbarkeit von Treibis als Liegeplatzhabitat für die Kegelrobben zur Zeit der Geburt ihrer Jungtiere im Laufe der letzten 100 Jahre stark abgenommen hat (Kap. 4.7 u. 4.8). Unter den Bedingungen starker Bejagung mussten Lebensraumverluste durch die Steinfischerei und die zunehmend milderden Winter zu einer Verschlechterung der Lebensbedingungen beitragen.

5.3 Wie groß ist die Wahrscheinlichkeit einer eigenständigen Wiederansiedlung von Kegelrobben an der deutschen Ostsee?

Eine wichtige Voraussetzung für eine Wiedereinbürgerung von Kegelrobben an unserer Küste ist die fachlich begründete Überzeugung, dass eine selbständige Wiederbesiedlung der südwestlichen Ostsee in absehbarer Zeit nicht zu erwarten ist. Als wesentliche Argumente dafür sind zu nennen: a) der fehlende Populationsdruck in dem derzeitigen Verbreitungsgebiet in der Ostsee, b) die starke Liegeplatztreue der Kegelrobben, c) die geringe Wahrscheinlichkeit einer Vereisung zur Zeit der Geburt der Jungtiere in deutschen Gewässern.

a) Vor 100 Jahren haben ca. 100.000 Kegelrobben in der gesamten Ostsee gelebt (ALMKVIST et al. 1980; HÄRKÖNEN 2000). Der heutige Bestand von ca. 10.000 Tieren liegt damit bei nur etwa 10 % der historischen Größe. Für eine Ausweitung des derzeitigen, noch verringerten Verbreitungsgebietes an unserer Küste ist ein ausreichender Populationsdruck in ihrem nördlichen Hauptverbreitungsgebiet erforderlich, der sich aber nur dann einstellt, wenn sich die Bestände den ökologischen Kapazitätsgrenzen des Lebensraumes nähern. Ein entsprechendes Wachstum ist aber trotz gegenwärtig zunehmender Bestände nicht zu erwarten, nicht zuletzt weil in der finnischen und schwedischen Fischerei bereits heute der Ruf nach einer Wiederaufnahme der Robbenjagd laut wird und die Regierungen diesem Druck nachzugeben geneigt sind bzw. ihm bereits teilweise nachgegeben haben.

b) Kegelrobben sind sehr heimattreu (ALLEN et al. 1993; POMEROY et al. 1994; TWISS et al. 1994; AMOS et al. 1995). Obwohl sie mit Leichtigkeit Hunderte von Kilometern quer über die ganze Ostsee zurücklegen können, kehren sie doch zur Fortpflanzung stets an bestimmte, ihnen in der Jugend eingeprägte Standorte zurück. Diese feste Tradition ist dafür verantwortlich, dass zwar alljährlich Kegelrobben bei uns beobachtet werden können, diese aber nach einer bestimmten Zeit unsere Gewässer

wieder verlassen und in ihre angestammten Heimatregionen zurückkehren. Ziel eines Wiederansiedlungsprojektes muss es daher sein, die im Zuge der Ausrottung der Kegelrobben verschwundene Tradition, zur Fortpflanzung an die vorpommersche Küste zurückzukehren, neu zu begründen.

c) Die Kegelrobben der nördlichen und östlichen Ostsee haben im Gegensatz zu großen Teilen der übrigen Weltpopulation den Vorteil, ihre Jungen auf Eis gebären und säugen zu können. Sie sind hier sehr viel sicherer vor möglichen Feinden als an Land. Es ist denkbar, dass die geringere Vereisungswahrscheinlichkeit in der südlichen Ostsee noch zusätzlich zu den oben genannten Gründen eine eigenständige Wiederbesiedlung dieser Ostseebereiche nicht ver- aber doch behindert.

Aus den genannten Gründen kann eine eigenständige Wiederbesiedlung unserer Ostseeküste durch Kegelrobben in absehbarer Zeit nicht erwartet werden.

In dieser Hinsicht sehen wir deutliche Unterschiede zum Seehund, dessen Bestände sich in den Jahren seit der Seehundstaupe-Epidemie 1988 gut entwickelt haben (ICES 2000). Für 1998 wurden der ICES Working Group on Marine Mammal Habitats für den Bereich des Kattegats und der südlichen Beltsee zusammen 9.000 Seehunde (7.900 – 9.747) gemeldet. Die dortigen Bestände sind demnach jährlich um etwa 13 % angewachsen. Es ist zu erwarten, dass die Kattegatpopulation ihr Areal auszuweiten versucht, wenn die Entwicklung wie bisher weiter schreitet. Aufgrund der Nähe zur mecklenburg-vorpommerschen Küste und insbesondere wegen der im Vergleich mit der Kegelrobbe nicht ganz so ausgeprägten Liegeplatztreue ist zu erwarten, dass es in den nächsten Jahren zu einer eigenständigen Wiederbesiedlung der deutschen Ostseeküste kommt. Der erste Nachweis einer Seehundgeburt in neuerer Zeit gelang im Juni 1992 am Strand der Wohlenberger Wiek in der Wismarbucht (HARDER 1997). Interessant ist außerdem der Fund eines neugeborenen Seehundes an der Greifswalder Oie im Juli 1999. Das Tier hat bis zu seinem Tode offenbar nur wenige Stunden gelebt, wie aus den Obduktionsberichten zu schließen ist (vgl. Kap. 4.4.3.1). Das bedeutet, dass der Seehund mit Sicherheit an der Oie selbst oder an einem nahe gelegenen Festlands- bzw. Inselstrand geboren worden ist. Möglicherweise ist in diesem Versuch einer Jungenaufzucht bereits ein erstes Anzeichen für die bevorstehende Rückkehr der Seehunde an die deutsche Ostseeküste zu sehen.

5.4 Sind die heute an der deutschen Ostsee vorhandenen Lebensräume noch immer für Kegelrobben geeignet?

Wie oben bereits gezeigt wurde, haben die Kegelrobben der deutschen Ostseeküste im 19. Jh. vornehmlich zwei Küstenhabitattypen genutzt: Es sind dies zum einen die Eiskanten bei ausreichend Eisgang im Spätwinter, auf denen sie ihre Jungen zur Welt brachten. In milderen Wintern konnten die Robben auf terrestrische Liegeplätze ausweichen. Es ist mit großer Sicherheit davon auszugehen, dass dabei der Große Stubber im Greifswalder Bodden eine zentrale Rolle gespielt hat. Er war die einzige unbewohnte und isolierte Insel, die den Tieren ausreichend Ruhe zum Säugen der Jungtiere bot. Die Bedeutung des Großen Stubbers war zu dieser Zeit deshalb so groß, weil ein übermäßig starker Jagddruck jede Ausbildung eines festen Liegeplatzes an einem der Strände Rügens, Usedoms oder anderer von Menschen bewohnter Gebiete ausschloss. Durch die menschliche Verfolgung waren den Kegelrobben damit große Teile vorhandener geeigneter Lebensräume versperrt. Es kann davon ausgegangen werden, dass auch die Küsten westlich von Rügen und der Nordstrand der Halbinsel Zingst von Kegelrobben besiedelt worden wären, wenn ihnen dort gebietsweise ausreichend Ruhe und Sicherheit geboten worden wäre. Obwohl derzeit keine Belege in der Literatur existieren, ist dennoch

zu vermuten, dass in noch früheren Jahrhunderten, in denen die Fischerei die Ausrottung der Robben nicht so konsequent betrieb wie gegen Ende des 19. Jh., die Kegelrobben auch Festlands- und Inselstrände nutzen konnten, die nicht wie der Große Stubber rundherum von Wasser umgeben waren.

Neben den genannten Liegeplatzhabitaten Eis und Großer Stubber gab es noch eine Reihe weiterer Ruheplätze von Kegelrobben, von denen einige sogar recht nahe an der Küste lagen, wie der Granitzer Ort oder das Göhren'sche Höft. Diese Liegeplätze waren zumeist geprägt von großen Steinen, auf denen die Robben zum Ruhnen lagen. Durch den Verlust eines vermutlich erheblichen Teils dieser Steine im Zuge der Steinfischerei im 19. Jh. und des Anstiegs des Meeresspiegels hat die Qualität der ehemaligen Robbenliegeplätze stark abgenommen.

Trotz der beschriebenen Lebensraumverluste muss heute nicht davon ausgegangen werden, dass Kegelrobben an der vorpommerschen Küste keine Liegeplätze mehr finden könnten. Aufgrund der heute sehr viel positiveren Einstellung der Menschen gegenüber dem Natur- und Artenschutz und veränderten politischen Rahmenbedingungen nach der Wiedervereinigung Deutschlands ist es möglich geworden, an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns eine Vielzahl von Naturschutzgebieten sowie zwei Nationalparks und ein Biosphärenreservat einzurichten. Diese bieten in unterschiedlichem aber durchaus ausreichendem Maße die Möglichkeit, für Seehunde und Kegelrobben sensible Bereiche soweit gegen Störungen zu sichern, dass die Tiere ihre empfindlichsten Phasen im Jahreszyklus, die Aufzucht der Jungen und den Haarwechsel, an den Küsten Mecklenburg-Vorpommerns verbringen können. Gleichzeitig ist davon auszugehen, dass die Tiere einer neu begründeten Robbenpopulation menschlichen Aktivitäten gegenüber weitaus toleranter sein werden als dies zu Zeiten intensiver Bejagung der Fall sein konnte. Wir können diesen krassem Unterschied gegenwärtig an der Nordseeküste, insbesondere auf Helgoland, beobachten. Während noch vor zehn Jahren die Seehunde und Kegelrobben dort höchst scheu waren und – wie für die Seehunde auch telemetrisch gezeigt werden konnte – ihre Ruhephasen auf der "Düne" spätesten in den frühen Morgenstunden, mit dem Erscheinen der ersten Menschen, beendeten, können die Robben heute über den ganzen Tag und aus nächster Nähe (bezeugt wurden wiederholt Abstände zu den ruhenden Tieren von 20 m und weniger) beobachtet werden. Erste Kegelrobbengeburen auf Helgoland sind bereits beschrieben worden (GRANER 2000). Junge Kegelrobben, die an unserer Küste ohne die Möglichkeit aufwachsen, von adulten Tieren zu lernen, dass Spaziergänger, Segler und andere anthropogene Aktivitäten ein frühzeitiges Fluchtverhalten erfordern, werden ein Verhalten, wie an der Westküste beobachtet, früher annehmen als solche Tiere, in deren Population die schlechten Erfahrungen mit den Menschen erst "aussterben" müssen. Auch dadurch erhöhen sich die Chancen für einen erfolgreichen Abschluss eines Ansiedlungsprojektes in erheblichem Maße.

Aufgabe der Voruntersuchungen zum E+E-Vorhaben war es zunächst, solche Areale innerhalb von bestehenden Schutzgebieten, ausfindig zu machen, die sich aufgrund ihrer ökologischen Eigenschaften als Liegeplatzhabitat für Kegelrobben eignen. Da zu erwarten ist, dass die Verfügbarkeit von Liegeplatzhabitaten ein wesentlicher wenn nicht sogar *der* begrenzende Faktor für das Wachstum einer zukünftigen Robbenpopulation sein wird, war aus den Ergebnissen auch ein Maß für die Lebensraumkapazität der vorpommerschen Küste für Kegelrobben abzuleiten.

Es wurden daher knapp 20 verschiedene Küstenabschnitte z.T. mehrfach besucht und hinsichtlich ihrer Eignung als Lebensraum für Kegelrobben bewertet. In diese Bewertungen flossen sowohl Informationen aus der wissenschaftlichen Literatur als auch die Erfahrungen aus dem Bereich der Westküste Schleswig-Holsteins ein, wo seit fast 40 Jahren eine reproduzierende Kegelrobbenkolonie existiert

(VOGEL et al. 1992). Ein weiteres Bewertungskriterium betraf die Eignung des Gebietes für die praktische Durchführung eines Wiederansiedlungsprojektes. Dabei ging es in erster Linie um Fragen der Erreichbarkeit des Areals für die Betreuer, Möglichkeiten einer Bewachung der Kegelrobben im Eingewöhnungsgehege und ähnliche Aspekte (zu den methodischen Details eines Wiederansiedlungsprojektes siehe Kapitel 6). Die Ergebnisse der Habitatbewertungen sind in Kapitel 4.1 zusammengestellt. Sie lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Neun Gebiete sind aufgrund ihrer ökologischen Ausstattung als Robbenliegeplatz geeignet (Kap. 4.1.3.2), fünf Gebiete konnten nur als bedingt geeignet eingestuft werden. Bei letzteren führen die räumliche Begrenztheit (z.B. Halbinsel Wittow bei Goor, Abb. 11 [8]), die nur bei niedrigeren Wasserständen gesicherte Verfügbarkeit (z.B. Windwatt am Bock, Abb. 11 [3]) oder eingeschränkte Fluchtmöglichkeiten wegen zu geringer Wassertiefen in der Umgebung (z.B. Struck im Greifswalder Bodden, Abb. 11 [13]) zu der entsprechenden Bewertung.

Unter den neun Gebieten, die für Kegelrobben als Liegeplätze nutzbar sind, sind drei auch für die praktische Ansiedlung der Kegelrobben geeignet. Es sind dies die seeseitige Küste der Halbinsel Bug auf Rügen (Abb. 11 [6]), die Nordküste der Halbinsel Wittow auf Rügen (Abb. 11 [7]) und die Greifswalder Oie (Abb. 11 [10]).

Aufgrund administrativer und naturschutzpolitischer Bedenken der Nationalparkverwaltung kann ein Ansiedlungsprojekt in der Kernzone des Nationalparks "Vorpommersche Boddenlandschaft" nicht durchgeführt werden (zu Details s. Kap 4.1.3.3). Der **Bug** fällt daher als mögliches Ansiedlungsgebiet zunächst aus. Alternativvorschläge des Amtes, die erst zu einem sehr späten Zeitpunkt in die Diskussion kamen, sehen u.a. eine Ansiedlung in der nordöstlich angrenzenden Zone 2 des Nationalparks vor. Dieser Vorschlag ist jedoch mit einem viel geringeren Abstand zum entstehenden Ferienpark im Norden der Halbinsel verbunden.

Das **Nordufer der Halbinsel Wittow** bietet an zwei kurzen Strandabschnitten zwischen den Ortschaften Varnkevitz und Schwarbe-Siedlung gute Voraussetzung für die Anlage und den Betrieb eines Eingewöhnungsgeheges für junge Kegelrobben. Hier finden sich kurze Sandstrandabschnitte, die gute Habitatemigenschaften für die Robben aufweisen und deren Bedeutung für den Tourismus gleichzeitig sehr gering ist. In diesem Bereich sind die Gespräche mit der Bevölkerung und den zuständigen Verwaltungen bislang am weitesten vorangeschritten. Da die fischereilichen Aktivitäten vor der Nordküste nicht so intensiv sind wie in den anderen möglichen Ansiedlungsgebieten, sollte diesem Gebiet bei der Festlegung auf den endgültigen Ansiedlungsstandort erste Priorität eingeräumt werden.

Die **Greifswalder Oie** liegt im ehemaligen Verbreitungszentrum der Kegelrobben in Vorpommern. Sie bietet zudem aufgrund ihrer Habitatstrukturen mit flächigen Uferstreifen unterhalb einer Steilküste und mit einer Vielzahl vorgelagerter großer Steine gute Voraussetzungen für eine Kegelrobbenkolonie. Zudem sind Störungen durch Wasserfahrzeuge in diesem Bereich von geringer Bedeutung, da die Gewässer vor dem in Frage kommenden Inselbereich nur mit hohem Risiko befahren werden kann. Probleme für ein Ansiedlungsprojekt ergeben sich jedoch aus der sehr hohen Fischereiintensität (vgl. Kap. 4.5 u. 4.6) im weiten Umfeld der Oie. Da insbesondere von den Dorsch- und Steinbuttnetzen, die nahezu ganzjährig zum Einsatz kommen, ein erhebliches Risiko für junge und unerfahrene Robben ausgeht, wird empfohlen, eine praktische Ansiedlung an dieser Stelle erst in Erwägung zu ziehen, wenn die telemetrischen Beobachtungen (Kap. 6.5) der freigelassenen Jungrobben gezeigt haben, dass

die Tiere in der Lage sind, mit der hohen Netzdichte im Greifswalder Bodden und dem vorgelagerten Außenstrandbereich zurechtzukommen.

In der Gesamtsicht wird deutlich, dass das Liegeplatzangebot für Kegelrobben auch nach Unterschutzstellung größerer Küstenabschnitte in Nationalparken und Naturschutzgebieten, durchaus begrenzt ist. Die in Kapitel 4.1 gezeigten potenziellen und bedingt geeigneten Liegeplätze sind für eine kleinere Population von Kegelrobben an der vorpommerschen Küste ausreichend. Die Grenzen des Wachstums des Bestandes werden aber mit großer Sicherheit von der limitierten Verfügbarkeit geeigneter Liegeplatzhabitatem bestimmt. In Anbetracht dieser Feststellung und unter Berücksichtigung der Kenntnisse der historischen Verbreitung der Art an der deutschen Ostseeküste lässt sich heute vorhersagen, dass die Liegeplätze eines zukünftigen an der deutschen Ostsee heimischen Kegelrobbenbestandes mit einiger Sicherheit auf die Vorpommersche Küste beschränkt bleiben werden. Ebenso kann davon ausgegangen werden, dass sich die deutsche Population bei erfolgreicher Wiederansiedlung auf kaum mehr als 200 Tiere vergrößern würde.

Diese Vorhersagen basieren auch auf der Annahme, dass die winterliche Vereisung der vorpommerschen Küstengewässer an der deutschen Küste keinen nennenswerten Einfluss mehr auf die Entwicklung und Verteilung der Robbenpopulation haben wird. Dieser Schluss ist aus den Ergebnissen der im Rahmen dieser Voruntersuchungen erstellten Analysen des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (KIRCHHOFF et al., Kap. 4.7) und des Meteorologen B. TINZ (Kap. 4.8) abzuleiten. In Abschätzung der Tragfähigkeit des Eises in seinen verschiedenen Erscheinungsformen wurde eine erforderliche Dicke von 10 cm als Grundlage weiterer Detailberechnungen angenommen. Nach Auswertung umfangreicher Eisbeobachtungsdaten der vergangenen Jahrzehnte und unter Anwendung unterschiedlicher Klimamodelle ergeben sich folgende Aussagen: Die günstigsten Bedingungen für die Eisbildung und ihre Entwicklung im Außenküstenbereich sind in der Pommerschen Bucht, um die Greifswalder Oie und weiter nordwärts an der Ostküste Rügens gegeben. Einer der Höhepunkte der Eisentwicklung liegt für alle Bereiche im Zeitraum Ende Februar bis Mitte März. Winter, die Eis mit der geforderten Dicke im März aufweisen, treten jedoch gegenwärtig nur etwa alle 9 Jahre auf. In der Studie von TINZ wird gezeigt, dass unter der Voraussetzung einer kontinuierlichen Erhöhung der Treibhausgaskonzentration, bis zur Mitte des 21. Jh. mit einer deutlichen Abnahme der Tage mit Eisvorkommen zu rechnen ist.

Es muss an dieser Stelle auch darauf hingewiesen werden, dass die Verfügbarkeit von Eis für Kegelrobben zwar einen Vorteil darstellt, aber nicht als essenziell zu betrachten ist. Im gesamten Nordostatlantik, z.B. an den Küsten Großbritanniens, Islands und im Wattenmeer, aber auch schon in Estland gebären die Tiere ganz regelmäßig oder zumindest weit überwiegend an Land. Solange den Robben die notwendige Ruhe an ihren terrestrischen Liegeplätzen bleibt, wird die erfolgreiche Jungenaufzucht nicht gefährdet werden.

5.5 Gibt es signifikante genetische Unterschiede zwischen den Kegelrobben der südwestlichen und denen der nordöstlichen Ostsee?

Bei Wiedereinbürgerungen wird in der Regel angestrebt, nur Individuen auszuwildernden, die der ursprünglich im Gebiet vorkommenden oder einer nahe verwandten Population entstammen. Darüber hinaus sollten auszuwildernde Individuen möglichst viel genetische Variation einbringen, da diese aufgrund von Gründereffekten und genetischer Drift nach Wiedereinbürgerungen schnell reduziert

werden kann. Aus diesen Gründen wurden im Rahmen des E+E-Vorhabens vom Kieler Institut für Haustierkunde der Christian-Albrechts-Universität (TIEDEMANN, Kap. 4.3) populationsgenetische Untersuchungen durchgeführt. Ziel war es, die genetische Verwandtschaft des ausgestorbenen autochthonen Kegelrobbenbestandes aus Mecklenburg-Vorpommern mit anderen Ostseebeständen zu untersuchen und die genetische Variabilität verschiedener Bestände zu bestimmen, um Empfehlungen bezüglich eines für die Wiedereinbürgerung geeigneten Ursprungsbestandes abzugeben. Hierbei wurde für Mecklenburg-Vorpommern vorliegendes Museumsmaterial, für Vergleichsbestände Rezentmaterial untersucht.

Für die Untersuchung wurden insgesamt 60 Proben ausgewählt, 3 Schädel der ausgestorbenen autochthonen Population Mecklenburg-Vorpommerns, 20 Gewebeproben aus Estland, 17 Gewebeproben aus dem Golf von Finnland und 20 Gewebeproben aus dem Bottnischen Meerbusen (Nordfinnland). Den Ergebnissen der Studie zufolge war der ausgestorbene autochthone Kegelrobbenbestand Mecklenburg-Vorpommerns genetisch nah verwandt mit den untersuchten rezenten Ostseebeständen. Zur Entnahme von Kegelrobben für eventuelle Aussetzungen wären alle drei untersuchten rezenten Bestände sowohl bezüglich ihrer genetischen Variabilität als auch ihrer genetischen Ähnlichkeit zur ausgestorbenen Population geeignet. Trotz des noch etwas eingeschränkten Stichprobenumfangs bezüglich der historischen Proben, ließ sich eine leichte Tendenz hin zu einer etwas größeren verwandtschaftlichen Nähe zur estnischen Population zeigen, weswegen TIEDEMANN es für sinnvoll erachtet, auszusetzende Individuen dem auch geographisch nächstgelegenen estnischen Bestand zu entnehmen (Kap. 4.3).

5.6 Gibt es hinsichtlich der gesundheitlichen Situation der Kegelrobben in der Ostsee Risiken, die den Erfolg einer Wiederansiedlung gefährden können?

Zu diesem Thema liegen zwei Berichte vor. Zum einen werden die Ergebnisse der veterinär-pathologischen Untersuchungen der Arbeitsgruppe am Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Christian-Albrechts-Universität Kiel (SIEBERT et al., Kap. 4.4) vorgestellt. In diesem Bericht werden die Befunde aus den Sektionen der Robbentotfunde von der mecklenburg-vorpommerschen Ostseeküste beschrieben und bewertet. Darüber hinaus werden die Ergebnisse von Untersuchungen an Kegelrobbenschädeln aus dem Sammlungsbestand des Deutschen Meeresmuseums präsentiert, die sich auf schadstoffbedingte osteologische Veränderungen konzentrierten. Zum anderen beleuchtet Kapitel 4.2 (HARDER & DINTER) die aktuellen Schadstoffeinträge in die südwestliche Ostsee und diskutiert deren Bedeutung für die gesundheitliche Situation der Robben, die nach einer Wiederansiedlung an unseren Küsten einen Großteil ihres Lebens an unseren Küsten verbringen würden.

Im Zuge der veterinär-pathologischen Untersuchungen wurden zwei Kegelrobben und zwei Seehunde aus Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns vollständig obduziert und beprobt, bei einer weiteren Kegelrobbe, die bereits vor Beginn der Voruntersuchungen vom Meeresmuseum geborgen worden war, wurden lediglich Proben untersucht.

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass obgleich nur wenige Robben aus der Ostsee vollständig untersucht werden konnten, eine Reihe von Einzelbefunden erhoben werden konnte, die von schwedischen Wissenschaftlern als "Baltic Seal Disease" zusammengefasst wurden. Insbesondere konnte auch bei einer mit 40 Jahren sehr alten weiblichen Kegelrobbe die typischen Verschlüsse der Uterushörner (Leiomyome) nachgewiesen werden, die zur Sterilität führen und allgemein als

Hauptursache für das Ausbleiben der Bestandserholung nach Beendigung der Jagd in der Ostsee angesehen werden.

Weitere Befunde, die bei diesem Tiermaterial erhoben werden konnten und bereits vielfach für Ostseekegelrobben beschrieben wurden, sind Fibrosen der Schilddrüse und Nebennieren, Ulzera im Magen-Darm-Trakt und Veränderungen an der Knochensubstanz des Schädels. Diese Veränderungen wurden von schwedischen Pathologen mit hohen Belastungen endokrinwirksamer Schadstoffe wie PCBs und DDT in Verbindung gebracht.

Antikörper aus vorangegangenen Infektionen mit Morbilliviren, die 1988 das verheerende Massensterben unter den Seehunden im Nordostatlantik verursachten, konnten in keinem Falle nachgewiesen werden.

Die Untersuchung des Schädelmaterials, das im Deutschen Meeresmuseum gesammelt wurde, lieferte wichtige ergänzende Information zu den Sektionen der Robbenkadaver. In verschiedenen Ländern wie Schweden, Finnland, Russland, ergab die Begutachtung von Museumsmaterial massive Veränderungen an der Knochensubstanz, die von den Autoren auf Auswirkungen von Schadstoffbelastungen (vornehmlich PCBs) zurückgeführt wurden.

Zur Untersuchung lagen 31 Kegelrobbenschädel vor, die von Tieren aus den Jahren 1958 bis 1998 stammten. Der Hauptteil der Veränderungen am Knochen fand sich am Ober- und Unterkiefer. Bei den Befunden handelt es sich vorwiegend um Verminderung der Knochensubstanz, zumeist mit Erhalt der normalen Knochenstruktur (Osteoporose). Sie war bei 7 Tieren (21 %) geringgradig, bei 3 (9 %) mittelgradig und bei 11 (33 %) hochgradig ausgeprägt.

Die toxikologische Analyse ergab, dass die Belastung mit PCBs und DDE (einem Abbauprodukt des DDT) in den beiden Ostseekegelrobben deutlich höher als in einer zum Vergleich untersuchten Kegelrobbe aus der Nordsee waren, was frühere Untersuchungen bestätigt.

Die Autoren können anhand der geringen Zahl untersuchter Ostseetiere keine Aussagen zur Entwicklung des Gesundheitszustandes über die letzten Jahrzehnte machen. Sie weisen jedoch auf die Veröffentlichungen skandinavischer Wissenschaftler hin, die seit Mitte der 80er Jahre eine deutliche Abnahme der Schadstoffbelastungen, eine Verbesserung des Gesundheitszustandes und eine Zunahme des Kegelrobbensbestandes beobachtet haben. Nach Berichten finnischer Veterinärpathologen werden Uterusverschlüsse bei Kegelrobben nur noch bei Weibchen gefunden, die älter als 30 Jahre alt sind. Der Anteil dieser Tiere an der Population ist jedoch nur noch sehr gering, weshalb derartige Schädigungen für die Gesamtreproduktionsleistung der Population keine bedeutende Rolle mehr spielen.

Die Büsumer Veterinäre folgern, dass diese Entwicklung und das Fehlen gehäufter infektiöser Krankheiten aus veterinärmedizinischer Sicht Grund zur Annahme geben, dass der Gesundheitszustand in den kommenden Jahren kein limitierender Faktor mehr für den Erfolg der Wiederansiedlung der Kegelrobben in Mecklenburg-Vorpommern sein dürfte. Sie raten jedoch dringend, den Gesundheitszustand durch detaillierte Untersuchungen weiterhin genau zu verfolgen.

Der auf Literaturoauswertungen beruhende Bericht in Kapitel 4.2 wie die Untersuchungen der HELCOM (1998) und des WORLD WIDE FUND FOR NATURE (WWF 1995) ebenfalls zu dem Ergebnis, dass die Einträge von Nähr- und Schadstoffen in die Ostsee eine stark rückläufige Tendenz zeigen. Zeitversetzt abnehmend ist demnach auch die Bioakkumulation von persistierenden halogen-

organischen Verbindungen in marinen Vertebraten, wobei der abnehmende Trend entsprechend früher in Fischen und erst später in Robben deutlich wird. Auch in Estland sind die PCB-Konzentrationen in vorgesetzten Gliedern der Nahrungskette zurückgegangen. Dadurch nimmt auch dort die nachfolgende Anreicherung dieser persistierenden Umweltgifte ab, mit dem Erfolg einer steigenden Reproduktionsrate estnischer Kegelrobben.

Untersuchungen zur Bioakkumulation von Schwermetallen und halogenierten Kohlenwasserstoffen und zu den damit verbundenen morphologischen und physiologischen Beeinträchtigungen mariner Vertebraten der deutschen Ostseeküste fehlen weitgehend. Deshalb wurden Ergebnisse und Aussagen von Untersuchungen an den geographisch am nächsten gelegenen schwedischen Kegelrobbenbeständen ausgewertet. Die dort beschriebene stetige Belastungsabnahme sollte wegen des Charakters der Stoffdynamik und der biologischen Prozessabläufe auf die gesamte südliche Ostsee übertragbar sein.

In der Bilanz kann daher das geplante Vorhaben zur Wiederansiedlung der Kegelrobbe mit Blick auf den zu erwartenden weiteren Rückgang der Schadstoffkontaminationen als durchführbar und Erfolg versprechend beurteilt werden. Jedoch sollten neuerdings in Verdacht geratene Schadstoffe wie die polybromierten Diphenyläther aufmerksam beobachtet werden, um weitere Gefahren für die Robbenpopulationen der Ostsee frühzeitig erkennen und ggf. gegensteuern zu können.

5.7 Wie sieht die Nahrungsgrundlage für zukünftige Robbenpopulationen an der deutschen Ostseeküste aus?

Zu dieser Frage finden sich umfangreiche Recherchen und Berechnungen im Bericht des Instituts für Biodiversitätsforschung der Universität Rostock (BOCHERT & WINKLER, Kap. 4.5). Demnach sind die Kegelrobben Nahrungsopportunisten, die den Fisch fressen, der regional leicht verfügbar ist. Eine Selektion bestimmter Beutefischarten findet nicht statt. Trotzdem lässt sich in Bezug auf die Größe der Beuteorganismen eine Bevorzugung von Fischen der Längen um 30 cm erkennen. Im Winter/Frühjahr wird während der Reproduktionszeit und der Zeit des Haarwechsels die Nahrungsaufnahme reduziert, d.h. zur Zeit der intensivsten Fischerei an unserer Küste. Die entstandenen Energieverluste werden im Sommer/Herbst wieder ausgeglichen. Kegelrobben verbringen viele Wochen auf See zur Nahrungsaufnahme und können dabei einige 100 km zwischen Ruheplätzen wandern. Eine ausgewachsene Kegelrobbe benötigt ca. 5-7 kg Fisch pro Tag, der einen Energiebedarf von 23.000-46.000 kJ/d decken muss.

Für jede im Küstengebiet Mecklenburg-Vorpommerns wirtschaftlich bedeutende Fischart wurde eine gebietsabhängige Bestandsgröße kalkuliert und die Einzeldaten zu einer monatlichen regionalen Bestandsgröße summiert. Die Abschätzung basiert auf der Grundlage der gesammelten Befischungsdaten und eigener artspezifischer Abschätzungen des Befischungsgrades des Gesamtbestandes. Die monatliche Abweichung der Nahrungsaufnahme der Kegelrobben innerhalb eines Jahres sowie der mittlere Jahresbedarf pro Tier (2 t) wurden der wissenschaftlichen Literatur entnommen. Für einen Robbenbestand von 150 Tieren wurde die monatlich erforderliche Nahrungsmenge kalkuliert. Der monatliche Nahrungsbedarf des Robbenbestandes variiert demnach zwischen 17 t Fisch im Februar und 30 t im Oktober. 300 t Fisch benötigen die Robben der angenommenen Kegelrobbenpopulation pro Jahr. Diese Menge ist im Vergleich mit der Entnahme der Sportangler (450 t), der Seevögel (800 t) oder gar der kommerziellen Fischerei (15.000 t) verschwindend gering, insbesondere da ein Großteil

der Robbennahrung aus wirtschaftlich nicht oder wenig genutzten Arten wie Sandaalen, Plötzen, Aalmuttern und anderen besteht.

Mit Hilfe der geschätzten Befischungsraten und der genannten Literaturangaben zur Nahrungs-konsumption waren die Fischereibiologen auch in der Lage, regional differenzierte Aussagen zur Beuteverfügbarkeit im Jahresverlauf zu machen. Danach findet eine zukünftige 150-köpfige Robben-population ausreichend Nahrung während des gesamten Jahres im Bereich des Greifswalder Boddens und dem vorgelagerten Außenstrand und natürlich in der Arkonasee. Gute Nahrungsgrundlagen finden sich aber auch in der Wismar Bucht, dem Oderhaff und dem Peenestrom. Von Februar bis Mai könnte der Hering in der Nahrung dominieren. Von September bis Januar dürften von den wirtschaftlich bedeutsamen Fischarten eher Dorsche von den Robben gefressen werden.

5.8 Welche Meinung hat die Öffentlichkeit zur Wiederansiedlung der Kegelrobbe?

5.8.1 Akzeptanz in der (nicht fischenden) Bevölkerung

In der Bevölkerung wird die Einstellung gegenüber einer Kegelrobben-Wiedereinbürgerung, wie sich in insgesamt 26 Konsultationsgesprächen mit verschiedenen betroffenen Gruppen gezeigt hat, von zwei deutlich unterschiedlichen Ausgangspositionen bestimmt. Während die Fischer dem Projekt sehr skeptisch gegenüberstehen und sich eine gelassene Toleranz gegenüber einem weiteren Fischfresser bei ihnen kaum zu entwickeln vermag, wird die Idee einer Wiederansiedlung von der übrigen Bevölkerung sehr begrüßt. So hat beispielsweise die Gemeindevertretung von Altenkirchen auf Wittow am 12. Oktober 2000 einstimmig dem Projekt seine Zustimmung gegeben (Abb. 96).

„Kegelrobben-Gemeinde Altenkirchen“

Gemeindevertreter beschlossen Zustimmung zum Robben-Wiederansiedlungsprojekt

Von Wolfgang Urban

Altenkirchen. Am Donnerstag hat die Gemeindevertretung Altenkirchen beschlossen, „dem Bundesprojekt zur Wiederansiedlung von Kegelrobben an der südlichen Ostseeküste... im Raum Varnkevitz ihre Zustimmung zu geben.“ Im Beschluss erklärt die Gemeinde auch ihr Einverständnis „mit der Sperrung des dazu notwendigen Strandabschnittes“. Ge-meint ist ein Uferabschnitt der westlich von Varnkevitz beginnt und sich bis nördlich von Schwarbe Siedlung erstreckt. Hier bildet die sogenannte Müllerrinne, die von der Höhe des Steilufers zum Strand führt, die Grenze des geplanten Robbengebietes. „Im Rahmen der Prüfung verschiedener Gebiete als Lebensraum wurde die Nordküste Rügens bei Varnkevitz als besonders geeignet empfunden“, heißt es zur Auswahl des Gebietes in der Begründung des Beschlusses der Altenkirchener Gemeindever-

treter. Zugleich betonen sie, dass eine erfolgreiche Wiederansiedlung von Kegelrobben, „breite Möglichkeiten für einen Natur- und Fachtourismus“ eröffnet. Vielleicht wird Altenkirchen dann als „Kegelrobbengemeinde“ berühmt. Auf der Gemeindevertretersitzung erklärte Bürgermeisterin Jutta Sill (Bündnis für Rügen), dass im Zusammenhang mit der Ansiedlung der Robben ein Informationszentrum in Schwarbe entstehen soll. Wer schon jetzt mehr über die Geschichte und Gegenwart der Robben im Ostseeraum erfahren möchte, kann sich im Internet auf den Naturseiten von www.kreidefelsen.de oder im Stralsunder Meeresmuseum informieren. Eine präparierte Kegelrobbe des Museums ist nebenan auf dem Foto zu sehen. Es ist leicht vorstellbar, dass erfolgreich angesiedelte Kegelrobben viele Rüganer und Inselgäste an das Schwarbe Ufer locken werden. Hier soll u.a. auch eine Beobachtungshütte errichtet werden.



© Kreidefelsen

Meeresbiologe Klaus Harder zeigt eine präparierte Kegelrobbe.

Abb. 96: Der Rüganer, 11. Jg. 71/2000, 18.-24.Oktober 2000, S. 1

Dem waren zwei Informationsveranstaltungen unter Leitung des BfN vorausgegangen, in deren Verlauf anfängliche Befürchtungen einiger Bürger hinsichtlich der zu erwartenden Sperrungen der zur

Gemeinde gehörenden Küste ausgeräumt werden konnten. Am Ende waren die Bedenken gegen das Vorhaben einer großen Bereitschaft zur aktiven Teilnahme an dem Projekt gewichen. Unter den Beweggründen überwiegen dabei naturgemäß wirtschaftliche Erwägungen und die Hoffnung auf eine Stärkung des Natur- und Fachtourismus in einer ansonsten strukturschwachen Region. Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass die Wiederansiedlung von einem weit überwiegenden Teil der Bevölkerung positiv beurteilt wird. Die Kooperationsbereitschaft der Kommunen wie vieler Einzelpersonen sollte nach Möglichkeit in der Hauptphase des E+E-Vorhabens aufgegriffen und das Projekt dadurch fest mit den anliegenden Gemeinden verknüpft werden. Die Identifikation der betroffenen Menschen mit den Zielen des Vorhabens ist die beste Voraussetzung für die Integration des Projektes in die Sozioökonomie der Region und damit für die langfristige Sicherung geeigneter Lebensbedingungen für die Robben.

5.8.2 Ablehnende Haltung in der Fischerei

Im Bezug auf die in der Fischerei tätigen Personen kann eine ähnliche Unterstützung wie von den betroffenen Gemeinden allerdings nicht unbedingt vorausgesetzt werden. Konflikte zwischen Fischern und den Meeressäugern, insbesondere mit den Robben, treten weltweit überall dort in Erscheinung, wo mit passiven Fangmethoden, d.h. mit stationär eingesetzten Netzen, Reusen oder Langleinen Fisch gefangen wird. Beide Seiten, Fischer wie Robben, sind betroffen: die Fischer, weil Robben gelegentlich Fisch aus den Netzen fressen und dabei nicht selten auch das Fanggeschirr beschädigen, die Robben weil viele von ihnen – vornehmlich jüngere unerfahrene Tiere – sich leicht in den Netzen verfangen und dabei zu Tode kommen. In der Vergangenheit waren die Verluste für die Fischer Anlass für eine äußerst intensive Bejagung der Robben mit dem erklärten Ziel der Ausrottung.

Es musste also bereits während der Voruntersuchungen zum E+E-Vorhaben Ziel sein, eine erneute Eskalation der "Beziehungen" zwischen der Fischerei und den Robben während und nach einer Ansiedlung der Kegelrobben an unseren Küsten zu verhindern. Aus diesem Grund wurden Vertreter der Fischerei sehr frühzeitig in alle Überlegungen zur Wiederansiedlung eingebunden und um Stellungnahmen gebeten. Diese Tatsache ist in Gesprächen mit der Fischerei auch wiederholt positiv beurteilt worden.

Um die Hintergründe des genannten Konfliktes genauer erkennen zu können und die Bedeutung der fischereilichen Aktivitäten in einzelnen Teilgebieten zu erfassen, wurde vom Institut für Biodiversitätsforschung der Universität Rostock und vom Verein Fisch und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern e.V. zwei sich ergänzende fischereibiologische Begleituntersuchungen durchgeführt (BOCHERT & WINKLER, Kap. 4.5; SCHULZ, Kap. 4.6).

Für ihre Analysen wurden fischereistatistische Daten aus dem Küstengebiet Mecklenburg-Vorpommerns aus den Jahren von 1968 bis 1998 ausgewertet. Mit Hilfe der vom Landesamt für Fischerei erfassten Fangdaten wurden der qualitative und quantitative Zustand sowie die Dynamik der Bestände ausgewählter Fischarten an der Küste des Landes dargestellt. Wirtschaftlich nicht genutzte Arten können dabei wegen der nicht vorhandenen Fangstatistiken nicht erfasst werden.

Entsprechende Auswertungen der Fangdaten erlaubten auch eine räumlich und zeitlich differenzierte Beschreibung der Fischereiaktivitäten, um mögliche Konfliktgebiete genauer lokalisieren zu können.

Die Analyse macht deutlich, dass der Greifswalder Bodden zusammen mit dem vorgelagerten Außenstrandbereich gegenwärtig mit mindestens 40 % der Jahresanlandungen als Fanggebiet eine herausragende Bedeutung hat. Ursache dafür sind primär die auf Grund günstiger ökologischer Bedingungen dort besonders konzentrierten Fischbestände. In dieser Region sind dementsprechend die Fanggeräte, vornehmlich Stellnetze aber auch Heringsnetze und Reusen, in höchster Dichte anzutreffen. Etwa 520.000 m Stellnetze für den Fang von Dorsch, Steinbutt, Flunder werden nahezu ganzjährig im Gebiet eingesetzt. Dazu kommen weitere 70.000 m Heringsnetze vornehmlich in den Frühjahrsmonaten Februar bis Mai.

Da insbesondere von den Steinbutt- und Dorschnetzen mit einer Maschenweite von 80 bis 150 mm, deren Filamente zudem sehr dick und reißfest sind, für die Kegelrobben eine erhebliche Gefahr ausgeht, ist eine praktische Ansiedlung in diesem Gebiet mit einem erhöhten Risiko verbunden.

Bessere Bedingungen bezüglich des Konfliktpotentials mit der Fischerei finden sich aber im Gebiet nördlich der Insel Rügen und im Bereich des Nationalparks "Vorpommersche Boddenlandschaft". Bei der Auswahl des Ansiedlungsstandortes sollte darauf geachtet werden, möglichst nah am historischen Verbreitungsschwerpunkt (Kap. 2.2 und 5.1) zu bleiben, gleichzeitig aber fischereilich weniger intensiv genutzte Gebiete zu finden. In dieser Hinsicht stellt das mögliche Ansiedlungsgebiet an der Nordküste Rügens bei Varnkevitz den besten Kompromiss dar. Die Fischereiaktivität wird hier stark von der Windrichtung bestimmt, denn nur bei ablandigen Winden aus SW bis O können die Stellnetze erfolgreich eingesetzt werden. Aufgrund der exponierten Lage können vor der Nordküste Rügens daher an mindestens 42 % der Tage keine Stellnetze eingesetzt werden (Kap. 4.1.3.5). Das Konflikt-Risiko wird durch diesen Umstand deutlich vermindert.

Letzte Gespräche mit den Fischern dieser Region, vornehmlich von der Halbinsel Wittow und von Hiddensee, haben noch nicht die erhoffte Akzeptanz und Kooperationsbereitschaft erzeugt. Jedoch deuten viele Einwände darauf hin, dass die tatsächlich zu erwartende "Bedrohung" durch eine künftige Robbenpopulation an der vorpommerschen Ostseeküste trotz vorangegangener intensiver Information durch die Projektmitarbeiter von den Fischern noch immer viel zu hoch eingeschätzt wird. Weitere Gespräche und Informationen sind daher notwendig, um hier zu Fortschritten zu kommen. Darüber hinaus wird vieles auch von der Unterstützung der Landesregierung Mecklenburg-Vorpommerns, insbesondere der betroffenen Ministerien für Umwelt sowie für Landwirtschaft, Forsten und Fischerei, abhängen. Neue Formen eines Vertragsnaturschutzes könnten beispielsweise helfen, die bei vielen Fischern noch bestehenden Vorbehalte zu beseitigen.

Ein alternatives Mittel wäre die Gewährung von Entschädigungszahlungen für Verluste am Fang oder Fanggeschirr, soweit sie auf Robben zurückgeführt werden können. Dabei wären praktikable Lösungen zur Aufnahme und Bewertung derartiger Verluste und zur Abwicklung der Auszahlungen zu entwickeln.

Hinsichtlich der Gefahren für die Robben muss festgehalten werden, dass Verluste von Robben in den Netzen der Fischer zukünftig nicht vollkommen zu vermeiden sind und daher bis zu einem gewissen Grade akzeptiert werden müssen. Insbesondere sollte vermieden werden, die Schuld für das Ertrinken einzelner Robben dem einzelnen Fischer oder der Fischerei als Berufsgruppe zuzuweisen. Nur so können die Fischer zu Partnern im Bemühen für den Arten- und Naturschutz gemacht werden.

5.8.3 Technische Lösungen zur Konfliktminimierung

Technische Lösungen zur Beseitigung des Risikos für die Robben sind leider nur in sehr begrenztem Umfang verfügbar. Diese betreffen in erster Linie Gittervorrichtungen zum Schutz der Bügelreusen. In der Binnenfischerei haben entsprechende Vorrichtungen gute Ergebnisse beim Schutz der Reusen vor Fischottern gebracht. Die Fängigkeit der Reusen wurde durch die Gitter nicht beeinträchtigt (CRIPS 1988, MADSEN 1991, MAERZ et al. 1989, RÖCHERT 1991).

Stellnetze, Langleinen und Kummreusen lassen sich dagegen bislang nicht wirkungsvoll vor dem Zugriff durch Robben schützen. In Schweden wird seit mehreren Jahren an der Entwicklung von geeigneten Veränderungen am Fanggeschirr geforscht, bislang jedoch ohne einen wirklichen Durchbruch erzielen zu können. Dabei wurden Lärm erzeugende Techniken, sog. "Seal Scaring Devices", getestet, die jedoch nur kurze Zeit Wirkung zeigten. Sobald die Kegelrobben die Gefahrlosigkeit der Geräusche erkannt hatten, war jeder Schutzeffekt verflogen (WESTERBERG 1999). In letzter Zeit ist in Schweden aber möglicherweise mit der Entwicklung einer Fischreuse, welche am Grund aufblasbare Schläuche besitzt und dadurch innerhalb weniger Minuten an die Oberflächen geholt und geleert werden kann, ein spürbarer Fortschritt erzielt worden. Ein schmaler Einlass in den hinteren Reusenabschnitt erlaubt nur den Fischen Zugang in die Fangkammer. Das in einem ersten Schritt zunächst nur in der Lachsfascherei getestete Fanggeschirr ist nach Berichten des schwedischen Fischereibiologen in der HELCOM Working Group on Seals, H. Westerberg, aber möglicherweise auch in der Fischerei auf andere pelagische Fische bis hin zum Hering einsetzbar. Die Vorstellung der Entwicklung in der Fachpresse steht noch aus. Eine abschließende Beurteilung des tatsächlichen erreichten Fortschritts ist z.Zt. noch nicht möglich.

6 Methoden der Kegelrobbenwiederansiedlung

Jochen Schwarz, Deutsches Meeresmuseum, Stralsund

6.1 Fang und Transport

Die populationsgenetischen Untersuchungen am Institut für Haustierkunde der Kieler Universität haben gezeigt, dass eine Substrukturierung der Kegelrobbenpopulation in der Ostsee nicht vorliegt und daher grundsätzlich Tiere aus allen Bereichen der Ostsee für eine Wiederansiedlung an der deutschen Küste geeignet sind.

Wie weiter oben beschrieben ist in nicht zu harten Wintern die Entnahme von jungen Tieren aus der estnischen Kegelrobbenpopulation erheblich leichter als der Fang der Tiere auf Treibeisschollen in finnischen oder schwedischen Gewässern. Alle weiteren Überlegungen gehen daher von der Grundannahme aus, dass die Beschaffung von Kegelrobben zur Ansiedlung in Deutschland tatsächlich aus der estnischen Population erfolgt.

Im Alter von etwa vier bis sechs Wochen sind die Robben bereits entwöhnt und von ihren Müttern verlassen. In dieser Phase liegen sie einige Zeit, im Allgemeinen zwei bis drei Wochen, an Land und gehen erst ins Wasser, wenn der Hunger sie dazu veranlasst, selbst auf Nahrungssuche zu gehen. Bis dahin verlassen die Tiere ihren Liegeplatz in der Regel nicht und können mit wenig Aufwand

gegriffen werden. Sie können von einem Tierarzt an Ort und Stelle äußerlich untersucht, gewogen und auf ihre Eignung für das Projekt hin überprüft werden.

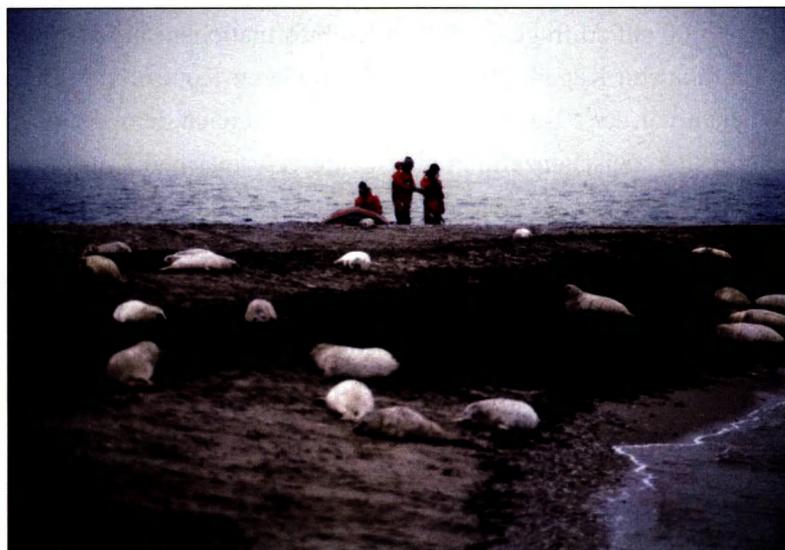


Abb. 97:
Liegeplatz Allirahu, Estland, am 1. März 1997. Die Kegelrobbenjungtiere lassen die Wissenschaftler sehr dicht an sich heran kommen. Im Alter von 3 bis 4 Wochen sind sie daher leicht zu fangen.
(Foto: P. Olsen)

Die Beschaffung der Kegelrobben aus Estland kann nur in Form einer internationalen Kooperation mit den zuständigen Behörden des Landes und mit fachkundigen estnischen Experten erfolgreich durchgeführt werden. Es sind aus diesem Grunde bereits intensive Kontakte mit den beiden renommierten Biologen Ivar und Dr. Mart Jüssi aufgenommen worden. Beide haben sich intensiv seit 1990 mit den Robben in der estnischen Ostsee beschäftigt. Nach eingehender Erörterung des geplanten Vorhabens mit den Projektmitarbeitern haben sie ihre Kooperationsbereitschaft erklärt.

Auch die estnischen Behörden (Abt. Naturschutz im Umweltministerium) sahen während eines Gesprächs in Tallinn am 7. Oktober 2000 keinerlei grundsätzliche Probleme und erklärten ihre generelle Bereitschaft, die notwendigen Genehmigungen zum Fang und zur Ausfuhr von Kegelrobben zu erteilen.

Für die praktische Wiederansiedlung an der deutschen Ostseeküste sollten über einen Zeitraum von sechs Jahren jeweils 10 bis 15 junge Kegelrobben im Bereich der vorpommerschen Küste angesiedelt werden. Um die Transportzeit und den damit verbundenen Stress für die Tiere so gering wie möglich zu halten, empfiehlt es sich, die Kegelrobbenjungtiere mit einem Flugzeug aus dem Herkunftsland zu einem möglichst nah am Auswilderungsgebiet gelegenen Flugplatz zu bringen.

6.2 Notwendige Genehmigungen für die Einfuhr von Kegelrobben aus Estland nach Deutschland

6.2.1 Zollrechtliche Verpflichtungen

Die nachfolgenden Auskünfte wurden uns auf Anfrage durch das Hauptzollamt Stralsund, Herrn Böhning, erteilt. Demnach ist die Einfuhr von Kegelrobben nach Deutschland zollfrei. Jedoch ist gegebenenfalls eine Einfuhrumsatzsteuer in Höhe von 16 % des Handelswertes zu bezahlen. Einfuhrbeschränkungen nach dem Washingtoner Artenschutzabkommen bestehen nicht.

6.2.2 Veterinärrechtliche Verpflichtungen

Vom Grenzveterinärdienst des Landkreises Rügen (Leiterin der Grenzkontrollstelle Mukran, Frau Springmann) erhielten wir am 17. August 2000 auf Anfrage die folgenden Informationen: In veterinärrechtlicher Hinsicht bestehen bei der Einfuhr von Kegelrobben keine besonderen Kontrollverpflichtungen. Es ist jedoch ratsam, einige Wochen vor der tatsächlichen Einfuhr erneut nach dem aktuellen Stand der Regelungen zu fragen. Solange sich zwischenzeitlich aber keine veterinärmedizinisch bedeutsamen Massenerkrankungen von Tieren ereignen, ist nicht mit besonderen Auflagen zu rechnen. Die Einfuhr der Kegelrobben per Flugzeug kann über jeden beliebigen Flugplatz erfolgen und muss nicht über den Flughafen Berlin-Schönefeld abgewickelt werden.

6.2.3 Verpflichtungen nach dem Bundesnaturschutzgesetz

Für die Einfuhr von Kegelrobben aus Estland sind keine besonderen Genehmigungen nach dem Bundesnaturschutzgesetz erforderlich. Dies ergab eine telefonische Anfrage im zuständigen Fachgebiet des Bundesamtes für Naturschutz am 21. September 2000. Der Auskunft von Frau Hupperich zufolge gehören die Kegelrobben nach Anlage 1 der Bundesartenschutzverordnung zu den besonders geschützten Arten, deren internationaler Handel in § 20 BNatSchG geregelt ist. Für alle besonders geschützten Arten müssten daher Einfuhr genehmigungen beantragt werden. Nach § 20g, Absatz 1, Satz 2, Nr. 2 entfällt diese Verpflichtung jedoch, wenn von der Einfuhrzollstelle die direkte Einfuhr aus dem Herkunftsland bestätigt wird. Damit erübrigt sich auch die Beantragung einer CITES-Bescheinigung für die nach Deutschland zu bringenden Kegelrobben.

6.2.4 Fang- und Ausfuhr genehmigung estnischer Behörden

Kegelrobben stehen in Estland unter Schutz. Sie sind stehen in Appendix 2 des Naturschutzgesetzes ("Act of protected natural objects"). Arten, die in dieser Kategorie geführt werden, dürfen nicht gejagt werden. Der Status dieser Arten ist zu überwachen. Im Bedarfsfall sind geeignete Schutzmaßnahmen zu ergreifen. Gleichwohl sind Eingriffe in die Population dieser Arten in begründeten Fällen möglich, erfordern jedoch eine spezielle Erlaubnis der zuständigen Naturschutzbehörde. Wie oben bereits angeprochen (Kap. 6.1), wurde vom estnischen Umweltministerium in Vorgesprächen gegenüber dem deutschen Wiederansiedlungsprojekt Kooperationsbereitschaft signalisiert. Nach Angaben der genannten Robbenexperten Mart und Ivar Jüssi haben die estnischen Behörden die erforderlichen Genehmigungen für den Export von Kegelrobben nach Polen, wo die Tiere in einem Wiederansiedlungsprojekt der Universität Gdansk eingesetzt werden sollen, ohne weitere Einwände oder Beschränkungen erteilt.

6.3 Eingewöhnung im Auswilderungsgebiet

Die Grundlegende Idee des vorgeschlagenen Ansiedlungsverfahrens ist die Überlegung, dass die entscheidende Prägung der jungen Kegelrobben auf ihre Heimatregionen, d.h. auf bestimmte Liegeplätze, zu denen die Tiere später auch nach längeren Wanderungen stets zurückkehren, in den ersten Lebenswochen, insbesondere in der Zeit der ersten selbständigen Annäherung nach dem Verlassen des Geburtsplatzes erfolgt. Der Zeitpunkt des Fanges der Tiere muss also so gewählt werden, dass die

Robben einen möglichst großen Anteil der Prägephase in der neuen Heimat verbringen, ohne dass der Kontakt zwischen Mutter und Jungtier vorzeitig unterbrochen wird (KOENIG 1981).

Dieses Konzept liegt auch vielen anderen Ansiedlungs- und Wiedereinbürgerungsprojekten zugrunde (z.B. Luchs - FESTETICS et al. 1980; Auerhuhn - SPITTLER 1981) und kann daher als Standardverfahren bezeichnet werden.

An der vorpommerschen Küste muss sichergestellt sein, dass die Kegelrobben die entscheidenden Wochen und Monate in ihren zukünftigen Heimatgewässern verbringen. Zu diesem Zweck müssen die Robben in einem speziellen Eingewöhnungsgehege gehalten werden, in dem sie sich etwa ein halbes Jahr lang aufhalten sollen (Abb. 98). Das Gehege muss in seiner Ausstattung und Größe so gestaltet sein, dass den Robben ein Leben unter möglichst natürlichen Bedingungen ermöglicht wird. Ein etwa 1 ha großes Meeresgehege, das einen ca. 100 m breiten Strandabschnitt einschließt und von Störungen weit gehend befreit ist, sollte für die gleichzeitige Haltung von 15 Tieren ins Auge gefasst werden.

Der zeitliche Rahmen der Eingewöhnungsphase im Gehege ist aufgrund der starken Konzentration der Geburten auf den Zeitraum um die erste Dekade im März relativ klar bestimbar. Gegen Ende März sind die jungen Kegelrobben etwa 3 Wochen alt und werden von der Mutter verlassen. In dieser Zeit sollte der Fang erfolgen. Da die Dauer der Prägephase bislang wissenschaftlich nicht bestimmt werden

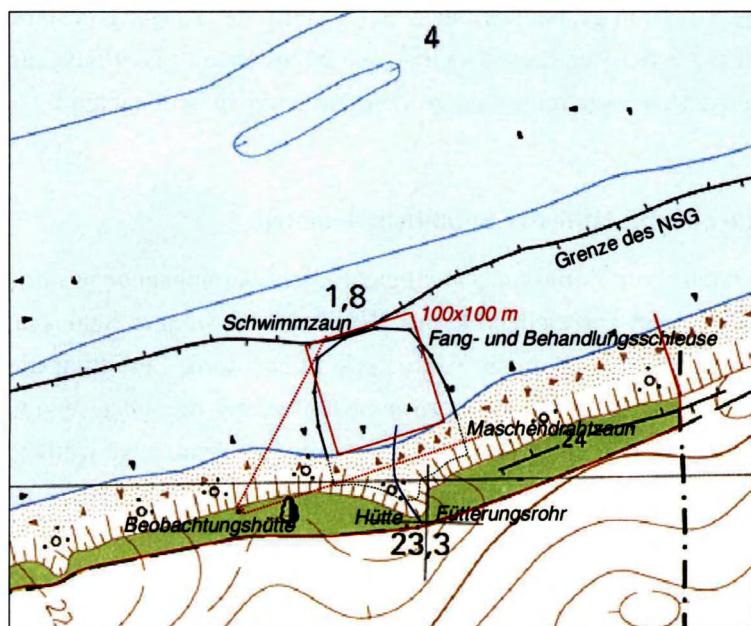


Abb. 98: Entwurf einer Gehegeanlage am Nordufer der Halbinsel Wittow/Rügen

dass sie nach ihrer Freilassung Spaziergänger am Strand oder Segler um Futter anbetteln. In der obigen Skizze wurde daher ein Fütterungsrohr eingezeichnet, um anzudeuten, dass der Futterfisch vom Hocufer in das Gehege hinein gespült werden könnte.

konnte, ist die Festlegung auf eine Hälterungsdauer von sechs Monaten nicht aus Angaben in der Fachliteratur abzuleiten. Diese Zeitdauer sollte daher als erster Richtwert angesehen werden, der bei Vorlage von entsprechenden Erfahrungen und Beobachtungen angepasst werden kann.

Solange die Robben sich in dem Eingewöhnungsgehege befinden müssen sie gefüttert werden. Es ist ratsam, die Tiere aus der Distanz mit Futterfisch zu versorgen, damit sich die Robben nicht daran gewöhnen, Fisch aus der Hand von Menschen zu erhalten. Damit wird verhindert,

6.4 Veterinärmedizinische Betreuung der Tiere vom Fang bis zur Freilassung

Eine tierärztliche Betreuung der auszuwildernden Kegelrobben ist aus mehreren Gründen unerlässlich. Zum einen ist es notwendig, im Fanggebiet möglichst gesunde und kräftige Tiere auszuwählen, da die natürliche Mortalität im ersten Lebensjahr bei dem Kegelrobben ohnehin mit 14-30 % hoch ist (ANDERSON et al. 1979; BAKER 1984; SUMMERS et al. 1975). Eine möglichst umfassende Untersuchung der Jungtiere schon auf den estnischen Liegeplätzen soll mögliche Verluste in der nachfolgenden Eingewöhnungszeit im Gehege so gering wie möglich halten. Zum anderen ist eine tierärztliche Überwachung der Tiere, solange sie sich in menschlicher Obhut befinden, notwendig, um den Tieren einen optimalen Start in die neue Umgebung zu ermöglichen. Gleichzeitig soll sichergestellt werden, dass durch die jungen Kegelrobben keine infektiösen Keime in das Gebiet eingebracht werden. Dazu sollen frühzeitig Blutproben genommenen und auf bekannte Viren, wie das Seehundstaupevirus (PDV) oder das Robbenherpesvirus (SHV), untersucht werden. Die sechsmonatige Eingewöhnungsphase im Gehege kann in veterinärmedizinischer Hinsicht deshalb auch als Quarantänezeit betrachtet werden, durch die das Risiko eines Einschleppens gebietsfremder Keime weit gehend ausgeschaltet werden kann. Neben der Überwachung der Gesundheit der anzusiedelnden Kegelrobben wäre es sehr sinnvoll, von allen Tieren, die die Basis der neuen Kegelrobbepopulation an der deutschen Ostseeküste bilden, die genetische Identität mit Hilfe von Fingerprint-Untersuchungen zu bestimmen. Dadurch wäre die einmalige Situation geschaffen, dass der genetische Ausgangsbestand bei Beginn einer Neubesiedlung vollständig erfasst wäre und sich so die Möglichkeit erschließt, die Entwicklung der Population auch in genetischer Hinsicht über lange Zeiträume hin zu beobachten.

6.5 Wissenschaftliche Erfolgskontrolle mit Hilfe der Satellitentelemetrie

Es ist kaum möglich, die Kegelrobben nach ihrer Entlassung aus dem Eingewöhnungsgehege ohne technische Hilfsmittel so zu beobachten, dass ein ausreichend klares Bild über das weitere Schicksal der Tiere und den Erfolg oder Misserfolg des Ansiedlungsprojektes erkennbar wird. Lediglich die Telemetrie bietet eine Möglichkeit, die Aktivitäten der Robben zu beobachten. Da die ausgesetzten Kegelrobben – ihrem Alter entsprechend – nach ihrer Freilassung vermutlich zunächst weitere Wanderungen in die offene Ostsee unternehmen werden, ist die Anwendung herkömmlicher VHF-Telemetrie wenig hilfreich. Ausreichende Informationen über den Aufenthaltsort der Tiere sind nur mit Hilfe der Satellitentelemetrie zu erhalten. Aber auch diese stößt in der Praxis auf Probleme, da sich die Tiere etwa 80 Prozent ihrer Zeit unter Wasser aufhalten und in dieser Zeit kein Kontakt zu überfliegenden Satelliten hergestellt werden kann. Die Anzahl ausreichend präziser Lokalisationen kann daher nur ein sehr grobes Bild von den Wanderwegen der Tiere vermitteln. Aus diesem Grunde ist die Applikation zusätzlicher Sensoren und Datenspeicher notwendig, die eine Reihe unterschiedlicher Informationen in zeitlich dichter Folge erfassen und speichern. Diese als "Fahrtenschreiber" bezeichneten Sensor-Module können ihre Daten jedoch nicht an die Ortungssatelliten übertragen, sondern müssen nach dem Abfallen geborgen und mit Hilfe eines Computers ausgelesen werden. Dann allerdings lassen sich die Wege der Tiere retrospektiv sehr präzise rekonstruieren. Auf diese Weise lassen sich bevorzugte Jagdgebiete sehr genau bestimmen. Darüber hinaus wird dadurch erkennbar, wie die zunächst noch unerfahrenen Robben mit den Stellnetzen zureckkommen bzw. wo sich möglicherweise Konflikte mit der Fischerei entwickeln könnten. Aufgrund der rasanten Entwicklung in der Mikroelektronik sind aber auch in der Technik der telemetrischen Datenerfassung in naher Zukunft weitere erhebliche Fortschritte zu erwarten.

Anhand des folgenden Auszuges aus einer Kurzbeschreibung von Prof. Dr. Dieter Adelung, Institut für Meereskunde der Christian-Albrechts-Universität Kiel, werden die methodischen und technologischen Hintergründe einer wissenschaftlichen Begleituntersuchung mit Hilfe der Satellitentelemetrie im Rahmen einer praktischen Wiederansiedlung dargestellt:

Um den Erfolg der Ansiedlungsmaßnahmen bewerten zu können, ist es notwendig, die Tiere telemetrisch zu verfolgen, um so genaue Informationen über ihre Habitatwahl, Nahrungsgründe und mögliche saisonale Veränderungen in ihrem Verhalten und der Biotopnutzung zu erfahren. Hierzu bieten sich grundsätzlich folgende drei Ortungsmethoden an:

- VHF-Telemetrie
- Satelliten - Telemetrie
- Fahrtenschreibertechnik in Verbindung mit VHF- und Satellitentelemetrie

VHF-Telemetrie

Hierzu werden die Tiere mit kleinen Radiosendern ausgerüstet, die zweckmäßigerweise auf dem Kopf befestigt werden, so dass die Antenne beim Schwimmen an der Wasseroberfläche aus dem Wasser ragt und Funksignale abgibt. Allerdings ist die Befestigung des Senders auf der straff gespannten Kopfhaut wegen möglicher Verletzungsgefahr nicht unproblematisch und daher umstritten.

Die Funksignale können von Land aus durch Richtantennen aufgefangen werden, wobei zur Ortsbestimmung des Senders mindestens an zwei unterschiedlichen Orten Empfangsantennen aufgestellt und zum Sender hin ausgerichtet werden müssen. Hierdurch ist es möglich, neben der Positionsbestimmung in begrenztem Umfang auch Aussagen über Auftauchzeiten und Tauchdauer zu erhalten (SCHWARZ 1997). Insgesamt ist der übermittelte Informationsgehalt jedoch vergleichsweise gering.

Die Vorteile dieser Methode liegen in einer genauen Lokalisation (< 100 m) der Tiere und darin, dass die Sender relativ klein und preiswert sind und nur ein geringes Gewicht aufweisen.

Nachteilig ist jedoch, dass die Reichweite sehr begrenzt ist und dass sie wesentlich vom Standort der Peilantennen abhängt. Sie beträgt theoretisch von Land in Richtung See höchstens 60 km, von See aus maximal 30 km. In der Praxis werden unter günstigen Umständen jedoch nur 8-10 km erreicht, wobei keine Hindernisse wie Inseln zwischen Sender und Empfänger liegen dürfen. Ferner ist eine einwandfreie Datenübertragung nur bei relativ ruhiger See, d.h. nur bei Schönwetter möglich, und zwar vorzugsweise dann, wenn sich die Tiere auf ihren Ruheplätzen befinden. Wenn sie an der Wasseroberfläche schwimmen, ist die Datenübertragung oft schwierig. Besonders nachteilig ist es jedoch, dass die Methode sehr personalintensiv ist, da bei einer Dauerüberwachung die zur Kreuzpeilung notwendigen Stationen ständig besetzt sein müssen. Automatische Empfangsstationen sind zwar prinzipiell möglich, sie arbeiten jedoch bisher nicht störungsfrei.

Eine höhere Reichweite (90-100 km) lässt sich durch den Einsatz eines mit entsprechenden Antennen bestückten Flugzeugs erreichen. Wegen des Kostenaufwandes verbietet sich hier aber ein Einsatz. Außerdem ist diese Methode nicht zur Dauerbeobachtung geeignet.

Insgesamt betrachtet überwiegen bei der VHF-Telemetrie für den geplanten Einsatz die Nachteile dieser Methode bei weitem die Vorteile.

Satellitentelemetrie

Im biologischen Bereich kann bisher nur der ARGOS-Satellit für eine weltweite Ortung genutzt werden.

Eigenschaften:

- Da ein weltweiter Empfang möglich ist, können die Tiere nicht aus dem Empfangsbereich wandern.
- Die Ortungsgenauigkeit beträgt unter optimalen Bedingungen an Land 100 m. Auf See ist eine Genauigkeit von ± 1000 m als gut anzusehen.

- Zur Ortung wird kein zusätzliches Personal benötigt und die Daten werden mit nur geringer Verzögerung über das Internet direkt an die Institution geliefert, so dass eine fortlaufende Kontrolle der Wanderbewegung möglich ist.
- Um zu senden, muss die Antenne aus dem Wasser ragen und die Überwasserzeit lang genug sein, damit eine Kommunikation mit dem Satelliten stattfinden kann.
- Bei Schlechtwetter ist wegen Seaspray keine Datenübertragung möglich.
- Eine Datenübertragung ist nur dann möglich, wenn der Satellit sich gerade in geeigneter Position über dem aufgetauchten Tier befindet. Daher ist nicht bei jedem Satellitenumlauf eine Datenübertragung möglich. In unserer Breitenregion hat der Satellit etwa 10 Umläufe pro Tag, so dass im günstigen Fall täglich mit 1 - 2 Positionsbestimmungen zu rechnen ist.
- Die Datenübertragungsrate bei ARGOS beträgt 256 bit/sec., d.h. dass nur Informationen mit kurzem Inhalt während der Auftauchzeit gesendet werden können. Im günstigsten Fall beträgt das Fenster, in dem pro Umlaufbahn eine Datenübertragung möglich ist, etwa 10 - 14 Minuten, wobei in jedem Fall 48 sec. allein zur Identifikation des Senders benötigt werden.
- Bei Robben beträgt die Lebensdauer der Batterie unter den normalen Einsatzbedingungen mit entsprechend langen Unterwasserzeiten, in denen der Sender abgeschaltet wird, etwa ein Jahr.
- Insgesamt ist somit die Satellitentelemetrie geeignet, eine gute Ortsbestimmung ohne weiteren Personalaufwand vornehmen zu können. Die Übertragung weiterer Informationen begrenzt sich jedoch im wesentlichen darauf, ob sich die Tiere im oder außerhalb des Wassers befinden. Überträgt man die von uns an Seehunden gewonnene Erkenntnis, dass die Tiere etwa nur 30 % ihrer Zeit täglich an Land verbringen, auf Kegelrobben, so eignet sich die Methode nicht zu einer kontinuierlichen Erfassung von Datenketten insbesondere der seegebundenen Aktivitäten der Robben.

Kontinuierliche Datenaufnahme durch Satelliten- und VHF-gestütztes Fahrtenschreiber-system

Bei einer Verbindung der bisher dargestellten Methoden mit einem so genannten Fahrtenschreibersystem, das von uns zusammen mit der Fa. Driesen & Kern, Bad Bramstedt, entwickelt wurde und fortlaufend optimiert wird, können die Nachteile der beschriebenen Systeme vermieden und ihre Möglichkeiten durch die zusätzlichen Eigenschaften des Fahrtenschreibersystems erweitert werden. Der wesentliche Vorteil besteht darin, die Aktivitäten der Tiere im Wasser und während der Haul-out-Phase kontinuierlich registrieren und abspeichern zu können. Aufgrund der genauen Ortungsmöglichkeiten durch Satellit und VHF-Sender lassen sich die Geräte mit hoher Sicherheit wieder zurückgewinnen, so dass die gespeicherten Daten dann mit Hilfe eines bestehenden Softwareprogramms auf einen PC übertragen werden. Durch die Auswertung dieser Daten erhält man einen lückenlosen Überblick über die Aktivitäten der Tiere, ihre Wanderrouten und ihre Habitatnutzung einschließlich der Weidegründe und Haul-out-Plätze.

Bezogen auf die Fahrtenschreibertechnologie ergeben sich folgende Vorteile:

- Kontinuierliche Datenspeicherung in frei wählbarer Taktfrequenz, beginnend bei 2 sec.
- Registrierung von Kompasskurs, Schwimmgeschwindigkeit, Tauchtiefe und -dauer, Wassertemperatur und -helligkeit
- Einsatzfähigkeit drei Monate bis zu einem Jahr (bei langsamer Taktung und entsprechender Energieersparnis)
- Sofortige Datengewinnung nach Geräteerhalt durch vorhandene Software
- Die Fahrtenschreibertechnologie wurde bisher erfolgreich an verschiedenen Pinguinarten, Meeresschildkröten, Seehunden in der Nordsee und ebenfalls erfolgreich an einem Schweinswal eingesetzt. Einen Einsatz bei Kegelrobben hat es bisher in Deutschland nicht gegeben.

6.6 Begleitende Öffentlichkeitsarbeit

Es liegt auf der Hand, dass der Küstenabschnitt und etwaige Steiluferhänge im Bereich des Auswilderungsgeheges für Spaziergänger und andere Nutzungen gesperrt werden müssen, um die Eingewöhnung der Robben durch Störungen nicht zu gefährden. Wenngleich die damit verbundenen Sperrungen nur für den Zeitraum der praktischen Ansiedlung zwingend erforderlich sind, da sich die Tiere nach ihrer Freilassung auch andere Küstenbereiche für ihre späteren regelmäßigen genutzten Liegeplätze auswählen können, und sich grundsätzlich nur wenig genutzte Strände für eine Ansiedlung eignen, ist der Ausschluss von Menschen aus der direkten Umgebung des Geheges eine Maßnahme, die nur mit Hilfe einer intensiven Öffentlichkeitsarbeit die notwendige Akzeptanz in der Bevölkerung erhält. Die umfassende Information der Bevölkerung über die Hintergründe, Ziele und den aktuellen Status des Projekts ist daher als integraler Bestandteil eines Wiederansiedlungsprojektes zu betrachten, wenn eine Ansiedlung der Kegelrobbe an der deutschen Ostseeküste erfolgreich sein soll.

Grundsätzlich sollte vermieden werden, das Projekt in einer Atmosphäre eines "Naturschutzes hinter Stacheldraht" durchzuführen. Sehr hilfreich in diesem Zusammenhang ist beispielsweise die Errichtung einer Beobachtungsplattform, die es Besuchern wie Einheimischen ermöglicht, die Robben in dem Eingewöhnungsgehege zu beobachten. Wenn eine solche Plattform in ausreichendem Abstand von den Tieren platziert wird, können menschlichen Störungen, die die Akklimatisation der Robben an ihren neuen Lebensraum behindern könnten, vermieden werden. Gleichzeitig wird den Menschen dadurch leichter verständlich, dass es notwendig ist, den vor ihnen liegenden Strandabschnitt für die Zeitdauer des Projektes für Spaziergänger zu sperren.

Das gleiche Ziel wäre mit Hilfe von Infotafeln bereits am Strand, insbesondere an den Stellen, an denen die Spaziergänger auf andere Wege umzuleiten wären, anzustreben. Dadurch könnte vermieden werden, dass in dem Augenblick, in dem die Bürger in ihren Freiräumen eingeschränkt würden, Unmut und eine Protesthaltung gegenüber dem Naturschutz erzeugt wird, weil die notwendigen Informationen über den Zweck der Reglementierung fehlten.

Hilfreich wäre auch die Errichtung eines Informationszentrums in der Nähe der Gehegeanlage. Dort könnten alle interessierten Besucher Informationen über alle Aspekte des Vorhabens und den aktuellen Stand der Wiederansiedlung erhalten.

Ziel der Öffentlichkeitsarbeit muss es sein, das Projekt möglichst zu einem gemeinsamen Anliegen der Projektträger und der Bürger der betroffenen Gemeinden zu machen. Dabei wird zu bedenken sein, dass viele Menschen nicht primär an den Kegelrobben selbst interessiert sind, sondern sich von dem Wiederansiedlungsprojekt vielmehr eine Verbesserung des touristischen Angebots in ihrer Region versprechen. Die Vermittlung biologisch-naturkundlicher Informationen über die Art ist zwar wichtig, um ein möglichst realistisches Bild über die zu erwartende Entwicklung der Kegelrobbepopulation in der deutschen Ostsee zu vermitteln, mit ihr allein wird die notwendige Akzeptanz in der einheimischen Bevölkerung jedoch nicht zu erlangen sein. Es ist daher wichtig, auch auf die mögliche wirtschaftliche Bedeutung der Robben in einer strukturell schwachen Region hinzuweisen, dabei jedoch das Projektziel durch eine übermäßige Vermarktung der Kegelrobben in der noch sehr sensiblen Gründungsphase einer neuen Population nicht zu gefährden.

Eine wichtige Zielgruppe bei der begleitenden Öffentlichkeitsarbeit sind die Sportbootfahrer. Sie sollten in den umliegenden Sportboothäfen mit Hilfe von Informationstafeln über das Projekt informiert und dabei zugleich aufgefordert werden, einen ausreichenden Abstand von dem Eingewöhnungs-

gehege und von Liegeplätzen der Kegelrobben einzuhalten. Auch für diese Gruppe gilt, dass nur durch umfassende Information die notwendige Akzeptanz und Rücksichtnahme auf die Belange des Vorhabens bei den Sportbootfahrern zu erreichen ist. Die Freiwilligkeit hinsichtlich der Einhaltung eines Sicherheitsabstandes von den Tieren ist umso wichtiger, als die bestehende Befahrensregelung an den Küsten Mecklenburg-Vorpommerns im Rahmen eines Wiederansiedlungsprojektes kaum geändert werden kann.

7 Konsultationsgespräche im Rahmen der E+E-Voruntersuchung

Jochen Schwarz, Deutsches Meeresmuseum, Stralsund

Im Rahmen bzw. im Vorlauf zur E+E-Voruntersuchung wurden insgesamt 26 Informations- und Konsultationsgespräche geführt, die in der Regel vom BfN geleitet wurden (Tab. 43). Schon im Dezember 1997 wurden die Fischmeister als Vertreter des Landesamtes für Fischerei sowie die zuständigen Naturschutzbehörden des Landes eingeladen und erstmals über die grundsätzliche Idee einer Wiederansiedlung der Kegelrobbe informiert und um Stellungnahme gebeten. In späteren Gesprächsrunden wurden die geplanten Voruntersuchungen selbst und deren Konzeption vorgestellt und in der Schlussphase die Ergebnisse, konkrete Planungen und strittige Aspekte diskutiert.

Ziel war es, die Hauptbetroffenen des Vorhabens stets frühzeitig zu informieren und in die Gestaltung des Projektes mit einzubeziehen. Die Zielgruppen dieser Gespräche waren die Fischerei mit Vertretern der Verwaltung, des Landesverbandes der Kutter- und Küstenfischer Mecklenburg-Vorpommern, der Fischereigenossenschaften sowie der nicht organisierten Fischer, der Naturschutz, vertreten durch das Umweltministerium mit allen untergeordneten Behörden, die Unteren Naturschutzbehörden der Kreise Nordvorpommern, Ostvorpommern, Rügen, Stralsund und Greifswald sowie die in der Region aktiven Naturschutzverbände, die Sportbootfahrer und Angler mit mehreren Landesverbänden und die Gemeindevertretungen und Einwohner der möglicherweise betroffenen Regionen auf der Insel Rügen.

Die Gespräche haben sich in der überwiegenden Mehrzahl als sehr förderlich erwiesen und erheblich dazu beigetragen, Missverständnisse und Irritationen schon im Vorfeld jeglicher Entscheidungen zu vermeiden bzw. auszuräumen.

Tab. 43: Informations- und Konsultationsgespräche im Rahmen der E+E-Voruntersuchungen zur Wiederansiedlung der Kegelrobbe an der deutschen Ostseeküste

Datum	Organisation	Gesprächspartner	Ort
1. 11.12.1997	Fischmeister, STAUN Stralsund, Landesamt für Umwelt und Natur, Nationalparkamt MV, WWF	Prof. Adelung, Dr. Jeschke, alle Fischmeister, Hr. Richter, für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder, Dr. Benke, Dr. Skora u. Fr. Kuklik (Polen)	Deutsches Meeresmuseum
2. 05.10.1998	Fischmeister, LA Fischerei, LAUN	Richter, Prey, Freimann, Lübcke, Kirstein, Veterick, Kupfer, Wölfel, Herrmann, für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder	Deutsches Meeresmuseum
3. 08.12.1998	Landesverband der Kutter- und Küstenfischer	Hr. Kahlfuss, Dr. Schlieker, für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder	Deutsches Meeresmuseum
4. 04.02.1999	Nationalpark "Vorpommersche Boddenlandschaft"	Dr. Kühne, für das Projekt: Dr. Schwarz, Hr. Harder	NPA, Born
5. 04.03.1999	Treffen der Fischmeisterversammlung in Rostock	alle Fischmeister des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Hr. Richter, für das Projekt: Dr. Schwarz	Landesamt für Fischerei, Rostock
6. 06.07.1999	Naturschutzbehörden des Landes und der Region Vorpommern	Umweltministerium MV, LUNG, LA Großschutzgebiete, STAUN-Ückermünde, STAUN Stralsund, NPA-Born, Landkreis Rügen, Fischmeister von Freest (Usedom), für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder	Deutsches Meeresmuseum
7. 10.07.1999	Gespräch mit NPA Rügen	Hr. Lehmann, Hr. Reincke, für das Projekt: Dr. Schwarz, Hr. Harder	NPA, Prora
8. 16.02.2000	Landesamt für Fischerei und Fischmeister	alle Fischmeister des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Hr. Richter, für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder	Deutsches Meeresmuseum
9. 22.06.2000	Naturschutzbehörden der Region, Umweltministerium	Hr. Glitz, Dr. Labes, LUNG, STAUN-Ückermünde, STAUN Stralsund, NPA-Born, Landkreis RÜG, Fischmeister Freest, für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder	Deutsches Meeresmuseum
10. 12.07.2000	Fischer von Thiessow	Fischer und Fischmeister (Lauterbach), für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder	Thiessow, Haus des Gastes
11. 12.07.2000	Landesverband der Kutter- und Küstenfischer	Hr. Kahlfuss und Dr. Schlieker, für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder	Bergen
12. 13.07.2000	Fischer von Freest	Fischer und Fischmeister (Freest), für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder	FG Freest
13. 18.07.2000	Naturschutzverbände in der Region Vorpommern	BUND, NABU, WWF, Verein Jordsand, Schutzgemeinschaft Dt. Ostseeküste, für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder	Deutsches Meeresmuseum
14. 20.07.2000	Bürgermeister der Gemeinde Putgarten	Hr. Heinemann, für das Projekt: Dr. Schwarz, Hr. Harder	Putgarten

Fortsetzung Tab. 43: Informations- und Konsultationsgespräche im Rahmen der E+E-Voruntersuchung zur Wiederansiedlung der Kegelrobbe an der deutschen Ostseeküste

Datum	Organisation	Gesprächspartner	Ort
15. 08.08.2000	Bürgermeisterin der Gemeinde Altenkirchen	Frau Sill, für das Projekt: Dr. Schwarz	Bgm.-Amt Altenkirchen
16. 11.08.2000	Amt Wittow (Ordnungsamt)	Hr. Roßig, Hr. Kuhfuß, für das Projekt: Dr. Schwarz, Hr. Harder	Amt Wittow, Altenkirchen
17. 25.08.2000	STAUN Stralsund	Hr. Heller, Hr. Böttiger, Hr. Stahlberg, für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder	Hochufer Varnkevitz
18. 07.09.2000	Gemeinderatssitzung Altenkirchen	Der Gemeinderat der Gemeinde Altenkirchen, für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder	Realschule Altenkirchen
19. 21.09.2000	Bürgerversammlung in Schwarbe	Bürger und Gemeinderatsvertreter der Gemeinde Altenkirchen, für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder	Jugendhotel Schwarbe
20. 27.09.2000	Fischer von Wittow und Hiddensee in Breege	Fischer von Wittow und Hiddensee, für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder	Fischgaststätte Breege
21. 30.8.-1.9.2000	Landesverband der Kutter- und Küstenfischer	Hr. Kahlfuss, für das Projekt: Dr. von Nordheim	Dt. Fischereitag in Oldenburg
22. 19.10.2000	Umweltministerium, Landesamt für Fischerei, NPA Born, Landratsamt, Amt Wittow, Gemeinden Varnkevitz und Putgarten, Landesverband Kutter- und Küstenfischer, Erzeugerorganisation Rügenfang, Fischer, Nationalpark "Vorpommersche Boddenlandschaft"	Dr. Labes, Hr. Richter, Hr. Dost, Fr. Krüger, Frau Sill, Hr. Dr. Röst, Hr. Heinemann, Hr. Belzien, Fr. Kunschke, Hr. Krieger, Hr. Mielke, für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder, Hr. Dinter, Dr. Benke	Amt Wittow, Altenkirchen
23. 06.11.2000	Sportbootvereine und -verbände	Seglerverband MV, Dr. Goldschmidt, Dr. Conrad, für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder	
24. 07.12.2000	Umweltministerium M.-V.; Ministerium f. Landwirtschaft, Forsten u. Fischerei M.-V.; Landesamt für Fischerei; Landesverband der Kutter- und Küstenfischer; Erzeugerorganisation Rügenfang,	Hr. Glitz, Hr. Schreiber, Hr. Herkenrath, Dr. Labes, Hr. Richter, Hr. Kahlfuss, Hr. Berg, Fr. Kunschke, Hr. Schmekel, für das Projekt: Dr. von Nordheim, Hr. Dinter	Umweltministerium M.-V., Schwerin
25. 03.05.2001	Umweltausschuss des Landtages M.-V., Tourismusverband Rügen	Mitglieder des Umweltausschusses, Dr. Labes, Fr. Wenzel, für das Projekt: Dr. von Nordheim, Dr. Schwarz, Hr. Harder, Hr. Dinter, Dr. Benke	Deutsches Meeresmuseum
26. 03.07.2001	Amt für Wirtschaft u. Kultur Landkreis Rügen, Umweltamt Landkreis Rügen, Tourismusverband Rügen, Gemeinde Altenkirchen, Landesverband der Kutter- und Küstenfischer, Erzeugerorganisation Rügenfang	Hr. Kammann, Hr. Reimers, Fr. Sill, Hr. Belzien, Fr. Kunschke, Dr. Noack, für das Projekt: Dr. von Nordheim, Hr. Dinter	Landratsamt Rügen – Amt für Wirtschaft und Kultur

Abkürzungen: NPA = Nationalparkamt; STAUN = Staatliches Amt für Umwelt und Natur; LUNG = Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie.

8 Die Wiederansiedlung von Kegelrobben an der deutschen Ostseeküste im internationalen Kontext

Jochen Schwarz, Deutsches Meeresmuseum, Stralsund

Im Rahmen mehrerer internationaler Konferenzen und Arbeitsgespräche wurden die Ziele und vorgesehenen Methoden der geplanten Wiederansiedlung kompetenten Fachleuten aus allen Ostsee-anrainerländern sowie aus Norwegen, den USA und Kanada ausführlich vorgestellt. Zu diesen Veranstaltungen gehörten die Arbeitstreffen der HELCOM *Working Group on Baltic Seals*, die von 1998 bis 2001 jeweils zweimal jährlich stattfanden, die "Conference on Baltic Seals" in Pärnu vom 21. bis 23. November 1999 sowie das Treffen der ICES *Working Groups on Marine Mammal Habitat* und *Marine Mammal Population Dynamics* vom 28. Februar bis 3. März 2000 in Helsinki.

Bei all diesen Gelegenheiten wurde deutlich, dass aus naturschutzfachlicher Sicht keine Bedenken gegen eine geplante Wiederansiedlung der Kegelrobbe an der deutschen Ostseeküste vorgebracht werden. Einzelne Fragen norwegischer und kanadischer Kollegen konzentrierten sich auf die Verfügbarkeit von Beutefischen in unserer Ostseeregion. Die Befürchtung, die angesiedelten Kegelrobben könnten aufgrund der intensiven Fischerei in der Ostsee Probleme mit zu geringer Fischdichte haben, konnte mit dem Hinweis auf die großen Heringsbestände an der vorpommerschen Küste und den fischereiologischen Berechnungen der Universität Rostock (Kap. 4.5) ausgeräumt werden.

Insbesondere Teilnehmer aus Norwegen und Kanada betonten ihre Erwartung, dass ein entsprechendes Projekt auf erhebliche Widerstände bei der Fischerei stoßen würde. Aufgrund ihrer Erfahrungen mit Konflikten zwischen Robben und Fischern in ihren Ländern sahen sie nur geringe Chancen für eine Überwindung dieser Widerstände und somit für eine erfolgreiche Wiederansiedlung der Kegelrobbe. In Kanada und Norwegen leben jedoch Robbenpopulationen (vorwiegend Sattelrobbe, Seehund und Kegelrobbe) in grundsätzlich anderen Größenordnungen. Während die Fischerei in diesen Ländern einer "Konkurrenz" von Tausenden oder gar Hunderttausenden Robben gegenübersteht, sind selbst bei sehr erfolgreichem Ausgang eines Wiederansiedlungsprojektes lediglich 100 bis 200 Kegelrobben an der deutschen Ostseeküste zu erwarten. Insofern sind reale Probleme hier bei weitem nicht in dem Umfang zu erwarten wie in Norwegen oder Kanada.

Auf der "Conference on Baltic Seals" in Pärnu, auf der alle gegenwärtig an Robben der Ostsee arbeitenden Wissenschaftler zusammenkamen, wurde die grundlegende Annahme bestätigt, dass eine eigenständige Wiederbesiedlung der südlichen Ostseeküste in absehbarer Zeit nicht zu erwarten ist. Die Besiedlung ehemaliger Verbreitungsgebiete wird daher begrüßt. Zudem wird vermutet, dass die künstlich gegründete Initialpopulation schnell mit der bestehenden Ostseepopulation in Kontakt treten wird. Die Wahrscheinlichkeit einer Zuwanderung von Kegelrobben aus der östlichen und nördlichen Ostsee würde dadurch zunehmen.

Ein deutsches Wiederansiedlungsprojekt wäre nicht die einzige Initiative dieser Art im Ostseeraum. In Schweden werden bereits seit 1980 alljährlich zur Stützung des kleinen Bestandes junge Kegelrobben an der südschwedischen Küste ausgesetzt, die zuvor in der Forschungsstation Forsmark der Universität Stockholm geboren wurden. In ähnlicher Weise betreibt die Universität Gdansk seit 2000 ein Projekt zur Wiederansiedlung der Kegelrobben an der polnischen Küste. Aus beiden Ländern könnten wertvolle Erfahrungen in das E+E-Vorhaben in Deutschland einfließen.

Jochen Schwarz, Deutsches Meeresmuseum, Stralsund

In der in der Einleitung (Kap. 1) erwähnte Empfehlung 9/1 der Helsinki-Kommission wird den Mitgliedsländern empfohlen, zur Unterstützung der Erholung der Robbenbestände in der Ostsee spezielle Robbenschutzgebiete auszuweisen. Damit steht auch Deutschland vor der Aufgabe, nach entsprechenden Möglichkeiten in der heimischen Ostseeregion Ausschau zu halten.

Bis heute sind weder Seehunde noch Kegelrobben als reproduzierende Arten an unsere Ostseeküste zurückgekehrt. Das kann sich aber – wie im vorangegangenen Bericht gezeigt wurde – in der näheren Zukunft ändern, im Falle des Seehundes durch die südliche Ausweitung des Verbreitungsgebietes im Kattegat und der dänischen Beltsee nach der Erholung der dortigen Bestände, im Falle der Kegelrobbe, wenn das Wiederansiedlungsprojekt erfolgreich realisiert worden ist. Erst wenn die Robben sich fest etabliert haben und in bestimmten Gebieten regelmäßig ein Zentrum ihrer Aktivität haben, d.h. feste Liegeplätze gewählt haben, von denen aus sie regelmäßig in der näheren oder weiteren Umgebung auf Nahrungssuche gehen, kann die Ansiedlung als stabil bezeichnet werden. Bis zu diesem Zeitpunkt sollte die Formulierung spezieller neuer Schutzziele für einzelne Gebiete zurückgestellt werden. Dies sollte auch für Regionen gelten, die wir nach unserem jetzigen Wissensstand als besonders prädestiniert für die Robben einschätzen. Trotz recht guter Vorstellungen darüber, welche Habitate von Seehunden und Kegelrobben im allgemeinen bevorzugt werden, ist doch eine hinreichend sichere Vorhersage über die letztlich als Liegeplatz auserwählten Küstenabschnitte nicht möglich. Ja selbst in der Wahl der Habitattypen sind noch Überraschungen möglich. Nicht zuletzt haben die beiden im Prerowstrom auf der Halbinsel Darß/Zingst (Mecklenburg-Vorpommern) lebenden Kegelrobben bewiesen, wie flexibel und anpassungsfähig die Art in bestimmten Situationen sein kann.

Dennoch können bereits heute einige großräumige Areale gekennzeichnet werden, die in erster Annäherung als "Robben-Interessengebiete" bezeichnet werden können. Es sind dies solche Areale, in denen Robben in historischer Zeit und/oder in den letzten Jahrzehnten häufiger gesichtet wurden und die von ihrer ökologischen Ausstattung und Störungsarmut her geeignet erscheinen, als zukünftiger Robbenlebensraum Bedeutung zu erlangen.

Für die Kegelrobben wären dies drei Bereiche: a) die Region um die Greifswalder Oie westwärts bis in die Eingangsbereiche des Greifswalder Boddens am Ruden und Struck und am Peenemünder Haken, b) Der Libben zwischen Hiddensee und der Halbinsel Bug sowie c) der Bereich am Windwatt von der Hohen Düne bei Pramort bis hinüber zum Gellen an der Südspitze von Hiddensee. Im Bezug auf die Seehunde ist die Bestimmung eines "Interessengebietes" aufgrund mangelnder historischer Überlieferungen schwieriger. Nach den Erfahrungen der letzten 5 Jahrzehnte deutete sich eine leichte Überzahl beobachteter Seehunde im Bereich der Wismar-Bucht an, doch könnte sich dieser Eindruck als falsch erweisen, da auch in Rügenschen Gewässern zunehmend Seehunde gesichtet werden. Dennoch erscheint es z.Zt. sinnvoll, die Wismar-Bucht mit ihren Sandbankhabitaten als "Interessengebiet" für Seehunde zu bezeichnen.

10 Zusammenfassung

Die in diesem Bericht vorgestellten Ergebnisse einer E+E-Voruntersuchung zur Wiedereinbürgerung der Ostseekegelrobbe zeigen, dass die vorpommersche Ostseeküste auch heutzutage für eine kleine Population von Kegelrobben durchaus gute Lebensbedingungen bietet. Das Angebot geeignet erscheinender Ruheplätze ist zwar begrenzt, dürfte für einen Bestand etwa 100 bis 200 Robben jedoch ausreichen. Die Analyse historischer Quellen legt heute den Schluss nahe, dass der heimische Kegelrobbenbestand auch im vergangenen Jahrhundert kaum größer gewesen sein dürfte.

Abgesehen von der heute nicht mehr praktizierten Robbenjagd, sind Unterschiede zu den damaligen Lebensbedingungen dadurch gegeben, dass zum einen der Große Stubber im Greifswalder Bodden als isolierte Insel und traditioneller Liegeplatz nicht mehr vorhanden ist und gleichzeitig die Verfügbarkeit von Treibeis im Spätwinter, der Zeit der Geburt und Aufzucht der Jungtiere, stark abgenommen hat – ein Trend, der sich den Ergebnissen entsprechender Teilstudien zufolge auch in diesem Jahrhundert fortsetzen wird.

Gleichzeitig aber haben wir heute – gegründet auf einen breiten Konsens in der Bevölkerung zugunsten des Natur- und Artenschutzes – ein System von Schutzgebieten im Küstenbereich zur Verfügung, das es erlaubt, besonders sensible Gebiete von vielen schädlichen Einflüssen freizuhalten. Durch den Wegfall des intensiven Jagddruckes stehen den Robben heute Liegeplätze am Festland und an den Inseln zur Verfügung, die in Zeiten der Verfolgung als Fischereischädlinge nicht nutzbar waren. Diese Gebiete können als gleichwertiger Ersatz für verlorene Habitate und geringere Vereisungswahrscheinlichkeit betrachtet werden.

Der Bericht weist jedoch darauf hin, dass mit einer eigendynamischen, selbständigen Wiederbesiedlung der südwestlichen Grenzbereiche des ehemaligen Verbreitungsgebietes durch die Kegelrobbe in absehbarer Zukunft nicht gerechnet werden kann. Mit der Aufgabe der letzten regelmäßig genutzten Liegeplätze an der Küste Vorpommerns durch die Kegelrobben ging auch die Tradition und das Verhaltensmuster dieser Tiere, alljährlich zur Geburt und Aufzucht der Jungen in diese Region zurückzukehren, verloren. Die enge Bindung der Kegelrobben an ihre angestammten Liegeplätze einerseits und der mangelnde Populationsdruck in den nördlichen und östlichen Bereichen der Ostsee, dürften auf längere Sicht einer eigenständigen Wiederausweitung der Verbreitung nach Mecklenburg-Vorpommern entgegenstehen. Eine zeitlich begrenzte Artenschutzmaßnahme zur Gründung einer Initialpopulation mit baltischen Individuen würde diese Hindernisse umgehen können und ist daher als geeignetes Mittel zum Wiederaufbau eines kleinen heimischen Kegelrobenbestandes anzusehen.

Im Rahmen der Voruntersuchung wurde darum geprüft, welche Gebiete für eine praktische Ansiedlungsmaßnahme an der Küste Vorpommerns geeignet sind. Neben den ökologischen Ansprüchen der Art an ihre terrestrischen Lebensräume, war dabei von wesentlicher Bedeutung, welchen Risiken die Jungrobben nach ihrer Freilassung durch die lokale Fischerei ausgesetzt sind. Deren zeitliche und räumliche Phänologie wurde in zwei Teilstudien detailliert untersucht und potentielle Konfliktbereiche aufgezeigt. Aufgrund der Ergebnisse dieser Untersuchungen wurden die besten Erfolgsaussichten für ein Wiederansiedlungsprojekt letztlich nicht im Zentrum der historischen Verbreitung, nämlich im Bereich Südost-Rügens und des Greifswalder Boddens, gesehen, sondern an der Nordküste der Insel Rügen, in deren angrenzenden Gewässern die Stellnetzfischerei mit vergleichsweise geringerer Intensität betrieben wird. Von dort aus könnten die Robben selbständig weitere geeignete Ruheplätze in der Region ausfindig machen und besiedeln.

Eine ebenfalls im Zuge der Voruntersuchung durchgeführte populationsgenetische Studie zeigt, dass für ein Wiederansiedlungsprojekt Kegelrobben aus allen anderen Ostseepopulationen in Frage kommen, da eine signifikante genetische Differenzierung der verschiedenen Teilpopulationen nicht nachweisbar ist und damit die heutigen Kegelrobben der Ostsee einer zusammengehörenden Fortpflanzungsgemeinschaft zuzurechnen sind, zu der auch der ehemalige Bestand an der vorpommerschen Küste gehörte.

Die Schadstoffbelastung der Robben in der Ostsee kann sicher noch nicht als unbedeutend bezeichnet werden, die Ostsee ist nach wie vor eines der am stärksten belasteten Meeresgebiete der Erde. Dennoch haben die Gehalte gerade der pathologisch am stärksten wirksamen Substanzgruppen wie die PCBs und DDT in vielen Biota, einschließlich der Robben selbst, in den vergangenen Jahren nachweislich so stark abgenommen, dass ein Scheitern eines Wiederansiedlungsprojektes aufgrund von überhöhten Schadstoffgehalten in der Nahrung der Kegelrobben heute nicht mehr befürchtet werden muss.

Voraussetzung für den Erfolg einer unterstützten Wiederansiedlung ist allerdings, dass die bestehenden naturschutzrechtlichen Werkzeuge konsequent genutzt werden, um die Beruhigung von Robbenliegeplätzen auch in der Realität in ausreichendem Maße sicherzustellen. Entscheidend wird sein, ob es gelingt, mit Hilfe einer umfassenden Information der Bevölkerung und einer effizienten Administration die notwendige Akzeptanz bei der regionalen Fischerei nicht nur zu erzeugen, sondern sie auch langfristig zu erhalten.

Nach den Erfahrungen im gesamten Ostseeraum, besonders aber an der deutschen Nordseeküste, können wir heute davon ausgehen, dass die Toleranz der Robben gegenüber menschlicher Präsenz in ihrer Nähe erheblich zugenommen hat und Beobachtungen der Tiere aus nächster Nähe nicht mehr so unwahrscheinlich sind wie zu Zeiten der Robbenjagd. Dennoch können Kegelrobben und Seehunde bei uns dauerhaft nur existieren, wenn ihnen gesicherte Ruhegebiete zur Verfügung stehen. Diese können auf Dauer jedoch nur mit einer breiten Akzeptanz in der Bevölkerung von Störungen freigehalten werden. Dies betrifft in besonderem Maße den Tourismus und den Wassersport in einer sonst eher strukturschwachen Region. Ein Projekt zur Wiederansiedlung der Kegelrobbe sollte daher eine intensive Öffentlichkeitsarbeit einschließen. Dabei kann auch auf die wirtschaftliche Bedeutung der Robben für den Tourismus hingewiesen werden. Während der Laufzeit der E+E-Voruntersuchung hat dieser Aspekt klare Zustimmung in der Bevölkerung auf Rügen gefunden.

Akzeptanzprobleme gibt es gegenwärtig nur mit der Küstenfischerei, die in den Robben nicht ein natürliches Element des Naturraumes, den sie selbst bewirtschaftet, sondern noch immer eine unzumutbare Belastung ihrer wirtschaftlichen Existenz sieht.

Eine Lösung dieses Konfliktes kann nicht allein im Rahmen eines Wiederansiedlungsprojektes erreicht werden. Es bedarf dazu einer engen Zusammenarbeit der zuständigen Ministerien und Behörden der Region, des Landes und des Bundes. Ziel muss es sein, ein Nebeneinander von Robben und Fischerei so zu ermöglichen, dass zum einen die von Robben möglicherweise verursachten Schäden an Fang und Netzen die wirtschaftliche Existenz des einzelnen Fischers nicht gefährden, zum anderen aber auch die Gefährdung der Robben durch Netze, in denen sie ertrinken können, so weit wie möglich reduziert wird.

Sobald diese letztgenannten Aspekte in Mecklenburg-Vorpommern durch entsprechende behördliche Übereinkünfte geregelt werden, könnte die Umsetzung der Ergebnisse dieser Vorstudie in einem vom Bund geförderten Projekt in Angriff genommen werden.

11 Summary

An interdisciplinary set of investigations within the E+E preliminary study "reintroduction of the Baltic grey seal on the German Baltic coast" revealed that the Baltic coast of Vorpommern even today is capable to provide sufficient space and living conditions for a small population of grey seals. Although the number of suitable haul-out sites is limited, the amount is considered to allow the presence of a stock of about 100 to 200 grey seals in this region. Historical data on the appearance of grey seals along the German Baltic coast indicate that most probably the population size has hardly been greater in former centuries.

Important changes of the overall conditions have occurred since those times. Grey seals are nowadays generally protected from all legal forms of hunting. On the other hand the most important haul-out place, an isolated islet called "Grosser Stubber" in the Greifswald Bodden (a coastal lagoon south of the island of Rügen with access to the Baltic), has been eroded by rising water levels. At the same time the availability of ice shoals, which grey seals prefer for pupping and nursing, has declined considerably. According to especially initiated examinations of long-term observation data on the ice cover in the south-western Baltic and other meteorological parameters this trend will continue throughout this century.

In recent years, however, an expanded system of protected areas – based on a broad public consensus in favour of nature and the protection of endangered species – has been set up along the coast of Mecklenburg-Vorpommern providing the means to save sensitive areas from lots of adverse effects. Therefore, seals have access to haul-out and resting sites along the mainland and island shores, which have never been suitable at times of intensive hunting pressure and persecution as pest. These new areas may partly serve as an equivalent substitute for the loss of formerly important coastal habitats and the more regular availability of ice shoals.

In the report, however, the authors come to the conclusion that an autonomous reestablishment of a grey seal population at the German Baltic coast is very unlikely to occur in the foreseeable future. With the last grey seal abandoning its regularly used haul-out site in Vorpommern, also the tradition to come back every year to this region for pupping got extinct. The development of close ties to certain home areas in the grey seal and the lack of sufficient population pressure from other areas of the Baltic will presumably prevent the species from repopulating its former distribution area in the southern Baltic for a long term ahead. A project with defined time limits, aiming at the foundation of a small initial population formed by Baltic specimens would presumably circumvent these obstacles and is therefore considered an appropriate means to restore a viable grey seal stock in Mecklenburg-Vorpommern.

For this reason the preliminary study also describes suitable areas and locations to carry out concrete reintroduction measures at the Vorpommern coast. Apart from the seals' ecological demands on their haul-out sites, the risk of young seals getting entangled in gillnets and drowned after their release was carefully considered. Two chapters of this report describe the different forms of fisheries activities

throughout the year, their economic importance as well as potential conflicts with a future seal population in Vorpommern waters. As a consequence of these studies, best prospects for a reintroduction project were detected in areas not in the centre of the former distribution, the region south-east of the island of Rügen and the Greifswald Lagoon, but along the north coast of the island of Rügen, where gillnet fisheries were found to be practised with relatively low intensity. From there released seals may spread to other places of the region.

Another study on population genetics of the grey seals in the Baltic shows, that the populations of the Baltic belong to a single genetic pool, formerly also including the German stock. No significant genetic differentiation between these subpopulations could be found. This means that individuals from all existing Baltic subpopulations can be used for a reintroduction project in Mecklenburg-Vorpommern.

Harmful substances cannot be considered insignificant for all Baltic seal species. The Baltic is still one of the most heavily polluted marine areas on earth. Content levels of the pathologically most relevant chemicals like PCBs and DDT in biota, including seals, however, have declined drastically during recent years. Nowadays, a reintroduction project is therefore unlikely to fail due to the effects of pollutants.

An essential precondition for a successful reintroduction is, however, that the existing legal and administrational tools are applied rigorously to effectively protect seal haul-out sites from all kinds of disturbance. It is of crucial importance not only to achieve the necessary acceptance by local fisheries and support of the public by comprehensive information efforts but also to maintain it for the long term.

From all over the Baltic region and also from the German North Sea coast we know that seals have developed a considerably higher tolerance towards the presence of humans in their proximity. It is nowadays much easier to observe seals from close distances than in times of seal hunting. Viable populations of common and grey seals in German Baltic waters, however, can only exist, if they find sufficient numbers of secure places for their needs. The availability of such places depends on a broad support from all parts of the public. This first and foremost concerns the regional tourist industry and especially water sport interests in an otherwise economically weak region. A reintroduction project should therefore include intensive public relations work, also pointing – among other things – to the economic value of seals for the tourist industry. This aspect has been widely recognized by the public during the course of the preliminary study.

Unfortunately no support is presently shown in the coastal fisheries, which obviously doesn't perceive seals as a natural element of the marine habitat whose ecological wealth they economically depend on, but still and exclusively as a burden of their economic viability.

A solution of this conflict cannot be achieved without a close cooperation of all responsible ministries and administration bodies of the region, the State Mecklenburg-Vorpommern and the federal government. Main goal has to be the development of basic conditions, which enable the coexistence of seals and fishermen in such a way, that on the one hand damages on fish and fishing gear eventually caused by seals don't jeopardize the fisherman's livelihood, and on the other hand the risks for seals to get drowned in nets are reduced as far as possible.

As soon as these last mentioned aspects are regulated by appropriate administrational agreements, the implementation of the results of this preliminary study can be tackled within a new project and with financial support of the federal government.

Lieferbare* Veröffentlichungen des Bundesamtes für Naturschutz

Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz	Seite II
Schriftenreihe für Vegetationskunde	Seite V
Angewandte Landschaftsökologie	Seite VI
Sonstige Veröffentlichungen	Seite IX
Natur und Landschaft	Seite XII
Dokumentation Natur und Landschaft-online	Seite XII
Bibliographien	Seite XII
MAB-Mitteilungen	Seite XIII
Preisliste	Seite XV

*Das kostenlose **Gesamtverzeichnis** kann beim Landwirtschaftsverlag bzw. beim BfN angefordert werden. Außerdem ist es im Internet unter der Adresse: www.lv-h.de/bfn abrufbar.

Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz

- Heft 1: Der Landschaftsplan – Inhalt, Methodik, Anwendungsbereiche.
Hochwasserbedingte Landschaftsschäden im Einzugsgebiet der Altenau und ihrer Nebenbäche.
1966. 190 S. ISBN 3-7843-2001-5
- Heft 2: I. Aktuelle Rechtsfragen des Naturschutzes. II. Gutachten über das Naturschutzgebiet „Lister Dünen mit Halbinsel Ellenbogen auf Sylt“.
1967. 114 S. ISBN 3-7843-2002-3
- Heft 3: Beiträge zur Neuordnung des ländlichen Raumes. Wettbewerb „Unser Dorf soll schöner werden“ – ein Instrument zur Neuordnung des ländlichen Raumes. Erholung – ein wachsender Anspruch an eine sich wandelnde Landschaft.
1968. 196 S. ISBN 3-7843-2003-1
- Heft 5: Landschaftsplan und Naturparke.
1970. 211 S. ISBN 3-7843-2005-8
- Heft 6: Naturschutz und Erziehung; Landschaftsplanung – Bauleitplanung; Naturschutzgebiete und ihre Probleme. Seminare im Europäischen Naturschutzjahr 1970.
1971. 279 S. ISBN 3-7843-2006-6
- Heft 7: Aktuelle Probleme des Schutzes von Pflanzen- und Tierarten.
1972. 143 S. ISBN 3-7843-2007-4
- Heft 8: Internationale Arbeit in Naturschutz und Landschaftspflege.
Öffentlichkeitsarbeit für Naturschutz und Landschaftspflege.
1973. 178 S. ISBN 3-7843-2008-2
- Heft 13: Untersuchungen zu Nationalparken in der Bundesrepublik Deutschland:
1. Henke, H.: Untersuchung der vorhandenen und potentiellen Nationalparke in der Bundesrepublik Deutschland im Hinblick auf das internationale Nationalparkkonzept.
2. Gutachtliche Stellungnahme der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie zu einem umfassenden Naturschutz, insbesondere zur Einrichtung eines Nationalparks, im Nordfriesischen Wattenmeer.
1976. 180 S. ISBN 3-7843-2013-9
- Heft 17: Zvolský, Z.: Erarbeitung von Empfehlungen für die Aufstellung von Landschaftsplanungen im Rahmen der allgemeinen Landeskultur und Agrarplanung.
1978. 262 S. ISBN 3-7843-2017-1
- Heft 18: Blab, J.: Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. 3., erweiterte und neubearbeitete Auflage.
1986. 150 S. ISBN 3-88949-128-6
- Heft 21: Koeppel, H.-W. und Arnold, F.: Landschafts-Informationssystem.
1981. 192 S. ISBN 3-7843-2021-X
- Heft 24: Blab, J.: Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Ein Leitfaden zum praktischen Schutz der Lebensräume unserer Tiere. 4., erweiterte und neubearbeitete Auflage.
1993. 479 S. ISBN 3-88949-115-4
- Heft 26: Bless, R.: Zur Regeneration von Bächen der Agrarlandschaft, eine ichthyologische Fallstudie.
1985. 80 S. ISBN 3-7843-2026-0
- Heft 27: Mader, H.-J., Klüppel, R. und Overmeyer, H.: Experimente zum Biotopverbundsystem – tierökologische Untersuchungen an einer Anpflanzung.
1986. 136 S. ISBN 3-7843-2027-9
- Heft 30: Blab, J., Terhardt, A. und Zsivanovits, K.-P.: Tierwelt in der Zivilisationslandschaft.
1. Raumeinbindung und Biotopnutzung bei Säugetieren und Vögeln im Drachenfelser Ländchen.
1989. 223 S. ISBN 3-88949-158-8
- Heft 31: Faber, T. F.: Die Luftbildauswertung, eine Methode zur ökologischen Analyse von Strukturveränderungen bei Fließgewässern.
1989. 119 S. ISBN 3-7843-2029-5
- Heft 32: Riecken, U. (Hrsg.): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen.
1990. 228 S. ISBN 3-7843-2071-6
- Heft 33: Schulte, W. u.a.: Zur Biologie städtischer Böden. Beispielraum: Bonn-Bad Godesberg.
1990. 184 S. ISBN 3-88949-168-5
- Heft 34: Blab, J., Brüggemann, P. und Sauer, H.: Tierwelt in der Zivilisationslandschaft. 2. Raumeinbindung und Biotopnutzung bei Reptilien und Amphibien im Drachenfelser Ländchen.
1991. 94 S. ISBN 3-88949-175-8

- Heft 35: Bless, R.: Einsichten in die Ökologie der Elritze – *Phoxinus phoxinus* (L.), praktische Grundlagen zum Schutz einer gefährdeten Fischart. 1992. 57 S. ISBN 3-7843-2030-9
- Heft 37: Gießübel, J.: Erfassung und Bewertung von Fließgewässern durch Luftbildauswertung. 1993. 77 S. ISBN 3-7843-2033-3
- Heft 38: Blab, J. und Riecken, U.: Grundlagen und Probleme einer Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Referate und Ergebnisse des gleichnamigen Symposiums der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie vom 28.–30. Oktober 1991. 1993. 339 S. ISBN 3-88949-192-8
- Heft 39: Haarmann, K. und Pretscher, P.: Zustand und Zukunft der Naturschutzgebiete in Deutschland – Die Situation im Süden und Ausblicke auf andere Landesteile. 1993. 266 S. ISBN 3-7843-2032-5
- Heft 40: Blab, J., Schröder, E. und Völkl, W. (Hrsg.): Effizienzkontrollen im Naturschutz. Referate und Ergebnisse des gleichnamigen Symposiums vom 19.–21. Oktober 1992. 1994. 300 S. ISBN 3-88949-193-6
- Heft 41: Riecken, U., Ries, U. und Ssymank, A.: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. 1994. 184 S. ISBN 3-88949-194-4
- Heft 42: Nowak, E., Blab, J. und Bless, R.: Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. 1994. 190 S. ISBN 3-88949-195-2
- Heft 43: Riecken, U. und Schröder, E. (Bearb.): Biologische Daten für die Planung. Auswertung, Aufbereitung und Flächenbewertung. 1995. 427 S. ISBN 3-7843-2078-5
- Heft 44: Nordheim, H. von und Merck, T. (Bearb.): Rote Liste der Biotoptypen, Tier- und Pflanzenarten des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs. 1995. 139 S. ISBN 3-89624-101-X
- Heft 46: Boye, P., Kugelschafter, K., Meinig, H. und Pelz, H.-J. (Bearb.): Säugetiere in der Landschaftsplanning. Standardmethoden und Mindestanforderungen für säugetierkundliche Beiträge zu Umwelt- und Naturschutzplanungen. 1996. 186 S. ISBN 3-89624-102-8
- Heft 48: Merck, T. und Nordheim, H. von (Bearb.): Rote Listen und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. 1996. 108 S. ISBN 3-89624-104-4
- Heft 49: Klein, M. (Bearb.): Naturschutz und Erstaufforstung, Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung vom 6.–7. November 1995. 1997. 171 S. ISBN 3-89624-107-9
- Heft 50/1: Finck, P., Hauke, U., Schröder, E., Forst, R. und Woithe, G.: Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder. Rahmenvorstellungen für das Nordwestdeutsche Tiefland aus bundesweiter Sicht. 1997. 266 S. ISBN 3-89624-106-0
- Heft 50/2: Finck, P., Hauke, U., Schröder, E. und Forst, R.: Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder. Rahmenvorstellungen für das Nordostdeutsche Tiefland aus bundesweiter Sicht. 2002. 386 S. ISBN 3-7843-3614-0
- Heft 51: Mitlacher, G.: Ramsar-Bericht Deutschland. Bericht zur Umsetzung und Wirkung des „Über-einkommens über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel, von internationaler Bedeutung“ in der DDR und der Bundesrepublik Deutschland anlässlich der 20-jährigen Mitgliedschaft Deutschlands. 1997. 190 S. ISBN 3-89624-108-7
- Heft 52: Boedecker, D. und Nordheim, H. von (Bearb.): Naturschutz und Küstenschutz an der deutschen Ostseeküste. Ergebnisse einer Vilmer Expertentagung zum Erhalt der natürlichen Küstenmorphodynamik. 1997. 116 S. ISBN 3-89624-105-2
- Heft 53: Ssymank, A., Haucke, U., Schröder, E., Rückriem, C. und Schröder, E., unter Mitarbeit von Messer, D.: Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000: BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie. 2. Aufl. 2000. 565 S. ISBN 3-89624-113-3
- Heft 54: Klein, M., Riecken, U. und Schröder, E. (Bearb.): Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften. Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung auf der Insel Vilm vom 10. – 12. Oktober 1996. 2. Aufl. 1999. 310 S. ISBN 3-89624-109-5

- Heft 55: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. 1998. 434 S. ISBN 3-89624-110-9
- Heft 56: Finck, P., Klein, M., Riecken, U. und Schröder, E. (Bearb.): Schutz und Förderung dynamischer Prozesse in der Landschaft. Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung auf der Insel Vilm vom 26.–28. August 1997. 1998. 424 S. ISBN 3-89624-111-7
- Heft 57: Schopp-Guth, A.: Renaturierung von Moorlandschaften. Naturschutzfachliche Anforderungen aus bundesweiter Sicht unter besonderer Berücksichtigung der Grundwassermoore. 1999. 220 S. ISBN 3-89624-112-5
- Heft 58: Dröschmeister, R. und Gruttke, H. (Bearb.): Die Bedeutung ökologischer Langzeitforschung für Naturschutz. Referate und Ergebnisse des gleichnamigen Symposiums auf der Insel Vilm vom 26.–30. Mai 1997. 1998. 436 S. ISBN 3-89624-114-1
- Heft 59: Raths, U. und Riecken, U.: Laufkäfer (Col.: Carabidae) im Drachenfelser Ländchen. Raumeinbindung und Biotopnutzung sowie Aspekte zur Methodenoptimierung und Landschaftsentwicklung. Tierwelt in der Zivilisationslandschaft. Teil III. 1999. 156 S. ISBN 3-89624-115-X
- Heft 60: Haupt, H., Lutz, K. und Boye, P. (Bearb.): Internationale Impulse für den Schutz von Wasservögeln in Deutschland. Ziele und Anforderungen des afrikanisch-eurasischen Wasservogelabkommens (AEWA) aus nationaler Sicht. Vorträge und Diskussionen zur Fachtagung des Bundesumweltministeriums und des Bundesamtes für Naturschutz „Konzepte und Maßnahmen zur Erhaltung gefährdeter Wasservogelarten in Mitteleuropa: Beiträge zur Aktionsplan des afrikanisch-eurasischen Wasservogelabkommens (AEWA)“ vom 22.–25. September 1998 in der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm. 2000. 306 S. ISBN 3-7843-3602-7
- Heft 61: Riecken, U.: Raumeinbindung und Habitatnutzung epigäischer Arthropoden unter den Bedingungen der Kulturlandschaft. Tierwelt in der Zivilisationslandschaft. Teil IV. 2000. 214 S. ISBN 3-7843-3600-0
- Heft 62: Bischoff, C. and Dröschmeister, R. (eds): European Monitoring for Nature Conservation. Proceedings of the International Symposium ‘Monitoring for Nature Conservation at a European Level’, Isle of Vilm, Germany, 1–5 March 1999. 2000. 200 S. ISBN 3-7843-3601-9
- Heft 63: Ssymank, A. (Bearb.): Vorrangflächen, Schutzgebietssysteme und naturschutzfachliche Bewertung großer Räume in Deutschland. Referate und Ergebnisse einer Fachtagung auf der Insel Vilm vom 19. bis 21. November 1998. 2000. 422 S. ISBN 3-7843-3603-5
- Heft 64: Ssymank, A.: Vegetation und blütenbesuchende Insekten in der Kulturlandschaft. Pflanzengesellschaften, Blühphänologie, Biotopbindung und Raumnutzung von Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) im Drachenfelser Ländchen sowie Methodenoptimierung und Landschaftsbewertung. 2001. 514 S. ISBN 3-7843-3607-8
- Heft 65: Binot-Hafke, M., Gruttke, H., Ludwig, G. und Riecken, U. (Bearb.): Bundesweite Rote Listen – Bilanzen, Konsequenzen, Perspektiven. Referate und Ergebnisse des gleichlautenden Fachsymposiums in Bonn vom 22.–23. März 1999. 2000. 255 S. ISBN 3-7843-3604-3
- Heft 66: Meschede, A. und Heller, K.-G.: Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern unter besonderer Berücksichtigung wandernder Arten. 2000. 374 S. ISBN 3-7843-3605-1
- Heft 67: Böttcher, M. (Bearb.): Auswirkungen vom Fremdlicht auf die Fauna im Rahmen von Eingriffen in Natur und Landschaft. Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung auf der Insel Vilm vom 6. bis 9. Dezember 1999. 2001. 192 S. ISBN 3-7843-3610-8
- Heft 68: Petersen, B., Hauke, U. und Ssymank, A. (Bearb.): Der Schutz von Tier- und Pflanzenarten bei der Umsetzung der FFH-Richtlinie. Referate und Ergebnisse eines Workshops auf der Insel Vilm vom 22.–26. November 1999. 2000. 186 S. ISBN 3-7843-3606-X
- Heft 70: Plachter, H., Bernotat, D., Müssner, R. und Riecken, U.: Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. 2002. 554 S. ISBN 3-7843-3608-6
- Heft 71: Meschede, A., Heller, K.-G. und Boye, P. (Bearb.): Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern – Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz. 2002. 288 S. ISBN 3-7843-3612-4

- Heft 72: Yousef, M. A. M., Schubert, H. und Nordheim, H. von (Eds.): Charophytes in the Baltic Sea. Threats and Conservation. 2001. 44 S. ISBN 3-7843-3609-4
- Heft 73: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Systematik der Biotoptypen- und Nutzungskartierung (Kartieranleitung) (= überarb. Nachdruck von LuN 45; dt./engl. in einem Band). 2002. 336 S. ISBN 3-7843-3611-6
- Heft 74: Zöckler, C.: A Comparison between Tundra and Wet Grassland Breeding Waders with Special Reference to the Ruff (*Philomachus pugnax*). 2002. 116 S. ISBN 3-7843-3613-2
- Heft 75: Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E. und Ssymank, A.: Standard-Biotoptypenliste für Deutschland. 2. Fassung, Februar 2003. 2003. 66 S. ISBN 3-7843-3615-9

Schriftenreihe für Vegetationskunde

- Heft 14: Krause, A. und Schröder, L.: Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 200 000 – Potentielle natürliche Vegetation – Blatt CC 3118 Hamburg-West. 2., unveränd. Aufl. 1994. 138 S. ISBN 3-7843-2064-3
- Heft 15: Bohn, U.: Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 200 000 – Potentielle natürliche Vegetation – Blatt CC 5518 Fulda. 2., erw. Aufl. 1996. 364 S. ISBN 3-7843-2076-7
- Heft 20: Krause, A.: Rasenansaaten und ihre Fortentwicklung an Autobahnen – Beobachtungen zwischen 1970 und 1988. 1989. 125 S. ISBN 3-7843-2069-4
- Heft 22: Fink, H. G. u.a.: Synopse der Roten Listen Gefäßpflanzen. Übersicht der Roten Listen und Florenlisten für Farn- und Blütenpflanzen der Bundesländer, der Bundesrepublik Deutschland (vor dem 3. Oktober 1990) sowie der ehemaligen DDR. 1992. 262 S. ISBN 3-7843-2075-9
- Heft 23: Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Referate und Ergebnisse eines Arbeitstreffens in der Internationalen Naturschutzakademie, Insel Vilm, vom 25.–28. 11. 1991. 1992. 245 S. ISBN 3-7843-2074-0
- Heft 24: Hügin, G. und Henrichfreise, A.: Naturschutzbewertung der badischen Oberrheinaue – Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes. 1992. 48 S. ISBN 3-7843-2072-4
- Heft 25: Lohmeyer, W. und Sukopp, H.: Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. 1992. 185 S. ISBN 3-7843-2073-2
- Heft 26: Schneider, C., Sukopp, U. und Sukopp, H.: Biologisch-ökologische Grundlagen des Schutzes gefährdeter Segetalpflanzen. 1994. 356 S. ISBN 3-7843-2077-5
- Heft 27: Kowarik, I., Starfinger, U. und Trepl, L. (Bearb.): Dynamik und Konstanz. Festschrift für Herbert Sukopp. 1995. 490 S. ISBN 3-89624-000-5
- Heft 28: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. 1996. Tabellenteil auch in Diskettenversion erhältlich ISBN 3-89624-001-3
- Heft 30: Korsch, H.: Chorologisch-ökologische Auswertungen der Daten der Floristischen Kartierung Deutschlands. Teil II des Abschlußberichtes des Projektes Datenbank Gefäßpflanzen. 1999. 200 S. ISBN 3-7843-3500-4
- Heft 31: Scholz, P.: Katalog der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. 2000. 298 S. ISBN 3-7843-3501-2
- Heft 32: Klingenstein, F. und Wingender, R. (Bearb.): Erfassung und Schutz der genetischen Vielfalt von Wildpflanzenpopulationen in Deutschland. Referate und Ergebnisse des gleichlautenden Expertengesprächs vom 19.–22. Oktober 1998 im Bundesamt für Naturschutz, Internationale Naturschutzakademie, Insel Vilm. 2000. 188 S. ISBN 3-7843-3502-0
- Heft 33: Schulte, W. und Voggenreiter, V.: Florenkartierungen als Beitrag für den Naturschutz im Siedlungsbereich. Beispielraum Bonn-Bad Godesberg. 2000. 319 S. ISBN 3-7843-3503-9
- Heft 34: Koperski, M., Sauer, M., Braun, W. und Gradstein, S. R.: Referenzliste der Moose Deutschlands. Dokumentation unterschiedlicher taxonomischer Auffassungen. 2000. 519 S. ISBN 3-7843-3504-7

- Heft 35: Rennwald, E. (Bearb.): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands (mit Datenservice auf CD-ROM).
2000. 820 S. ISBN 3-7843-3505-5
- Heft 36: Scherer-Lorenzen, M.: Analyse der Artenschutzprogramme für Pflanzen in Deutschland. Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Tagung vom 3.–5. Dezember 2001 im Bayerischen Landesamt für Umweltschutz Augsburg.
2002. 214 S. ISBN 3-7843-3506-3
- Heft 37: Welk, E.: Arealkundliche Analyse und Bewertung der Schutzrelevanz seltener und gefährdeter Gefäßpflanzen Deutschlands.
2002. 338 S. ISBN 3-7843-3507-1
- Heft 38: Klotz, St., Kühn, I., Durka, W.: BIOLFLOR – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. (mit CD-ROM)
2002. 234 S. ISBN 3-7843-3508-X
- Heft 39: Berendsohn, Walter G. (ed.): MoReTax. Handling Factual Information Linked to Taxonomic Concepts in Biology.
2003. 116 S. ISBN 3-7843-3509-8

Angewandte Landschaftsökologie

- Heft 4: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Klimaänderungen und Naturschutz.
1995. 236 S. ISBN 3-89624-300-4
- Heft 5: Schiller, J. und Könze, M. (Bearb.): Verzeichnis der Landschaftspläne und Landschaftsrahmenpläne in der Bundesrepublik Deutschland. Landschaftsplanverzeichnis 1993. 11. Fortschreibung. Gesamtausgabe.
1995. 426 S. ISBN 3-89624-301-2
- Heft 6: Thomas, A., Mrotzek, R. und Schmidt, W.: Biomonitoring in naturnahen Buchenwäldern.
1995. 140 S. ISBN 3-89624-302-4
- Heft 7: Institut für Bahntechnik GmbH, Berlin: Auswirkungen eines neuen Bahnsystems auf Natur und Landschaft. Untersuchungen zur Bauphase der Magnetschweebahn Transrapid.
1996. 226 S. ISBN 3-89624-305-5
- Heft 8: Krause, C. L. und Klöppel, D.: Landschaftsbild in der Eingriffsregelung. Hinweise zur Berücksichtigung von Landschaftsbildelementen.
1996. 196 S. ISBN 3-89624-303-9
- Heft 9: Ad-hoc-AG Geotopschutz/Ad-hoc Geotope Conservation Working Group: Arbeitsanleitung Geotopschutz in Deutschland. Geotope Conservation in Germany. (dt./engl.)
1996. 114 S. ISBN 3-89624-306-3
- Heft 11: Oppermann, B., Luz, F. und Kaule, G.: Der „Runde Tisch“ als Mittel zur Umsetzung der Landschaftsplanung. Chancen und Grenzen der Anwendung eines kooperativen Planungsmodells mit der Landwirtschaft.
1997. 104 S. ISBN 3-89624-308-X
- Heft 12: Borggräfe, K. und Kölsch, O.: Naturschutz in der Kulturlandschaft: Das Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Revitalisierung in der Ise-Niederung“.
1997. 122 S. ISBN 3-89624-309-8
- Heft 13: Arens, R. und Neff, R.: Versuche zur Erhaltung von Extensivgrünland. Aus dem wissenschaftlichen Begleitprogramm zum E+E-Vorhaben des BfN „Renaturierung des NSG Rotes Meer/Hohe Rhön“
1997. 176 S. ISBN 3-89624-311-X
- Heft 14: Forst, M., Hierlmeier, R., Kiebel, A. und Ruthsatz, B.: Hoch- und Zwischenmoore in Trockenmaaren der Vulkaneifel.
1997. 482 S. ISBN 3-89624-310-1
- Heft 15: Rosenthal, G. u.a.: Feuchtgrünland in Norddeutschland. Ökologie, Zustand, Schutzkonzepte.
1998. Textband: 318 S., Kartenband: 31 Karten + 2 Abb. (Text- und Kartenband nur gemeinsam erhältlich) ISBN 3-89624-314-4
- Heft 16: Wollny-Goerke, K.: Das Informations- und Umweltbildungskonzept der Seehundstation Friedrichskoog.
1998. 122 S. ISBN 3-89624-312-8
- Heft 17: Gruehn, D. und Kenneweg, H.: Berücksichtigung der Belange von Naturschutz und Landschaftspflege in der Flächennutzungsplanung.
1998. 492 S. ISBN 3-89624-313-6

- Heft 18: Hagius, A. und Scherfose, V. (Bearb.): Pflege- und Entwicklungsplanung in Naturschutzgroßprojekten des Bundes. 1999. 188 S. ISBN 3-89624-316-0
- Heft 19: Schemel, H.-J. u. a.: Naturerfahrungsräume. Ein humanökologischer Ansatz für naturnahe Erholung in Stadt und Land. 1998. 374 S. ISBN 3-89624-315-2
- Heft 20: Burggraaff, P. und Kleefeld, K.-D.: Historische Kulturlandschaft und Kulturlandschaftselemente. 1998. 320 S. ISBN 3-89624-318-7
- Heft 21: Reck, H. u. a.: Die Entwicklung neuer Lebensräume auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. 1999. 146 S. ISBN 3-89624-321-7
- Heft 22: Rückriem, C. und Roscher, S.: Empfehlungen zur Umsetzung der Berichtspflicht gemäß Artikel 17 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. 1999. 456 S. ISBN 3-89624-322-5
- Heft 23: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Fortschritte für Naturschutz und Landschaftspflege an Wasserläufen. 1998. 206 S. ISBN 3-89624-317-9
- Heft 24: Schweppe-Kraft, B.: Monetäre Bewertung von Biotopen und ihre Anwendung bei Eingriffen in Natur und Landschaft. (Dissertat./TU Berlin). 1998. 314 S. ISBN 3-89624-319-5
- Heft 25: Degenhardt, S. u. a.: Zahlungsbereitschaft für Naturschutzprogramme. 1998. 200 S. ISBN 3-89624-320-9
- Heft 26: Planungsgruppe Ökologie und Umwelt & W. Erbguth: Möglichkeiten der Umsetzung der Eingriffsregelung in der Bauleitplanung. Zusammenwirken von Landschaftsplanung, naturschutzrechtlicher Eingriffsregelung und Bauleitplanung. 1999. 238 S. ISBN 3-89624-323-3
- Heft 27: Abresch, J.-P., Gassner, E. und Korff, J. v.: Naturschutz und Braunkohlesanierung. 2000. 428 S. ISBN 3-7843-3702-3
- Heft 28: Bosch & Partner GmbH und ARSU GmbH: Beurteilungskriterien für die Auswirkungen des Bundeswasserstraßenausbau auf Natur und Landschaft. 1999. 80 S. ISBN 3-7843-3700-7
- Heft 29: Dressler, H. von u. a.: Weiterentwicklung der Landschaftsrahmenplanung und ihre Integration in die Regionalplanung. 2000. Textband 314 S., Begleitbroschüre 74 S. (Text- und Begleitbroschüre nur gemeinsam erhältlich) ISBN 3-7843-3701-5
- Heft 30: Bornholdt, G., Braun, H. und Kress, J. C.: Erfolgskontrollen im abgeschlossenen Naturschutzgroßprojekt „Hohe Rhön/Lange Rhön“. 2000. 262 S. ISBN 3-7843-3704-X
- Heft 31: Bosch & Partner GmbH und Wolf, R.: Wiederherstellungsmöglichkeiten von Bodenfunktionen im Rahmen der Eingriffsregelung. 2000. 170 S. + Anhang ISBN 3-7843-3708-2
- Heft 32: Pfadenhauer, J. u. a.: Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. 2000. 312 S. ISBN 3-7843-3703-1
- Heft 33: Statistisches Bundesamt und Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Konzepte und Methoden zur Ökologischen Flächenstichprobe – Ebene II: Monitoring von Pflanzen und Tieren. 2000. 262 S. und 1 Falttafel ISBN 3-7843-3705-8
- Heft 34: Schweppe-Kraft, B. (Bearb.): Innovativer Naturschutz – Partizipative und marktwirtschaftliche Instrumente. Referate und Ergebnisse der Tagung „Innovative Instrumente des Naturschutzes – Konsequenzen für Forschung, Politik und Praxis“ vom 1.-4. Dezember 1997 im Bundesamt für Naturschutz, Internationale Naturschutzakademie, Insel Vilm. 2000. 226 S. ISBN 3-7843-3706-6
- Heft 35: Bögel, R.: Lebensraumansprüche der Gemse in Wechselwirkung zu Waldentwicklung und Tourismus im Nationalpark Berchtesgaden untersucht mit telemetrischen Methoden. 2001. 240 S. + CD-ROM. ISBN 3-7843-3707-4
- Heft 36: Borggräfe, K., Kölsch, O. und Lucker, T.: Entwicklungspotenziale der Natur in der Kulturlandschaft. Wissenschaftliche Ergebnisse aus der Modellregion Ise-Niederung. 2001. 216 S. ISBN 3-7843-3709-0
- Heft 37: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. Tagungsband zur gleichnamigen internationalen Fachtagung vom 24.–26. November 1999 in Neuhaus im Solling. 2001. 340 S. ISBN 3-7843-3710-4

- Heft 38: Nick, K.-J., Löpmeier, F.-J., Schiff, H. u.a.: Moorregeneration im Leegmoor/Emsland nach Schwarztorfabbau und Wiedervernässung.
2001. 204 S. ISBN 3-7843-3713-9
- Heft 39: Bornholdt, G., Hamm, S., Kress, J.C., Brenner, U. und Malten, A.: Zoologische Untersuchungen zur Grünlandpflege am Beispiel von Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen in der Hohen Rhön.
2001. 238 S. ISBN 3-7843-3711-2
- Heft 40: Voigtländer, U., Scheller, W. und Martin, C.: Ursachen für die Unterschiede im biologischen Inventar der Agrarlandschaft in Ost- und Westdeutschland als Grundlage für die Ableitung naturschutzverträglicher Nutzungsverfahren.
2001. 408 S. ISBN 3-7843-3714-7
- Heft 41: Knickel, K.-H., Janßen, B., Schramek, J. und Käppel, K.: Naturschutz und Landwirtschaft: Kriterienkatalog zur „Guten fachlichen Praxis“.
2001. 152 S. ISBN 3-7843-3712-0
- Heft 42: Fartmann, T., Gunnemann, H., Salm, P. und Schröder, E.: Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinien.
2001. 725 S. + Anhang und Tabellenband ISBN 3-7843-3715-5
- Heft 43: Kunze, K., Haaren, C. von, Knickrehm, B. und Redslob, M.: Interaktiver Landschaftsplan. Verbesserungsmöglichkeiten für die Akzeptanz und Umsetzung von Landschaftsplänen.
2002. 138 S. + CD-ROM ISBN 3-7843-3717-1
- Heft 44: Reck H. (Bearb.): Lärm und Landschaft. Referate der Tagung „Auswirkungen von Lärm und Planungsinstrumente des Naturschutzes“ in Schloss Salzau bei Kiel am 2. und 3. März 2000.
2001. 144 S. ISBN 3-7843-3716-3
- Heft 45: Güthler W. u. a.: Zwischen Blumenwiese und Fichtendickung: Naturschutz und Erstaufforstung.
2002. 134 S. ISBN 3-7843-3718-X
- Heft 46: Gerken, B. und Dörfer, K. unter Mitwirkung von Lohr, M. und Schuhmacher, E.: Auenregeneration an der Oberweser.
2002. 188 S. ISBN 3-7843-3720-1
- Heft 47: Petermann, C.: Naturschutz als Impulsgeber für sozioökonomische Entwicklungen.
2002. 272 S. ISBN 3-7843-3724-4
- Heft 48: Runge, H. und Mestermann, B.: Verbesserung der Renaturierungsmöglichkeiten bei Abbauvorhaben.
2002. 198 S. ISBN 3-7843-3721-X
- Heft 49: Bunzel, A. und Böhme, C.: Interkommunales Kompensationsmanagement.
2002. 344 S. ISBN 3-7843-3719-8
- Heft 50: Stickroth, H., Schmitt, G., Achtziger, R., Nigmann, U., Richert, E. und Heilmeier, H.: Konzept für ein naturschutzorientiertes Tierartenmonitoring – am Beispiel der Vogelfauna.
2003. 398 S. ISBN 3-7843-3723-6
- Heft 51: Rassmus, J., Herden, Chr., Jensen, I., Reck, H. und Schöps, K.: Methodische Anforderungen an Wirkungsprognosen in der Eingriffsregelung.
2003. 298 S. ISBN 3-7843-3722-8
- Heft 52: Winkel, G. und Volz, K.-R.: Naturschutz und Forstwirtschaft: Kriterienkatalog zur „Guten fachlichen Praxis“.
2003. 194 S. ISBN 3-7843-3725-2
- Heft 54: Schwarz, J., Harder, K., von Nordheim, H. und Dinter, W. (Bearb.): Wiederansiedlung der Ostseekegelrobbe (*Halichoerus grypus balticus*) an der deutschen Ostseeküste.
2003. 206 S. ISBN 3-7843-3726-0

Sonstige Veröffentlichungen

- Landschaftsbild – Eingriff – Ausgleich. Handhabung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung für den Bereich Landschaftsbild.
1991. 244 S. ISBN 3-7843-2511-4
- Landschaftsplanung als Entwicklungschance für umweltverträgliche Flächennutzungsplanung. Landschaftsplanung, Bauleitplanung, Umweltplanung, Verkehrsprojekte in Ost und West.
1994. 257 S. ISBN 3-7843-2681-1
- Kasperek, M., Gröger, A. and Schippmann, U.: Directory for Medicinal Plants Conservation. Networks, Organizations, Projects, Information Sources.
1996. 156 S. ISBN 3-89624-606-2
- Lange, D.: Untersuchungen zum Heilpflanzenhandel in Deutschland. Ein Beitrag zum internationalen Artenschutz.
1996. 146 S. + Anhang ISBN 3-89624-604-6
- Lange, D. and Schippmann, U.: Trade Survey of Medicinal Plants in Germany. A Contribution to International Plant Species Conservation.
1997. 146 S. + Anhang ISBN 3-89624-607-0
- Koptyug, V. A. and Uppenbrink, M. (Eds.): Sustainable Development of the Lake Baikal Region. A Model Territory for the World. (Nato ASI Series. Partnership Sub-Series 2: Environment, 6)
Springer Verlag 1996. 372 S. ISBN 3-540-60560-6
- Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Biodiversität und Tourismus. Konflikte und Lösungsansätze an den Küsten der Weltmeere.
Springer Verlag 1997. 339 S. ISBN 3-540-62393-0
englische Ausgabe: Biodiversity and Tourism. ISBN 3-540-62395-7
- Cunningham, M., Cunningham, A. B. and Schippmann, U.: Trade in *Prunus africana* and the Implementation of CITES.
1997. 52 S. ISBN 3-89624-608-9
- Carter, S. and Eggli, U.: The CITES Checklist of Succulent Euphorbia Taxa (Euphorbiaceae).
1997. 90 S. ISBN 3-89624-609-7
- Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Erhaltung der biologischen Vielfalt. Wissenschaftliche Analyse deutscher Beiträge.
1997. 352 S. ISBN 3-89624-610-0
- Steinmetz, M., Pütsch, M. und Bisschopinck, T.: Untersuchungen zur Transportmortalität beim Import von Vögeln und Reptilien nach Deutschland. Mit einer Studie zu den Prä-Export-Bedingungen in Tansania.
1998. 130 S. ISBN 3-89624-611-9
- Steinmetz, M., Pütsch, M. and Bisschopinck, T.: Transport Mortality during the Import of Wild Caught Birds and Reptiles to Germany. (Including a Study on Pre-Export-Conditions in the United Republic of Tanzania).
1998. ISBN 3-89624-613-5
- Jelden, D., Sprotte, I. und Gruschwitz, M. (Bearb.): Nachhaltige Nutzung. Referate und Ergebnisse des gemeinsamen Symposiums des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) und des Bundesverbandes für fachgerechten Natur- und Artenschutz (BNA) in der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm vom 22.–24. Oktober 1997.
1998. 142 S. ISBN 3-89624-612-7
- Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Fledermäuse und Fledermausschutz in Deutschland/Bats and Bat Conservation in Germany (dt./engl.).
1999. 110 S. ISBN 3-89624-614-3
- Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Botanische Gärten und Biodiversität. Erhaltung Biologischer Vielfalt durch Botanische Gärten und die Rolle des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt (Rio de Janeiro, 1992).
1999. 84 S. ISBN 3-89624-615-1
- Federal Agency for Nature Conservation (ed.): Botanic Gardens and Biodiversity.
2000. 82 S. ISBN 3-7843-3810-0
- Brendle, U.: Musterlösungen im Naturschutz – Politische Bausteine für erfolgreiches Handeln.
1999. 262 S. ISBN 3-7843-3800-3
- Federal Agency for Nature Conservation (ed.): Nature Data 1999.
2000. 266 S. ISBN 3-7843-3807-0
- Bennert, H. W.: Die seltenen und gefährdeten Farnpflanzen Deutschlands.
1999. 382 S. ISBN 3-7843-3802-x

- Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Naturschutzbilanzen.
1999. 158 S. ISBN 3-7843-3803-8
- Mäck, U. und Jürgens, M.-E.: Aaskrähe, Elster und Eichelhäher in Deutschland.
1999. 252 S. ISBN 3-7843-3804-6
- Andrian-Werburg, F. von, Jordan, R., Küttner, A., Niemann, N. B., Schiller, J., Tobias, K. und Winkelbrandt, A. (Bearb.): Planzeichen für die örtliche Landschaftsplanung.
2000. 26 S. ISBN 3-7843-3805-4
- Rauer, G., Driesch, M. von den, Ibis, P. L., Lobin, W. und Barthlott, W.: Beitrag der deutschen Botanischen Gärten zur Erhaltung der Biologischen Vielfalt und Genetischer Ressourcen.
Bestandsaufnahme und Entwicklungskonzept.
2000. 246 S. ISBN 3-7843-3806-2
- Lange, D.: Conservation and Sustainable Use of *Adonis vernalis*, a Medicinal Plant in International Trade. Plant Species Conservation Monographs 1.
2000. 88 S. ISBN 3-7843-3811-9
- Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Empfehlungen des Bundesamtes für Naturschutz zu naturschutzverträglichen Windkraftanlagen.
2000. 224 S. ISBN 3-7843-3813-5
- Korn, H. und Feit, U. (Bearb.): Treffpunkt Biologische Vielfalt. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt.
2001. 247 S. ISBN 3-7843-3815-1
- Driesch, M. von den und Lobin, W. (Bearb.): Botanische Gärten und Erhaltung Biologischer Vielfalt. Ein Erfahrungsaustausch. (dt./russ.)
2001. 154 S. ISBN 3-7843-3813-5
- Wolfrum, R., Klepper, G., Stoll, P.-T. und Franck, S.: Genetische Ressourcen, traditionelles Wissen und geistiges Eigentum im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt.
2001. 202 S. ISBN 3-7843-3817-8
- Gruehn, D. (Bearb.): Landschaftsplanung und ihre Wechselwirkungen zu anderen Fachplanungen. Dokumentation der Fachtagung am 15. und 16. Juni 2000 aus Anlass des fünfjährigen Bestehens der BfN-Außenstelle am Dienstort Leipzig.
2001. 178 S. ISBN 3-7843-3821-6
- Riede, K. (ed.): New Perspectives for Monitoring Migratory Animals – Improving Knowledge for Conservation. Proceedings of a Workshop on behalf of the 20th Anniversary of the Bonn Convention.
2001. 164 S. ISBN 3-7843-3819-4
- Dinter, Wolfgang P.: Biogeography of the OSPAR Maritime Area. A Synopsis and Synthesis of Biogeographical Distribution Patterns described for the North-East Atlantic.
2001. 168 S. ISBN 3-7843-3818-6
- Gerstner, S., Jansen, St. und Lübbert, C.: Nachhaltige Erholungsnutzung und Tourismus in Bergbaufolgelandschaften. Handreichung für Kommunen.
2001. 162 S. ISBN 3-7843-3823-2
- Erdmann, K.-H. und Schell, C. (Bearb.): Naturschutz und gesellschaftliches Handeln. Aktuelle Beiträge aus Wissenschaft und Praxis.
2002. 248 S. ISBN 3-7843-3822-4
- Dietz, M. und Weber, M.: Von Fledermäusen und Menschen. Abschlussbericht des E+E-Hauptvorhabens „Schaffung eines Quatierverbundes für gebäudebewohnende Fledermausarten“.
2002. 198 S. ISBN 3-7843-3824-0
- Korn, H. und Feit, U.: Treffpunkt Biologische Vielfalt II. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt.
2002. 272 S. ISBN 3-7843-3825-9
- Krettinger, B., Ludwig, F., Speer, D., Aufmkolk, G. und Ziesel, S.: Zukunft der Mittelgebirgslandschaften. Szenarien zur Entwicklung des ländlichen Raums am Beispiel der Fränkischen Alb.
2002. 128 S. ISBN 3-7843-3820-8
- Steinicke, H., Henle, K. und Gruttk, H.: Bewertung der Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Amphibien- und Reptilienarten.
2002. 96 S. ISBN 3-7843-3827-5
- Riede, K.: The Global Register of Migratory Species/Weltregister wandernder Tierarten.
2001. 404 S. + CD-ROM ISBN 3-7843-3826-7
- Maas, S., Detzel, P. und Staudt, A.: Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. Verbreitungsatlas, Gefährdungseinstufung und Schutzkonzepte.
2002. 402 S. ISBN 3-7843-3828-3

- Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Daten zur Natur 2002.
2002. 284 S. ISBN 3-7843-3829-1
- Keller, T., Korn, H., Schmid, H. and Weisser, C. F.: Chances and Limitations of „ex-situ“ Conservation of Species and Genetic Diversity on a Global Perspective.
2002. 176 S. ISBN 3-7843-3831-3
- Erdmann, K.-H. und Schell, Chr. (Bearb.): Zukunftsfaktor Natur – Blickpunkt Wasser.
2002. 214 S. ISBN 3-7843-3832-1
- Gerhards, I.: Naturschutzfachliche Handlungsempfehlungen zur Eingriffsregelung in der Bauleitplanung.
2003. 160 S. ISBN 3-7843-3833-x
- Hennek, F. und Unsel, Chr.: Sicherung von Naturschutzflächen in Bergbaufolgelandschaften. Handbuch zum Flächenerwerb und -management im Lausitzer und Mitteldeutschen Braunkohlerevier.
2002. 294 S. ISBN 3-7843-3830-5
- Klingensteine, F., Driesch, M. von den und Labin, W.: Pflanzensammlungen in Deutschland, Österreich und der Schweiz. Ein erstes Verzeichnis bedeutender Lebendsammlungen.
2002. 160 S. ISBN 3-7843-3834-8
- Korn, H. und Feit, U.: Treppunkt Biologische Vielfalt III. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt.
2003. 266 S. ISBN 3-7843-3835-6
- Bohn, U., Neuhäusl, R., unter Mitarbeit von Gollub, G., Hettwer, C., Neuhäuslová, Z., Schlüter, H. & Weber, H.: Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2 500 000.
- Teil 1/Part 1: Erläuterungstext mit CD-ROM/Explanatory Text with CD-ROM
2003. 656 S. ISBN 3-7843-3837-2
- Teil 2/Part 2: Legende/Legend
2000. 153 S.
- Teil 3/Part 3: Karten/Maps
(9 Blätter 1:2,5 Mio., Legendenblatt, Übersichtskarte 1:10 Mio./
9 Sheets 1:2,5 million, Legend Sheet, General Map 1:10 million)
- a) Karten gefaltet, in Schuber ISBN 3-7843-3809-7
b) Karten plano, gerollt ISBN 3-7843-3836-4
- Teil 2 nur in Kombination mit Teil 3 a) oder b)

Auslieferung Schriftenreihen:

BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH
48084 Münster · Telefon 0 25 01/8 01-3 00 · Telefax 0 25 01/8 01-3 51
www.lv-h.de/bfn

Natur und Landschaft, Zeitschrift für Naturschutz, Landschaftspflege und Umweltschutz
 Verlag: Kohlhammer GmbH, 70549 Stuttgart, Tel. 07 11/78 63-3 03, Fax: 07 11/78 63-4 30.
 Erscheinungsweise: monatlich.
 Bestellungen nimmt der Verlag entgegen und übersendet auf Anforderung Probehefte.
www.natur-und-landschaft.de

Dokumentation Natur und Landschaft-online.
 Die Literaturdatenbank für Naturschutz und Landschaftspflege im Internet.
 Kostenloser Zugriff unter: www.dnl-online.de

Bibliographien Sonderhefte der Dokumentation Natur und Landschaft
 Erscheinungsweise: unregelmäßig

Nr.	Anzahl der Titel
So.-H. 22: Arktische Gebiete. Eine Literaturdokumentation zur Umweltsituation (1995) des russischen Arktis-Anteils (= Bibliographie Nr. 68)	213
So.-H. 23: Streuobst. Bindeglied zwischen Naturschutz und Landwirtschaft (1995) (= Bibliographie Nr. 69)	1544
So.-H. 24: Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. (1995) (= Bibliographie Nr. 70)	1077
So.-H. 25: Naturschutz und Landschaftspflege im besiedelten Bereich. (1995) Literaturnachträge 1992 bis 1995. (= Bibliographie Nr. 71)	908
So.-H. 26: Biosphärenreservate (1997) (= Bibliographie Nr. 72)	938
So.-H. 27: Naturschutz und Windkraft (1997) (= Bibliographie Nr. 74) Lärmwirkungen auf Tiere (= Bibliographie Nr. 75)	240
So.-H. 28: Das Wattenmeer - Ein gefährdeter Lebensraum (1997) (= Bibliographie Nr. 76)	2686
So.-H. 29: Insekten im Naturhaushalt (1997) (= Bibliographie Nr. 77)	1854
So.-H. 30: Naturschutzgebiete und Großschutzgebiete im Land Sachsen-Anhalt (1999) (= Bibliographie Nr. 79) Bibliographie zur Herpetofauna des Landes Sachsen-Anhalt. 2. Fassung (= Bibliographie Nr. 80)	2577
So.-H. 31: Naturschutz und Landschaftspflege im besiedelten Bereich. Literaturnachträge bis 1999. (= Bibliographie Nr. 81)	490
	1076

Vertrieb: Verlag Kohlhammer GmbH
70549 Stuttgart, Tel.: 07 11/78 63-3 03, Fax: 07 11/78 63-4 30.

MAB-Mitteilungen

28. Lieth, H. et al.: Problems with future land-use changes in rural areas. Working meeting for the organization of an UNESCO theme study November 2–5, 1987, in Osnabrück. September 1988
29. Lewis, R.A.; Paulus, M.; Horras, C. und Klein, B.: Auswahl und Empfehlung von Ökologischen Umweltbeobachtungsgebieten in der Bundesrepublik Deutschland. Mai 1989
30. Weigmann, G. (Hrsg.): Report on MAB-Workshop „International scientific workshop on soils and soil zoology in urban ecosystems as a basis for management and use of green open spaces“ in Berlin, September 15–19, 1986. Oktober 1989
32. Brettschneider, G.: Vermittlung ökologischen Wissens im Rahmen des MAB-Programms. Erarbeitung eines spezifischen Programmbeitrages für das UNESCO-Programm „Man and the Biosphere“ (MAB). April 1990
33. Goerke, W.; Nauber, J. und Erdmann, K.-H. (Hrsg.): Tagung der MAB-Nationalkomitees der Bundesrepublik Deutschland und der Deutschen Demokratischen Republik am 28. und 29. Mai 1990 in Bonn. September 1990
34. Ashdown, M. und Schaller, J.: Geographische Informationssysteme und ihre Anwendung in MAB-Projekten, Ökosystemforschung und Umweltbeobachtung / Geographic Information Systems and their Application in MAB Projects, Ecosystem Research and Environmental Monitoring. November 1990; 2. Auflage 1993
35. Kerner, H.F.; Spandau, L. und Köppel, J.G.: Methoden zur angewandten Ökosystemforschung – Werkstattbericht – MAB-6-Projekt „Ökosystemforschung Berchtesgaden“, Band 1 und 2. September 1991
36. Erdmann, K.-H. und Nauber, J. (Hrsg.): Beiträge zur Ökosystemforschung und Umwelterziehung. 1992
37. Erdmann, K.-H. und Nauber, J. (Hrsg.): Beiträge zur Ökosystemforschung und Umwelterziehung II. 1993
38. Erdmann, K.-H. und Nauber, J. (Hrsg.): Beiträge zur Ökosystemforschung und Umwelterziehung III. 1996
39. Deutsches MAB-Nationalkomitee (Hrsg.): Entwicklungskonzept Bayerischer Wald, Sumava (Böhmerwald), Mühlviertel. 1994
40. German MAB National Committee (Ed.): Development concept Bavarian Forest, Sumava (Bohemian Forest), Mühlviertel. 1994
41. Kruse-Graumann, L. in cooperation with v. Dewitz, F.; Nauber, J. and Trimpin, A. (Eds.): Proceedings of the EUROMAB Workshop, 23 - 25 January 1995, Königswinter „Societal Dimensions of Biosphere Reserves - Biosphere Reserves for People.“ 1995
42. Kruse-Graumann, L.; Hartmuth, G. und Erdmann, K.-H. (Hrsg.) Ziele, Möglichkeiten und Probleme eines gesellschaftlichen Monitorings. 1998
43. Erdmann, K.-H.: Untersuchungen zur Bodenerosion im südlichen Nordrhein-Westfalen. 1998
44. Krieger, C.: Der Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft und seine gesellschaftliche Akzeptanz. 1998
45. Erdmann, K.-H.; Bork, H.-R. und Grunewald, K. (Hrsg.): Geographie und Naturschutz. Beiträge zu einer naturverträglichen Entwicklung. 1998
46. Neubert, F. und Steinmetz, E.: Die regionale Biosphärenreservats-Agenda 21: Chancen und Stand der Umsetzung der Agenda 21 in den Biosphärenreservaten Deutschlands. 2002

Sonderausgaben des Deutschen Nationalkomitees für das UNESCO-Programm MAB

Goodland, R.; Daly, H.; El Serafy, S. und von Droste, B. (Hrsg.): Nach dem Brundtland-Bericht: Umweltverträgliche wirtschaftliche Entwicklung.
1992

Erdmann, K.-H. und Nauber, J.: Der deutsche Beitrag zum UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre“ (MAB) im Zeitraum Juli 1990 bis Juni 1992.
1993

Solbrig, O. T.: Biodiversität. Wissenschaftliche Fragen und Vorschläge für die internationale Forschung.
1994

Erdmann, K.-H. und Nauber, J.: Der deutsche Beitrag zum UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre“ (MAB) im Zeitraum Juli 1992 bis Juni 1994.
1995

Standing Working Group of the Biosphere Reserves in Germany (Ed.): Guidelines for protection, maintenance and development of the biosphere reserves in Germany.
1995

UNESCO (Hrsg.): Biosphärenreservate. Die Sevilla-Strategie und die Internationalen Leitlinien für das Weltnetz.
1996

Deutsches Nationalkomitee für das UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre“ (MAB) (Hrsg.): Kriterien für Anerkennung und Überprüfung von Biosphärenreservaten der UNESCO in Deutschland
1996

German National Committee for the UNESCO Programme „Man and the Biosphere“ (MAB) (Ed.): Criteria for designation and evaluation of UNESCO biosphere reserves in Germany
1996

**Die MAB-Veröffentlichungen sind zu beziehen über die MAB-Geschäftsstelle:
Bundesamt für Naturschutz, FG Internationales/MAB, Konstantinstr. 110, D-53179 Bonn
Tel.: 02 28/84 91-0, Fax: 02 28/84 91-200**

Veröffentlichungen im Rahmen des MAB-Programms

Erdmann, K.-H. (Hrsg.): Perspektiven menschlichen Handelns: Umwelt und Ethik.
Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg 1992 (2. Auflage 1993)

Erdmann, K.-H. und Kastenholz, H.G. (Hrsg.): Umwelt- und Naturschutz am Ende des 20. Jahrhunderts. Probleme, Aufgaben und Lösungen.
Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg 1995

Ständige Arbeitsgruppe der Biosphärenreservate in Deutschland (Hrsg.): Biosphärenreservate in Deutschland. Leitlinien für Schutz, Pflege und Entwicklung.
Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg 1995

Kastenholz, H.G.; Erdmann, K.-H. und Wolff, M. (Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung. Zukunftschancen für Mensch und Umwelt.
Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg 1996

Erdmann, K.-H. (Hrsg.): Internationaler Naturschutz.
Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg 1997

Erdmann, K.-H. und Spandau, L. (Hrsg.): Naturschutz in Deutschland.
Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart 1997

zu beziehen über den Buchhandel

Preisliste

Aus postalischen Gründen werden die Preise der Veröffentlichungen gesondert aufgeführt.

Im Landwirtschaftsverlag sind erschienen:

Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz

Heft 1 = € 8,-	Heft 35 = € 8,-	Heft 57 = € 20,-
Heft 2 = € 5,-	Heft 37 = € 14,-	Heft 58 = € 20,-
Heft 3 = € 8,-	Heft 38 = € 16,-	Heft 59 = € 16,-
Heft 5 = € 5,-	Heft 39 = € 16,-	Heft 60 = € 20,-
Heft 6 = € 5,-	Heft 40 = € 16,-	Heft 61 = € 20,-
Heft 7 = € 5,-	Heft 41 = € 16,-	Heft 62 = € 20,-
Heft 8 = € 5,-	Heft 42 = € 16,-	Heft 63 = € 20,-
Heft 13 = € 12,-	Heft 43 = € 20,-	Heft 64 = € 20,-
Heft 17 = € 16,-	Heft 44 = € 16,-	Heft 65 = € 20,-
Heft 18 = € 16,-	Heft 46 = € 16,-	Heft 66 = € 20,-
Heft 21 = € 12,-	Heft 48 = € 12,-	Heft 67 = € 20,-
Heft 24 = € 35,-	Heft 49 = € 16,-	Heft 68 = € 16,-
Heft 26 = € 8,-	Heft 50/1 = € 20,-	Heft 70 = € 30,-
Heft 27 = € 8,-	Heft 50/2 = € 20,-	Heft 71 = € 16,-
Heft 29 = € 20,-	Heft 51 = € 16,-	Heft 72 = € 12,-
Heft 30 = € 16,-	Heft 52 = € 12,-	Heft 73 = € 16,-
Heft 31 = € 8,-	Heft 53 = € 30,-	Heft 74 = € 12,-
Heft 32 = € 16,-	Heft 54 = € 20,-	Heft 75 = € 12,-
Heft 33 = € 16,-	Heft 55 = € 20,-	
Heft 34 = € 12,-	Heft 56 = € 20,-	

Schriftenreihe für Vegetationskunde:

Heft 14 = € 14,-	Heft 27 = € 25,-	Heft 33 = € 16,-
Heft 15 = € 20,-	Heft 28	Heft 34 = € 16,-
Heft 20 = € 14,-	(Buch) = € 20,-	Heft 35 = € 35,-
Heft 22 = € 16,-	(Diskette) = € 25,-	Heft 36 = € 16,-
Heft 23 = € 16,-	(Buch+Diskette) = € 35,-	Heft 37 = € 20,-
Heft 24 = € 5,-	Heft 30 = € 16,-	Heft 38 = € 25,-
Heft 25 = € 14,-	Heft 31 = € 16,-	Heft 39 = € 14,-
Heft 26 = € 25,-	Heft 32 = € 16,-	

Angewandte Landschaftsökologie

Heft 4 = € 12,-	Heft 22 = € 20,-	Heft 39 = € 16,-
Heft 5 = € 12,-	Heft 23 = € 12,-	Heft 40 = € 20,-
Heft 6 = € 12,-	Heft 24 = € 16,-	Heft 41 = € 14,-
Heft 7 = € 12,-	Heft 25 = € 12,-	Heft 42 = € 35,-
Heft 8 = € 12,-	Heft 26 = € 12,-	Heft 43 = € 14,-
Heft 9 = € 12,-	Heft 27 = € 20,-	Heft 44 = € 12,-
Heft 11 = € 12,-	Heft 28 = € 12,-	Heft 45 = € 14,-
Heft 12 = € 12,-	Heft 29 = € 20,-	Heft 46 = € 16,-
Heft 13 = € 16,-	Heft 30 = € 16,-	Heft 47 = € 16,-
Heft 14 = € 20,-	Heft 31 = € 12,-	Heft 48 = € 16,-
Heft 15 = € 25,-	Heft 32 = € 16,-	Heft 49 = € 16,-
Heft 16 = € 12,-	Heft 33 = € 16,-	Heft 50 = € 20,-
Heft 17 = € 20,-	Heft 34 = € 12,-	Heft 51 = € 18,-
Heft 18 = € 12,-	Heft 35 = € 12,-	Heft 52 = € 16,-
Heft 19 = € 16,-	Heft 36 = € 16,-	Heft 54 = € 16,-
Heft 20 = € 16,-	Heft 37 = € 16,-	
Heft 21 = € 12,-	Heft 38 = € 16,-	

Sonstige Veröffentlichungen:

Landschaftsbild – Eingriff – Ausgleich	€ 20,-
Landschaftsplanung als Entwicklungschance ...	€ 16,-
Directory for Medicinal Plants Conservation	€ 12,-
Untersuchungen zum Heilpflanzenhandel in Deutschland	€ 12,-
Trade Survey of Medicinal Plants in Germany	€ 12,-
Sustainable Development of the Lake Baikal Region	€ 125,-
Biodiversität und Tourismus/Biodiversity and Tourism	€ 50,-
Trade in <i>Prunus Africana</i> and the Implementation of CITES	€ 12,-
The CITES Checklist of Succulent Euphorbia Taxa	€ 12,-
Erhaltung der biologischen Vielfalt	€ 20,-
Untersuchungen zur Transportmortalität/Transport Mortality	€ 12,-
Nachhaltige Nutzung	€ 12,-
Fledermäuse und Fledermausschutz in Deutschland (dt./engl.)	€ 12,-
Botanische Gärten und Biodiversität/Botanic Gardens and Biodiversity	€ 12,-
Musterlösungen im Naturschutz	€ 16,-
Nature Data 1999	€ 12,-
Die seltenen und gefährdeten Farnpflanzen Deutschlands	€ 40,-
Naturschutzbilanzen	€ 12,-
Aaskrähe, Elster und Eichelhäher in Deutschland	€ 12,-
Planzeichen für die örtliche Landschaftsplanung	€ 12,-
Beitrag der deutschen Botanischen Gärten zur Erhaltung der Biologischen Vielfalt und genetischer Ressourcen	€ 12,-
Conservation and Sustainable Use of <i>Adonis vernalis</i>	€ 12,-
Empfehlung des Bundesamtes für Naturschutz zu naturschutzverträglichen Windkraftanlagen	€ 16,-
Treffpunkt Biologische Vielfalt	€ 12,-
Botanische Gärten und Erhaltung Biologischer Vielfalt	€ 12,-
Genetische Ressourcen, traditionelles Wissen und geistiges Eigentum ...	€ 12,-
Landschaftsplanung und ihre Wechselwirkungen zu anderen Fachplanungen	€ 12,-
New Perspectives for Monitoring Migratory Animals	€ 12,-
Biogeography of the OSPAR Maritime Area	€ 12,-
Nachhaltige Erholungsnutzung und Tourismus in Bergbaufolgelandschaften	€ 12,-
Naturschutz und gesellschaftliches Handeln	€ 14,-
Von Fledermäusen und Menschen	€ 12,-
Treffpunkt Biologische Vielfalt II	€ 12,-
Zukunft der Mittelgebirgslandschaften	€ 12,-
Bewertung der Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Amphibien- und Reptilienarten	€ 12,-
The Global Register of Migratory Species	€ 20,-
Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands	€ 18,-
Daten zur Natur 2002	€ 24,-
Chances and Limitations of „ex-situ“ Conservation of Species and Genetic Diversity on a Global Perspective	€ 12,-
Zukunfts faktor Natur-Blickpunkt Wasser	€ 14,-
Naturschutzfachliche Handlungsempfehlungen zur Eingriffsregelung in der Bauleitplanung	€ 12,-
Sicherung von Naturschutzflächen in Bergbaufolgelandschaften	€ 14,-
Pflanzensammlungen in Deutschland, Österreich und der Schweiz	€ 12,-
Treffpunkt Biologische Vielfalt III	€ 12,-
Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe	
Teil 1/Part 1:	€ 38,-
Teil 2/Part 2 in Kombination mit Teil 3/Part 3:	€ 16,-

Im Kohlhammer Verlag erscheinen:

Natur und Landschaft

Bezugspreis: € 62,40 jährlich (zzgl. Versandkosten € 6,30). Für Studenten € 41,80. Einzelheft: € 6,55 (zzgl. Versandkosten).

Kegelrobben (*Halichoerus grypus balticus*) sind ein wichtiger Vertreter der heimischen Fauna und Ausdruck der Artenvielfalt der Flussmündungen und Meere, besonders der Ostsee. Bis in die 20er Jahre des vergangenen Jahrhunderts sind sie an der Küste Vorpommerns nicht nur vorgekommen, sie haben hier mit großer Sicherheit auch Junge aufgezogen.

Vor dem Hintergrund drastischer ostseeweiter Bestandsrückgänge – zunächst verursacht durch die übermäßige Verfolgung als Fischereischädling, später infolge der Belastung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen – formulierte die Helsinki-Kommission 1988 die Empfehlung 9/1 zum Schutz der Robben in der Ostsee, die bis heute Gültigkeit hat.

Aus deutscher Sicht ergibt sich daraus die Frage, welchen nationalen Beitrag Deutschland zum Schutz der Robben in der Ostsee und zu einem möglichen Wiederaufbau heimischer Robbenbestände an der Ostseeküste leisten kann.

Aus diesem Grunde wurden, initiiert vom BfN, 1998 Voruntersuchungen zu einem E+E-Vorhaben „Wiedereinbürgerung der Ostseekegelrobbe (*Halichoerus grypus balticus*) in der deutschen Ostseeregion“ begonnen. Ziel war es, zu prüfen, wie hoch die Wahrscheinlichkeit einer eigenständigen Wiederbesiedlung der deutschen Ostseeküste durch Kegelrobben einzuschätzen ist, ob gegebenenfalls die ökologischen und sozioökonomischen Voraussetzungen für den Start eines Wiederansiedlungsprojektes erfüllt sind und welche Erfolgsaussichten ein derartiges Vorhaben haben würde.

Die Ergebnisse der interdisziplinär angelegten Untersuchungen zeigen, dass die vorpommersche Ostseeküste für eine kleine Population von ca. 100 bis 200 Kegelrobben durchaus gute Lebensbedingungen bietet. Da wegen des geringen Populationsdruckes in den verbliebenen Ostseepopulationen mit einer eigenständigen Wiederbesiedlung der südlichen Ostseeküsten durch die Kegelrobbe in absehbarer Zukunft nicht gerechnet werden kann, würde nur eine gezielte Maßnahme zur unterstützten Ansiedlung den Wiederaufbau eines kleinen heimischen Kegelrobbenbestandes ermöglichen.

Weite Teile der Bevölkerung würden eine solche Initiative unterstützen. Aufgrund des Widerstandes der Küstenfischer in der Region, der sich trotz frühzeitiger Einbeziehung in das Projekt und intensiver Aufklärungsarbeit nicht abbauen ließ, musste von der Realisierung eines entsprechenden Vorhabens jedoch zunächst Abstand genommen werden.

ISBN 3-7843-3726-0



9 783784 337265