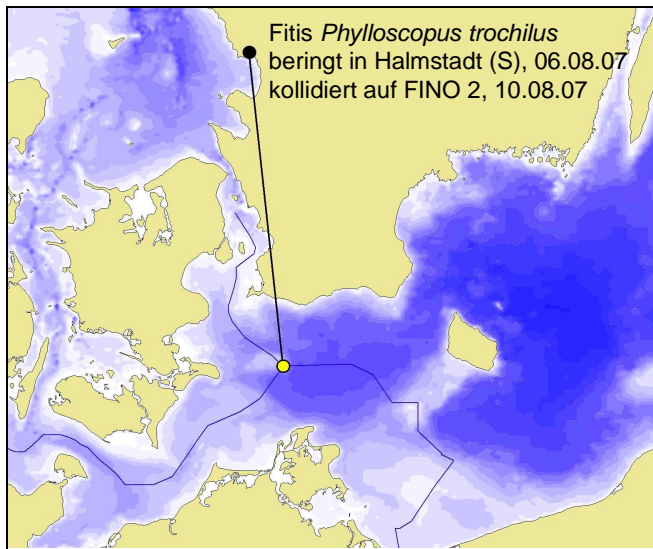


**Ermittlung artbezogener Erheblichkeitsschwellen
von Zugvögeln für das Seegebiet
der südwestlichen Ostsee
bezüglich der Gefährdung des Vogelzuges
im Zusammenhang mit dem Kollisionsrisiko an
Windenergieanlagen**



Abschlussbericht
Bericht vom Juli 2008,
aktualisierte Fassung vom März 2010

Institut für Angewandte Ökologie GmbH
Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie
Mecklenburg-Vorpommern, Beringungszentrale

 **Institut**
für Angewandte Ökologie
Forschungsgesellschaft mbH



Dieses Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit unter dem Förderkennzeichen 0329948 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt der Veröffentlichung liegt bei den Autoren.



Bundesministerium
für Umwelt, Naturschutz
und Reaktorsicherheit

Zitiervorschlag:

Bellebaum, J., Grieger, C., Klein, R., Köppen, U., Kube, J., Neumann, R., Schulz, A., Sordyl, H. & H. Wendeln (2008):

Ermittlung artbezogener Erheblichkeitsschwellen von Zugvögeln für das Seegebiet der südwestlichen Ostsee bezüglich der Gefährdung des Vogelzuges im Zusammenhang mit dem Kollisionsrisiko an Windenergieanlagen. Abschlußbericht. Forschungsvorhaben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (FKZ 0329948). Neu Broderstorf.

 <p>Institut für Angewandte Ökologie Forschungsgesellschaft mbH</p> <p>Institut für Angewandte Ökologie GmbH Alte Dorfstr. 11 18184 Neu Broderstorf</p> <p>Tel. 038204 618-0 Fax 038204 618-10 Email info@ifaoe.de Internet www.ifaoe.de</p>	 <p>Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Beringungszentrale Badenstraße 18 18439 Stralsund Tel. 03831 696243 Fax. 03831 696249 Email beringungszentrale@lung.mv-regierung.de Internet www.lung.mv-regierung.de/beringung/</p>
--	---

IfAO:

Geschäftsführer: Prof. Dr. H. Sordyl
Projektleiter: Dr. J. Kube
Bearbeiter: Dr. J. Bellebaum (Schwellenwerte, Modellierung, Vogelzugerfassung)
Dipl. Geol. C. Grieger (Datenbankprogrammierung)
Dr. R. Klein (Vogelzugerfassung, Ringfundanalyse)
Dipl. Biol. R. Neumann (Ringfundanalyse, anthropogene Mortalität)
Dr. A. Schulz (Karten)
Dr. H. Wendeln (Vogelzugerfassung, Modellierung)

Beringungszentrale LUNG MV:

Dr. U. Köppen (Ringfundanalyse, Modellierung von Überlebensraten)



Zusammenfassung

Die Ermittlung artspezifischer Erheblichkeitsschwellen basiert in diesem Forschungsvorhaben auf Modellierungen von Populationsentwicklungen unter der Annahme artspezifischer Überlebensraten und einer Erhöhung der gegebenen Mortalität durch Kollisionen mit Windenergieanlagen in der südwestlichen Ostsee. Für die Modellierung von Kollisionsraten wurden Basisdaten über Zugrouten, das Zugverhalten und über Zugraten erhoben. Zu diesem Zweck wurde eine Ringfundanalyse für verschiedene Arten durchgeführt und Zugwege und Zugraten durch Sichtbeobachtungen und mittels Radargeräten ermittelt. Die nach StUK (BSH 2007) durchgeführten Untersuchungen wurden mittels Zielfolgeradar validiert. Darüber hinaus wurden Ergebnisse eigener Vogelzuguntersuchungen mittels Zielfolgeradar und automatischem Video-Erfassungssystem in die Analyse des artspezifischen Zugverhaltens einbezogen. Besonderer Wert wurde auch auf das Aufzeigen methodischer Grenzen der Vogelzug-Erfassung und daraus folgenden Wissenslücken gelegt.

Validierung von StUK-Methoden

Kalibrierung vertikal rotierender Schiffsradargeräte. Um die Qualität der Erfassung des Vogelzuges mit Hilfe von Schiffsradargeräten beurteilen zu können, wurden zeitgleiche Messungen mit dem Zielfolgeradar „Superfledermaus“ als Referenz durchgeführt. Eine signifikante Korrelation der Zugraten zeigte, dass auch Schiffsradargeräte den generellen Verlauf der Zugintensität widerspiegeln. Die absoluten Werte wichen jedoch z.T. ab, wobei mit Schiffsradargeräten, vermutlich aufgrund der nicht genau definierten Keulenform, oft höhere Zugraten ermittelt wurden als mit dem Zielfolgeradar. Höhenverteilungen waren ebenfalls vergleichbar, sehr tief fliegende Vögel wurden mit den Schiffsradargeräten jedoch nur unvollständig erfasst.

Tagzug von Kleinvögeln über der Ostsee. Mittels Zielfolgeradar wurden auf Rügen Kleinvogeltrupps verfolgt, die am Tage die Ostsee von Schweden kommend überquerten. Die mittlere Flughöhe über See stieg von 400 m bei Gegenwind auf 1.000 m bei Rückenwind (bis 3.000 m). Nur bei Gegenwind zeigten die Vögel ein deutliches Landeverhalten, während sie bei Rückenwind i.d.R. in großer Höhe weiter zogen. Daraus kann geschlossen werden, dass der Großteil des Tagzuges von Kleinvögeln außerhalb der Sichtweite für Feldbeobachter stattfindet. Ein Vergleich von Zugraten auf Falsterbo und Offshore mit skandinavischen Zugpopulationen bestätigte ebenfalls, dass für viele Arten der sichtbare Anteil des Zuges im Bereich von 5 - 10 % des Gesamtzuges liegt. Da Kleinvögel am Tage vorwiegend in Trupps fliegen (im Gegensatz zum nächtlichen Zug), ist eine Quantifizierung des Tagzuges mittels Radargeräten nicht möglich. Eine repräsentative Erfassung des Kleinvogelzuges am Tage ist daher mit StUK-Methoden nicht möglich.

Artzusammensetzung des nächtlichen Vogelzuges. Bei der Erfassung des nächtlichen Vogelzuges im Bereich der westlichen Ostsee mittels Vertikalradar wird davon ausgegangen, dass primär der Zug von fennoskandinavischen Singvögeln erfasst wird. Diese Annahme konnte mittels Zielfolgeradar bestätigt werden. Die Analyse von Flügelschlagfrequenzen zeigte, dass solitär fliegende Singvögel ca. 90 % der Echos ausmachten, Wasser- und Watvögel dagegen nur ca. 5 %. Der relative Anteil von kleinen Singvögeln (v.a. Rotkehlchen, Laubsänger...) nahm im Vergleich zu großen Singvögeln (z.B. Drosseln) mit der Höhe zu.



Ermittlung von Zugrichtungen des nächtlichen Vogelzuges. Die für die westliche Ostsee angenommene Zugrichtung von ca. 210° im Herbst (bzw. entgegengesetzt im Frühjahr) wurde durch Messungen mit einem horizontal drehenden Schiffsradargerät (Darßer Ort, nur tief fliegende Vögel) und mit Hilfe eines Zielfolgeradars grundsätzlich bestätigt. Für die Berechnung von absoluten Zugraten aus Daten von vertikal drehenden Schiffsradargeräten (vorgeschrieben nach StUK) ist die senkrechte Ausrichtung des Radars zur Zugrichtung Voraussetzung. Diese ist nur bei einem festen Standort zu gewährleisten. Bei Messungen von Schiffen aus, deren heading in Abhängigkeit von Strömung und Windrichtung schwankt werden Zugraten allgemein unterschätzt und Werte aus verschiedenen Nächten sind oftmals nicht quantitativ vergleichbar.

Zugverhalten - Zugraten

Rekonstruktion der Zugwege anhand von Ringwiederfunden. Eine Analyse von Kurzzeitwiederfunden (innerhalb von 5 Wochen) aus dem Datenbestand der Beringungszentrale Hiddensee sowie der schwedischen und finnischen Beringungszentralen Stockholm und Helsinki (südlich des Breitengrades 55° N) ermöglichte die Rekonstruktion von Zugwegen verschiedener Arten, die auf ihrem Zug die westliche Ostsee überqueren. Neben einigen Wasser- und Watvogelarten konzentrierten sich die Analysen vor allem auf nachts ziehende Kleinvögel, da diese am stärksten von Kollisionen mit Offshore-Windenergieanlagen betroffen sein werden. Neben typischen SW-Ziehern (Rotkehlchen, Singdrossel, Teichrohrsänger), ziehen einige Arten eher in Richtung S (Mönchsgrasmücke, Schilfrohrsänger) bzw. Teilpopulationen in Richtung SW und S bis SE (Fitis). Die Mehrzahl der betrachteten Singvögel brütet in Schweden und Finnland. Norwegische Brutvögel ziehen vorzugsweise über die dänischen Inseln bzw. die Nordsee. Die Ergebnisse der Ringfundanalysen bildeten eine wesentliche Basis für die Abschätzung der Größe von Zugpopulationen zur Modellierung von Kollisionsraten.

Wettereinfluss auf das Zugverhalten. Zugphänologien und Zugwege unterliegen wetterbedingten Variationen, die Einfluss auf die generelle Erfassbarkeit des Zuggeschehens haben. Als Beispiele werden das Zugverhalten von Trauerenten, Eiderenten und Seetauchern in der westlichen Ostsee in Abhängigkeit von Wetterparametern beschrieben. Windrichtung und Windstärke (bilden zusammen die Rückenwindkomponente *tail wind component* TWC) bestimmen Zugphänologien (aktive Selektion von Rückenwindsituationen) und Flughöhen (niedrig bei Gegenwind) und verdeutlichen die hohe Dynamik des Zuggeschehens. Deshalb sind kontinuierliche Langzeitbeobachtungen erforderlich, die zur Beschreibung des sichtbaren Vogelzuges im Offshorebereich bisher nicht möglich waren.

Zugverhalten von fakultativen Thermikseglern. Kranichzug fand hauptsächlich bei Rückenwind vornehmlich in den unteren 400 m statt (mittlere Flughöhe über See: 302 m im Frühjahr, 335 m im Herbst, Unterschied n.s.). Unterhalb von 200 m bewegten sich ca. 30 % der Kranichtrupps. Die Flughöhe nahm im Herbst von Gegenwind über „neutralen“ Wind bis zu Rückenwind kontinuierlich zu, im Frühjahr waren die Flughöhen bei Rückenwind geringer als im Herbst. Die Fluggeschwindigkeiten über See waren im Frühjahr höher als im Herbst. Auch über See wurden kreisende Bewegungen mit Höhengewinn beobachtet. Das Flugverhalten verdeutlicht eine mögliche Barrierewirkung im Bezug auf Offshore-Windparks. Da Kranichzug vornehmlich am Tage und bei guter Sicht stattfindet, sind Ausweichreaktionen zu erwarten. Entsprechende Untersuchungen im Offshore-Bereich sind jedoch erforderlich. Für den Greifvogelzug hat die „Vogelfluglinie“ für viele Arten eine hervorragende Bedeutung. Dies gilt vor allem für den



Herbstzug, während im Frühjahr die Ostsee oft auch von anderen Orten aus überquert wird, z.B. vom Darßer Ort oder von Rügen.

Zugraten von Wasservögeln. Anhand von eigenen Sichtbeobachtungen an verschiedenen Orten entlang der westlichen Ostsee wurden für Trauerenten, Stern- und Prachtaucher sowie für Eiderenten Zugraten ermittelt, die zusammen mit bereits bekannten Beobachtungsdaten zur Beschreibung der räumlichen Verteilung von Zugwegen für diese Arten dienen.

Nächtlicher Vogelzug über der Ostsee. Mit Hilfe von vertikal rotierenden Schiffsradargeräten wurden von 2002 bis 2006 an verschiedenen Küstenstandorten (Darßer Ort, Rügen, Klützhöved, Fehmarn) sowie auf der Ostsee (von Schiffen aus; Kriegers Flak, Adlergrund, Plantagenetgrund) Zugraten ermittelt, die dazu dienen sollten, einen Eindruck über die räumliche Verteilung des nächtlichen Zuges zu erhalten. Die höchsten nächtlichen Zugintensitäten wurden an den Landstandorten Darßer Ort und Fehmarn registriert (Mittelwert über Frühjahr: ca. 1.000 Echos \cdot h $^{-1}$ km $^{-1}$, Herbst: ca. 500-650 Echos \cdot h $^{-1}$ km $^{-1}$). Die maximalen nächtlichen Zugraten waren auf Fehmarn am höchsten und lagen im Frühjahr bei 5.228 Echos \cdot h $^{-1}$ km $^{-1}$ (höchsten Stundenwerte: ca. 15.000 Echos \cdot h $^{-1}$ km $^{-1}$). Auf Rügen lagen die Raten etwa bei der Hälfte, und synchrone Messungen auf Fehmarn und Rügen ergaben einen identischen Zugverlauf, jedoch mit geringeren Werten auf Rügen. In den Offshore-Gebieten wurden deutlich geringere Zugraten gemessen. Die geringen Zugraten auf See kommen vermutlich durch die lückenhafte Erfassung sowie die unzureichende Konstanz der Erfassungsbedingungen zustande (nicht korrekte Ausrichtung des Radars in Bezug zur Zugrichtung). Die Daten lassen darauf schließen, dass entlang der „Vogelfluglinie“ über die dänischen Inseln und Fehmarn auch nachts höhere Zugraten vorkommen mit abnehmenden Raten in östliche Richtung. Der Jahreszeitenvergleich ergab dabei in allen Fällen (bis auf Kriegers Flak) höhere Zugraten im Frühjahr im Vergleich zum Herbst und widerspricht damit den Erwartungen (Herbst höherer Zug, da hoher Jungvogelanteil). Als Ursache hierfür werden zunächst technische Einschränkungen bei der Erfassbarkeit niedrig fliegender Vögel mittels Vertikalradar vermutet. Die nächtlichen Zugbewegungen fanden im Herbst an den Landstandorten in tieferen Schichten statt als im Frühjahr. Der Anteil unterhalb von 200 m fliegenden Vögel lag im Frühjahr zwischen etwa 22 (Fehmarn, Darßer Ort) und 40 % (Rügen), im Herbst zwischen 25-30 (Fehmarn, Darßer Ort) und 44 % (Rügen). Der Zug in den Offshore-Gebieten verlief im Frühjahr tiefer als an den Landstandorten (Ausnahme: Rügen), im Herbst waren dagegen kaum Unterschiede zu sehen. Hohe Zugintensitäten waren dabei mit hohen mittleren Flughöhen verbunden. Die Erfassungsschwächen von Schiffsradargeräten im bodennahen Bereich verursachen eine deutliche Unterschätzung des Zugvolumens in tiefen Schichten. So wurden im Frühjahr und Herbst mit dem Zielfolgeradar „Superfledermaus“ Zuganteile von ca. 50 % unterhalb von 200 m auf Rügen ermittelt. Von den Wetterparametern war die Rückenwindkomponente der wichtigste Faktor zur Erklärung der saisonal schwankenden Zugintensitäten, wobei im Herbst eine deutlichere Windselektion zu beobachten war als im Frühjahr. Gegenwind verursachte geringe Zughöhen.

Kollisionsmodellierung

Ausgehend von der Analyse des Zugverhaltens wurde das Kollisionsrisiko ausschließlich für den nächtlichen Zug von Kleinvögeln analysiert, da nur diese als besonders gefährdet angesehen werden (Zug in Dunkelheit; hohes Zugvolumen, starke Lockwirkung künstlicher Lichtquellen). Für die Kollisionsmodellierung wurde ein mathematisches Modell nach BAND et al. (2005) verwendet.



Die Kollisionsraten sind „no avoidance“-Werte, d.h. sie berücksichtigen keine Reaktion der Vögel gegenüber den Anlagen (Ausweichbewegungen oder Attraktion durch Licht) Darauf aufbauend wird die Variation von Kollisionsopfern aufgrund von Meideverhalten und Attraktionswirkungen betrachtet und Spannweiten für mögliche Zahlen von Kollisionsopfern angegeben (Meideverhalten von 90 bis 0 %). Eine Erhöhung der Opferzahlen kann durch Attraktionswirkungen stattfinden, die nach Auswertungen von Radar- und Kameradaten auf der Forschungsplattform FINO 2 in etwa 5 (bis 10) % der Nächte stattfindet).

Für insgesamt 19 Windparks in der Ostsee (in Betrieb, genehmigt und geplant) wurden für verschiedene Arten Kollisionszahlen und Populationsanteile unter verschiedenen Szenarien berechnet: verschiedene Windstärken und –richtungen, verschiedene Berechnungsgrundlagen des Zugvolumens, verschiedene Zeitbezüge. Als Eingangsparameter wurden verwendet: 1) Maße und Kennwerte der jeweiligen Windenergieanlagen/Windparks, 2) Maße und Fluggeschwindigkeiten der Vogelarten und 3) Zugvolumen nach eigenen Radarmessungen sowie nach dem theoretischen Zugvolumen anhand der skandinavischen Brutbestände.

Die modellierte Kollisionswahrscheinlichkeit eines Vogels, der durch den Rotorbereich einer Windenergieanlage fliegt, schwankte zwischen 0,02 und 0,16. Die Kollisionswahrscheinlichkeit war bei hohen Windgeschwindigkeiten und bei Gegenwind am höchsten, während die Variation zwischen verschiedenen Anlagentypen eher gering war. Die Anzahl kollidierender Individuen je Art hängt im verwendeten Modell primär vom Zugvolumen ab und erreichte von den betrachteten Arten (Rotkehlchen, Singdrossel, Fitis, Neuntöter, Walschnepfe und Wachtelkönig) erwartungsgemäß beim Fitis die höchsten Werte (ca. 24.000 bis 240.000 Vögel pro Jahr bei voller Ausbaustufe; Mittel aus Windszenarien und Brutbestände als Berechnungsbasis; Annahme eines Meidverhaltens von 90 bis 0 %). Die betroffenen Populationsanteile lagen bei voller Ausbaustufe im Bereich von 0,07 bis 0,7 % beim Wachtelkönig und 0,1 bis 1,1 % beim Rotkehlchen (Berechnungsszenario: Mittel aus Windszenarien, Zugvolumen nach Brutbeständen, Zeitbezug: gesamter Jahresverlauf). Bei voller Ausbaustufe lagen die modellierten Kollisionsraten für alle nachts ziehenden Singvögel zusammen bei ca. 100 bis 1.000 Vögeln pro Anlage und Jahr. In der Gesamtsumme ist mit jährlichen Kollisionsopfern dieser Vogelgruppe im Bereich von ca. 190.000 bis 1,9 Millionen Vögeln auszugehen (67.000 bis 670.000 Vögel bei bereits genehmigten Parks). Aufgrund fehlender realer Messdaten zum Meideverhalten, zur Lockwirkung und zur Kollisionsrate dieser Vogelgruppe ist derzeit nicht zu beurteilen, ob die theoretisch berechneten Werte den realen Bedingungen entsprechen werden. Weiterhin unterliegen viele Eingangsvariablen in die Modellierung hohen Schwankungen und Unsicherheiten, bzw. es werden vereinfachende Annahmen getroffen. Deshalb ist auf der Basis des heutigen Kenntnisstandes keine sichere Aussage zu Kollisionsraten und Vogelschlagopfern an Windenergieanlagen möglich. Ausgehend von Erkenntnissen an anderen beleuchteten technischen Anlagen auf See ist *a priori* von mittleren Kollisionsraten >100 Vögel pro Anlage und Jahr auszugehen. Ansprüche und Forderungen an zukünftige Untersuchungen im Rahmen des betriebsbegleitenden Monitorings und Modellierungen zur Präzisierung der Kollisionsratenschätzung werden formuliert.

Modellierung von Überlebensraten

In diesem Kapitel wurden für ausgewählte Vogelarten (Arten mit hinreichend großem Datenbestand) mittlere Überlebensraten modelliert, die anschließend als Eingangsparameter für ein Populationsmodell dienen. Die Modellierung erfolgte mit der Software MARK unter



Verwendung von Beringungen und Rückmeldungen aus dem Datenbestand der Beringungszentrale Hiddensee. Es wurden je nach Struktur der Daten entweder Cormack-Jolly-Seber-Modelle (CJS-Modelle) für Wiederfänge und Ringablesungen oder Modelle nach Burnham für kombinierte Daten aus Toffunden und Wiederfängen verwendet. Die beiden statistischen Verfahren eignen sich unter folgenden Bedingungen zur Ermittlung von Überlebensraten aus der Datenbank einer Beringungszentrale:

Bei auf dem Zug oder im Winterquartier stark bejagten Arten, für die genügend Totfunde vorliegen, liefern große Stichproben brauchbare Ergebnisse, die Nutzung der Daten mehrerer Zentralen könnte die Ergebnisse noch verbessern. Voraussetzung ist eine hinreichende Rückmelderate, die durch die Beringungszentrale nur schwer zu beeinflussen ist. In Zukunft bedeutet diese u. U. ein Hindernis für neue Auswertungen.

Für die auf Fang-Wiederfang-Daten (d. h. ohne Rückmeldungen toter Vögel) beruhenden CJS-Modelle ist eine Vorauswahl von Datensätzen aus begrenzten Gebieten mit mehrjährig intensiver Fangaktivität von entscheidender Bedeutung. Der Fang von Durchzüglern ist aufgrund der geringen Wiederfangwahrscheinlichkeit auch dann nicht für die Ermittlung von Überlebensraten geeignet, wenn jährlich große Mengen von Vögeln beringt werden.

Ein Vergleich mit skandinavischen Literaturangaben zeigt, dass die anhand ostdeutscher Beringungsdaten ermittelten Überlebensraten auch auf Vogelpopulationen anderer Ostseeländer anwendbar sind. Eine Verbesserung der Modellergebnisse könnte erreicht werden, indem eine erneute Analyse mit den Beringungs- und Wiederfunddaten aller Ostseeanrainer-Staaten durchgeführt werden würde.

Modellierung von Populationsentwicklungen

Für fünf Zugvogelarten wurden mittels Leslie-Matrix-Modellen die Auswirkungen der in der Kollisionsmodellierung ermittelten zusätzlichen Verluste an Offshore-Windparks ermittelt. Dabei wurden vier Szenarien untersucht: (1) Verluste durch 8 existierende bzw. genehmigte Offshore-Windparks, (2) Verluste durch insgesamt 19 Offshore-Windparks, (3) Verluste von 1 % der Bestände und (4) Verluste von 5 % der Bestände. Für alle Arten wurden sowohl dichteunabhängige als auch dichteabhängige Modelle berechnet. Die im Kollisionsmodell beschriebenen Unsicherheiten wirken sich dabei auch auf das die Szenarien 1 und 2 des Populationsmodells aus, nicht jedoch auf die Varianten 3 und 4 mit den Berechnungen für 1 und 5 % der Bestände.

Eine Sensitivitätsanalyse ergab (übereinstimmend mit populationsbiologischen Studien an anderen Arten in Großbritannien) für alle Arten, dass Veränderungen der Überlebensraten durchgehend einen wesentlichen Einfluss auf die Bestandsentwicklung haben und von größerer Bedeutung sind als Änderungen der Reproduktion. Dies widerspricht einer verbreiteten Auffassung, dass die Bestände von Vogelarten mit relativ geringer Lebenserwartung vorrangig von Veränderungen der Reproduktion beeinflusst werden. Demnach ist die Annahme unzulässig, dass die vorrangig kollisionsgefährdeten Arten die Verluste an Offshore-Windparks durch erhöhten Bruterfolg ausgleichen könnten.

Die Populationsmodelle zeigen, dass ein Schwellenwert von 5 % auch für dichteabhängige Singvogelpopulationen eine erkennbare Gefahr signifikanter Populationsänderungen bergen würde. Ein Schwellenwert von 1 % ist nicht mit hinreichender Sicherheit pauschal als ungefährlich



anzusehen. Für Populationen, deren Wachstum über längere Zeit (mehrere Jahre) nicht dichtelimitiert ist, wäre ein Schwellenwert von 1 % sehr wahrscheinlich zu hoch, für dichtelimitierte Populationen hängt die Eignung eines 1 %-Schwellenwertes von der genauen Wirkung/Form der Dichteabhängigkeit ab.

Die wesentliche Voraussetzung für eine (maximale) Kompensation von Verlusten (Population tatsächlich an der Kapazitätsgrenze mit starker dichteabhängiger Wachstumsdämpfung) dürfte bei vielen der betroffenen Arten in der Realität nicht erfüllt sein.

Ermittlung von Erheblichkeitsschwellen

Hierzu wurde ein Verfahren entwickelt, mit dem bereits aufgrund sehr weniger populationsbiologischer Parameter ein artspezifischer Schwellenwert für vertretbare zusätzliche Verluste (z. B. durch Kollisionen and Offshore-Windparks) ermittelt werden kann. Die Schwellenwerte (ML = mortality limit) wurden nach einer vergleichsweise einfachen Formel berechnet:

$$ML = N_{\min} \frac{1}{2} (\lambda_{\max} - 1) f$$

Darin sind N_{\min} eine Schätzung der minimalen Populationsgröße und λ_{\max} die maximale Populationswachstumsrate. Der „recovery factor“ f soll eine Überschätzung der vertretbaren Verluste aufgrund ungenauer Eingangsgrößen verhindern und erhält den Wert 0,2 für ungefährdete und 0,1 für gefährdete Populationen. Die Wachstumsrate λ_{\max} kann auf unterschiedliche Weise ermittelt werden. Bei geringen populationsbiologischen Kenntnissen über die betroffenen Arten bzw. Populationen lässt sich λ_{\max} allein aufgrund der Überlebensrate der Altvögel und dem Alter bei Erreichen der Fortpflanzungsfähigkeit berechnen.

Der entscheidende Vorteil dieses Verfahrens ist die Unabhängigkeit von zahlreichen Einschränkungen, die u.a. die Anwendbarkeit von Populationsmodellen zur Bestimmung von praxistauglichen Schwellenwerten erschweren. Das Verfahren bietet mehrere Vorteile:

- Schwellenwerte können bereits vor Errichtung eines Offshore-Windparks und damit vor Eintreten der Verluste festgelegt werden
- Es erfordert eine sehr geringe Zahl an Eingangsgrößen
- Es ist unabhängig von der Kenntnis der Kapazitätsgrenze und Dichteabhängigkeit
- Es ist konservativ und entspricht so dem Vorsorgeprinzip
- Die Anwendung ist bereits am Beispiel von Meeressäugern und Seevögeln erprobt und international anerkannt

Zur Übertragung auf Vogelarten mit geringerer Lebenserwartung wurde die Verwendbarkeit einer Eingangsgröße (f) durch Computersimulation überprüft und bestätigt. Die Anwendung des Verfahrens wird anhand von 43 Zugvogelarten demonstriert, für fünf Arten erfolgt ein Vergleich mit Ergebnissen der Populationsmodellierung. Im Ergebnis wird ein „Ampel“-System empfohlen, nach dem für jede Art drei gestaffelte Schwellenwerte ermittelt werden können:

- Verluste unterhalb der „grünen“ Schwelle von 0,08%-1,3% sind unbedenklich



- Verluste im Bereich der „gelben“ Schwelle von 0,3%-2,75% sollten Minderungsmaßnahmen auslösen
- Verluste nahe/oberhalb der „roten“ Schwelle von 0,7%-6,9% stellen mit großer Sicherheit eine Gefährdung der Population dar

Bei stark gefährdeten oder sehr kleinen Populationen hat das hier entwickelte Verfahren den Nachteil, dass es keine stochastischen Schwankungen berücksichtigt. In diesen Fällen sollte zur Sicherheit zusätzlich eine Populationsgefährdungsanalyse (PVA) mit stochastischer Modellierung durchgeführt werden.

Synthese

Ausgehend von den wesentlichen Ergebnissen des Projektes werden Handlungsempfehlungen für Politik, Behörden und Betreiber von Offshore-Windparks formuliert:

1. Initiierung und Umsetzung einer internationalen Raumordnung für Nord- und Ostsee in Bezug auf Nutzungen, die in Summation eine Gefährdung der Meeresumwelt bewirken können,
2. Fortsetzung der Erforschung des Vogelzuges im Ostseeraum zur Erhebung von Grundlagendaten, die für eine internationale Raumordnung benötigt werden,
3. Fortsetzung der Erforschung des Vogelzuges mit dem Ziel der Verbesserung der Vorhersagegenauigkeit von populationsbiologisch wirksamen Effekten im Zusammenhang mit dem Kollisionsrisiko an Offshore-Windenergieanlagen,
4. Fortsetzung der Entwicklung technischer Möglichkeiten zur Quantifizierung des nächtlichen Vogelzuges und zur Erfassung von Vogelschlag an Offshore-Windenergieanlagen (Radar- und Kamerasysteme),
5. Entwicklung eines baltischen Vorhersagemodells für den Vogelzug mit dem Ziel der Anwendung im Zusammenhang mit der Reduktion von Vogelschlag durch vorübergehendes Abschalten von Offshore-Windparks in besonders kritischen Nächten,
6. Entwicklung von technischen Lösungen zur Vermeidung von Vogelschlag in Offshore-Windparks (Hauptziel: Reduktion/Optimierung der Verkehrssicherheitsbeleuchtung, Nebenziel: Entwicklung von Abschaltmöglichkeiten im Falle zu erwartender Massenkollisionsnächte),
7. Prüfen von Möglichkeiten zur Implementierung von Ausgleichs- und Ersatzleistungen für Offshore-Windparks in der ausschließlichen Wirtschaftszone, die gezielt negative Auswirkungen auf den Vogelzug kompensieren können.

Darüber hinaus erfolgt auf Basis einer zusammenfassenden Beurteilung des erreichten Kenntnisstandes eine Validierung der gegenwärtig im StUK festgelegten Methoden für das betriebsbegleitende Monitoring. Es werden Vorschläge für weiterführende Untersuchungen unterbreitet, um bestehende Kenntnislücken schließen zu können.



Inhaltsverzeichnis

	Seite
Zusammenfassung	I
Inhaltsverzeichnis	VIII
Tabellenverzeichnis	XIII
Abbildungsverzeichnis	XIX
1 Einleitung	1
1.1 Anlass	1
1.2 Aufgabenstellung	3
1.3 Herangehensweise	4
1.4 Projektziele	7
2 Zugverhalten – Zugraten	8
2.1 Einleitung	8
2.2 Kurzdarstellung der generellen Vogelzug-Systeme im Ostseeraum	9
2.3 Analyse von Kurzzeitwiederfunden	10
2.3.1 Einleitung	10
2.3.2 Methoden	12
2.3.3 Ergebnisse und Diskussion	13
2.3.3.1 Wasservögel und Limikolen	13
2.3.3.1.1 Krickente (<i>Anas crecca</i>)	13
2.3.3.1.2 Flussuferläufer (<i>Actitis hypoleucos</i>)	16
2.3.3.1.3 Alpenstrandläufer (<i>Calidris alpina</i>)	20
2.3.3.2 Landvögel	25
2.3.3.2.1 Buchfink (<i>Fringilla coelebs</i>)	26
2.3.3.2.2 Rotkehlchen (<i>Erithacus rubecula</i>)	29
2.3.3.2.3 Singdrossel (<i>Turdus philomelos</i>)	33
2.3.3.2.4 Wintergoldhähnchen (<i>Regulus regulus</i>)	37
2.3.3.2.5 Mönchsgrasmücke (<i>Sylvia atricapilla</i>)	42
2.3.3.2.6 Schafstelze (<i>Motacilla flava</i>)	46
2.3.3.2.7 Schilfrohrsänger (<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>)	49
2.3.3.2.8 Teichrohrsänger (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>)	51
2.3.3.2.9 Fitis (<i>Phylloscopus trochilus</i>)	55
2.3.4 Zusammenfassung	58
2.4 Erfassung des aktiven Vogelzuges	60
2.4.1 Methoden	60



2.4.1.1	Erfassung des aktiven Vogelzuges gemäß StUK (BSH 2007)	60
2.4.1.1.1	Sichtbeobachtungen	60
2.4.1.1.2	Vertikalradar	64
2.4.1.2	Erfassung des aktiven Zuges mit weiteren Methoden	68
2.4.1.3	Datenauswertung	70
2.4.1.3.1	Sichtbeobachtung	70
2.4.1.3.2	Vertikalradar	70
2.4.1.3.3	Wetteranalysen und weitere Berechnungsgrundlagen	72
2.4.1.4	Validierung von StUK-Methoden	75
2.4.1.4.1	Kalibrierung von Schiffsradargeräten	75
2.4.1.4.2	Erfassbarkeit des Tagzuges von Kleinvögeln	77
2.4.1.4.3	Artzusammensetzung und Flughöhen des nächtlichen Vogelzuges	79
2.4.1.4.4	Ermittlung von Zugrichtungen als Grundlage für korrekte Quantifizierungen	82
2.4.2	Ergebnisse und Diskussion	85
2.4.2.1	Zugverhalten - Zugtypen	85
2.4.2.1.1	Wasservögel: Wettereinfluss auf das Zugverhalten	85
2.4.2.1.2	Landvögel, Thermiknutzer: Kranichzug	89
2.4.2.1.3	Landvögel, Ruderflieger – Tagzug	95
2.4.2.1.4	Landvögel, Ruderflieger – Nachtzug	100
2.4.2.1.4.1	Höhenverteilung	100
2.4.2.1.4.2	Wettereinflüsse auf nächtlichen Vogelzug	107
2.4.2.2	Zugraten	111
2.4.2.2.1	Vogelbestände und Bestandstrends in Schweden/Finnland	111
2.4.2.2.2	Wasservögel	113
2.4.2.2.3	Landvögel, fakultative Thermiknutzer	124
2.4.2.2.4	Landvögel, Ruderflieger – Tagzug	128
2.4.2.2.5	Landvögel, Ruderflieger – Nachtzug	130
2.4.2.2.5.1	Zugraten im Vergleich von Schiffsradargeräten und Zielfolgeradar	131
2.4.2.2.5.2	Räumlich-zeitliche Verteilung der Zugintensitäten	135
2.4.2.2.5.3	Zugintensitäten im Verlaufe der Nacht	141
2.4.2.2.6	Diskussion	142
2.4.3	Methodendiskussion	144
2.4.4	Schlussfolgerungen	147
3	Modellierungen	149
3.1	Einleitung	149
3.2	Artenauswahl für Modellierungen	149
3.3	Modellierung von Kollisionsraten	151
3.3.1	Einleitung	151
3.3.2	Methoden	152
3.3.2.1	Modelldarstellung	152



3.3.2	Eingangsdaten in Modellierung	159
3.3.3	Ergebnisse	163
3.3.3.1	Kurzdarstellung des derzeitigen Kenntnisstandes über Kollisionen mit Windenergieanlagen und mögliche Einflussfaktoren	163
3.3.3.2	Kollisionswahrscheinlichkeit mit Einzelanlagen für verschiedene Arten	166
3.3.3.3	Kumulative Kollisionsraten: Rotkehlchen	169
3.3.3.4	Kumulative Kollisionsraten: Singdrossel	175
3.3.3.5	Kumulative Kollisionsraten: Neuntöter	176
3.3.3.6	Kumulative Kollisionsraten: Fitis	178
3.3.3.7	Kumulative Kollisionsraten: Wachtelkönig und Waldschnepfe	179
3.3.3.8	Kollisionsraten pro Anlage und Jahr	181
3.3.4	Diskussion	184
3.3.4.1	Methodendiskussion	184
3.3.4.2	Ergebnisdiskussion	193
3.3.4.2.1	Kollisionsraten mit Einzelrotoren	193
3.3.4.2.2	Kumulative Kollisionsraten	194
3.3.5	Schlussfolgerungen	197
3.4	Quantifizierung der Mortalität für die betroffenen Populationen: Ermittlung von Überlebensraten aus Ringfunddaten	198
3.4.1	Einleitung	198
3.4.2	Datengrundlage	198
3.4.3	Methoden	199
3.4.3.1	Export aus der Ringfunddatenbank	199
3.4.3.2	Modellierung von Überlebensraten mit MARK	200
3.4.4	Ergebnisse	202
3.4.4.1	Wachtelkönig (<i>Crex crex</i>)	202
3.4.4.2	Uferschwalbe (<i>Riparia riparia</i>)	205
3.4.4.3	Singdrossel (<i>Turdus philomelos</i>)	207
3.4.4.4	Rotkehlchen (<i>Erithacus rubecula</i>)	209
3.4.4.5	Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>)	212
3.4.4.6	Rohrhammer (<i>Emberiza schoeniclus</i>)	214
3.4.5	Diskussion	217
3.5	Modellierung der Populationsdynamik von Zugvögeln im südlichen Ostseeraum	220
3.5.1	Einleitung	220
3.5.2	Methoden	220
3.5.2.1	Vereinfachende Modellannahmen	221
3.5.2.2	Leslie-Matrix-Modell und Eingangsgrößen	222



3.5.3	Modelle	228
3.5.3.1	Wachtelkönig (<i>Crex crex</i>)	228
3.5.3.2	Waldschnepfe (<i>Scolopax rusticola</i>)	230
3.5.3.3	Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>)	232
3.5.3.4	Singdrossel (<i>Turdus philomelos</i>)	234
3.5.3.5	Rotkehlchen (<i>Erithacus rubecula</i>)	236
3.5.4	Diskussion	237
3.6	Ermittlung populationsbiologischer Schwellenwerte für Zugvögel im Ostseeraum	242
3.6.1	Einleitung	242
3.6.2	Methoden	242
3.6.3	Ergebnisse	244
3.6.4	Diskussion	248
4	Anthropogene Mortalität	251
4.1	Hauskatzen	252
4.2	Kollisionen	252
4.2.1	Fahrzeuge	252
4.2.1.1	Straßenverkehr	252
4.2.1.2	Eisenbahn	253
4.2.1.3	Flugzeug	253
4.2.1.4	Schifffahrt	254
4.2.2	Vertikale Strukturen	254
4.2.2.1	Kollision bei Nacht	254
4.2.2.2	Kollisionen am Tag	256
4.2.2.3	Kollisionen bei Tag und Nacht	257
4.3	Seevogel-Mortalität	259
4.4	Jagd und Wilderei in Europa	259
4.5	Übersicht anthropogene Mortalität	261
5	Synthese	265
5.1	Hauptergebnisse des Forschungsvorhabens	265
5.2	Die Eignung der im Zuge von Basisuntersuchungen für die Genehmigung von Offshore-Windparks erhobenen Daten zum Vogelzug für die Beurteilung möglicher kumulativer Effekte	269
5.2.1	Analyse von Ringfunden	269



5.2.2	Sichtbeobachtungen als Grundlage für die Beschreibung von Zugruten und -wegen	269
5.2.3	Radarbeobachtungen als Grundlage für die Beschreibung von Zugruten und -wegen	270
5.3	Empfehlung von Untersuchungen, die zum Schließen von Erkenntnislücken beitragen könnten	271
5.3.1	Untersuchung des Zugverhaltens	271
5.3.2	Modellierung des Kollisionsrisikos	271
5.3.3	Abgrenzung betroffener Zugpopulationen	272
5.3.4	Modellierung von Überlebensraten	272
5.3.5	Populationsmodellierung	272
5.4	Validierung der Untersuchungsmethoden des StUK (BSH 2007) mit dem Ziel der Ableitung methodischer Empfehlungen für das bau- und betriebsbegleitende Monitoring	273
5.5	Handlungsempfehlungen	275
6	Danksagung	281
7	Literatur- und Quellenverzeichnis	282
8	Glossar	305
9	Anhang	309
9.1	Beobachtungsgebiete	309
9.2	Populationsgrößen und -trends	310
9.3	Radaruntersuchungen	314
9.4	Kollisionsmodellierung	316



Tabellenverzeichnis

	Seite
Tab. 1: Bestandsschätzungen für Zugvögel verschiedenen Flugtyps im südlichen Ostseeraum (Angaben gelten nur für die Herbstsaison; errechnet nach HEATH et al. 2000 und Skov et al. 1998).	8
Tab. 2: Anzahl der je Art und Beringungszentrale berücksichtigten Kurzzeitwiederfunde (bis max. 35 Tage nach der Beringung; genaue Selektion: s.o.).	12
Tab. 3: Zeitliche Verteilung der Sichtbeobachtungen in verschiedenen Untersuchungsgebieten und Summe der Beobachtungstage (d) bzw. -stunden (h).	62
Tab. 4: Technische Merkmale der verwendeten Radargeräte.	65
Tab. 5: Untersuchungsaufwand je Gebiet und Monat sowie die Anzahl verwertbarer/nicht verwertbarer Radar-Aufnahmen.	67
Tab. 6: Zusammenstellung der Korrekturschritte und Kurzbeschreibung der entsprechenden Verfahren zur Berechnung von Durchflussraten.	70
Tab. 7: Zugrichtungen verschiedener nachts ziehender Vogelarten (bzw. -gruppen) in Südschweden im Herbst. Codierungen: Methode: A: Beringung/Widerfund, B: Infrarot-Kamera; C: Radiotelemetrie; Quelle: 1) SANDBERG & ÅKESSON 1999, 2) ZEHNDER et al. 2001, 3) ÅKESSON et al. 2001, 4) ÅKESSON 1999.	84
Tab. 8: Korrelation der Zugrate von Trauerenten und Seetauchern im März/April mit verschiedenen Wetterparametern (Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman, * p < 0,05, *** p < 0,005, ns = nicht signifikant).	87
Tab. 9: Mittlere Flug-, Eigen- und Windrichtungen von Kranichen während des Herbst- und Frühjahrszuges.	93
Tab. 10: Mittlere Flug- und Eigengeschwindigkeiten [$m*s^{-1}$] von Kranichen während des Herbst- und Frühjahrszuges über Land und über See. Vergleich der Jahreszeiten: T-Test, * p < 0,05, *** p < 0,005, ns = nicht signifikant.	93
Tab. 11: Mittlere Zugrichtungen, Heading (Eigenrichtung) und Windrichtung an ausgewählten Tagen mit hohem Zugaufkommen. r = Vektorlänge, sd = zirkuläre Standardabweichung, n = Anzahl Tracks.	98
Tab. 12: Höhenverteilung der Echos (%; Nachtzug) in 3 Höhenstufen im Vergleich von Frühjahrs- und Herbstzug (korrigierte Daten). Maximale Flughöhen und der Anteil Echos über 1.500 m Höhe aus unkorrigierten Daten.	102
Tab. 13: Korrelation zwischen Zugintensität ($Echos*h^{-1}*km^{-1}$) und verschiedenen Wetterparametern an verschiedenen Orten und Jahreszeiten (r: Korrelationskoeffizient nach Spearman; p: Signifikanzwahrscheinlichkeit).	108
Tab. 14: Durchzugsraten ($Ind. *h^{-1}$, $mw \pm sd$ = Mittelwert \pm Standardabweichung; max. = maximale Durchzugsrate) von Trauerenten (n Ind. = Anzahl Individuen; d Beob. = Tage der Zugperiode gesamt/Tage mit positiven Beobachtungen) an verschiedenen Orten der westlichen Ostsee im Frühjahr und Herbst. Zugperiode: I/3-II/4 I/8II/11.	114
Tab. 15: Durchzugsraten ($Ind. *h^{-1}$, $mw \pm sd$ = Mittelwert \pm Standardabweichung; max. = maximale Durchzugsrate) von Sterntauchern (n Ind. = Anzahl Individuen; d Beob. = Tage der Zugperiode gesamt/Tage mit positiven Beobachtungen) an verschiedenen Orten der westlichen Ostsee im Frühjahr und Herbst. Zugperiode: I/1-I/5; III/8-I/12.	118



Tab. 16:	Anzahlen von Stern- und Prachttauchern an verschiedenen Beobachtungsorten während des Frühjahrs- und Herbstzuges sowie das Verhältnis beider Arten zueinander. Die Zahlen beruhen an den verschiedenen Orten auf unterschiedliche Zeiträume (s. Fußnote), d.h. Vergleichbarkeit nur innerhalb des Standortes bzw. der Verhältniszahlen.	120
Tab. 17:	Durchzugsraten (Ind. $\cdot h^{-1}$, mw \pm sd = Mittelwert \pm Standardabweichung; max. = maximale Durchzugsrate) von Prachttauchern (n Ind. = Anzahl Individuen; d Beob. = Tage der Zugperiode gesamt/Tage mit positiven Beobachtungen) an verschiedenen Orten der westlichen Ostsee im Frühjahr und Herbst. Zugperiode: I/1-II/5; I/9-II/12.	121
Tab. 18:	Durchzugsraten (Ind. $\cdot h^{-1}$, mw \pm sd = Mittelwert \pm Standardabweichung; max. = maximale Durchzugsrate) von Eiderenten (n Ind. = Anzahl Individuen; d Beob. = Tage der Zugperiode gesamt/Tage mit positiven Beobachtungen) an verschiedenen Orten der westlichen Ostsee im Frühjahr und Herbst. Zugperiode: I/1-II/5; I/9-II/12.	124
Tab. 19:	Vergleich synchron beobachteter Greifvögel (Anzahl Individuen) während des Herbstzuges am Darßer Ort (DO) und in Falsterbo (Fbo). Datengrundlage: exakt synchron beobachtete Tage.	125
Tab. 20:	Vergleich des Greifvogel-Herbstzuges in Falsterbo 2002 und 2003 (gesamte Saison) mit dem Frühjahrszug 2003 am Darßer Ort. Anzahlen beobachteter Individuen; Vergleich: Anzahl Ind. am Darßer Ort in % Anzahl Falsterbo (Fbo).	125
Tab. 21:	Vergleich des Greifvogel-Herbstzuges in Falsterbo 2007 mit dem Frühjahrszug 2007 und 2008 auf Rügen. Anzahlen beobachteter Individuen.	126
Tab. 22:	Anzahl beobachteter Kraniche in verschiedenen Gebieten und Jahren. *: keine Beobachtungen über die gesamte Saison. Beobachtungsaufwand je Gebiet und Jahr: s. Tab. 3.	128
Tab. 23:	Zugraten an verschiedenen Orten und Brutbestände schwedischer Populationen sowie die Abschätzung des Anteil visuell nicht erfassbaren Vogelzuges am Tage. Berechnungsmethoden und Annahmen für Schätzungen: s. Methode Kap. 2.4.1.3.3.	129
Tab. 24:	Zugraten tagsüber ziehender Kleinvögel im Herbst bei Falsterbo (Fbo) und die relativen Zugraten am Darßer Ort (DO), Kriegers Flak (KF) und Adlergrund (AG) im Herbst und Frühjahr in % der Zugraten in Falsterbo.	130
Tab. 25:	Kennwerte der nächtlichen Zugintensität ($Echos \cdot h^{-1} \cdot km^{-1}$) nach Radardaten an verschiedenen Standorten im Frühjahr und Herbst.	135
Tab. 26:	Vorteile und Grenzen der verwendeten Methoden zur Erfassung des aktiven Vogelzuges.	145
Tab. 27:	Bestand der Beringungszentrale Hiddensee an Ringwiederfunden bzw. -wiederfängen ausgewählter Arten (Stand 2004, fett: für Modellierung von Überlebensraten ausgewählt)	150
Tab. 28:	Eingangsparameter für die Kollisionsmodellierung bezogen auf Informationen von den verwendeten Windenergieanlage. Verwendung der Anlagen in Windparks: s. Tab. 87)	161
Tab. 29:	Berechnungsweg für Echosummen über die gesamte Saison	161
Tab. 30:	Eingangsparameter für die Kollisionsmodellierung bezogen auf Informationen zu den Vogelarten. Waldschnepfe und Wachtelkönig: keine Berechnungen über Radardaten.	163



Tab. 31:	Kollisionsraten ohne Berücksichtigung von Meideverhalten und Attraktionswirkung für das Rotkehlchen in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.	174
Tab. 32:	Kollisionsraten bei der Annahme einer Meiderate von 85,5 % (5 % Attraktionswirkung) für das Rotkehlchen in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.	174
Tab. 33:	Kollisionsraten (ohne Berücksichtigung von Meideverhalten bzw. Lockwirkungen) für die Singdrossel in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.	175
Tab. 34:	Kollisionsraten bei der Annahme einer Meiderate von 85,5 % (5 % Attraktionswirkung) für die Singdrossel in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.	176
Tab. 35:	Kollisionsraten (ohne Berücksichtigung von Meideverhalten bzw. Lockwirkungen) für den Neuntöter in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.	177
Tab. 36:	Kollisionsraten bei der Annahme einer Meiderate von 85,5 % (5 % Attraktionswirkung) für den Neuntöter in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.	177
Tab. 37:	Kollisionsraten (ohne Berücksichtigung von Meideverhalten bzw. Lockwirkungen) für den Fitis in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.	178
Tab. 38:	Kollisionsraten bei der Annahme einer Meiderate von 85,5 % (5 % Attraktionswirkung) für den Fitis in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.	178
Tab. 39:	Kollisionsraten (ohne Berücksichtigung von Meideverhalten bzw. Lockwirkungen) für die Waldschnepfe und den Wachtelkönig in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Brutbestände. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.	180
Tab. 40:	Kollisionsraten bei der Annahme einer Meiderate von 85,5 % (5 % Attraktionswirkung) für die Waldschnepfe und den Wachtelkönig in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.	180



Tab. 41:	Kollisionszahlen aller Singvögel pro Jahr und Anlage sowie Summe aller kollidierten Vögel ausgehend von Kollisionsmodellierung des Fitis' für verschiedene Berechnungsgrundlagen und Windszenarien. Angegeben ist die Spanne von 85,5 % Meiderate (populationsbezogene Meiderate bei 5% Attraktion) bis 0 % Meideverhalten/Attraktion.	182
Tab. 42:	Kollisionsraten an Leuchttürmen in Dänemark (nach HANSEN 1954). Dargestellt sind die Arten mit den höchsten Kollisionsraten. NZ= Nachtzieher; TZ/NZ= Tag- und Nachtzieher.	189
Tab. 43:	Übersicht über Modelle für den Wachtelkönig.	204
Tab. 44:	Übersicht über Modelle für die Uferschwalbe.	206
Tab. 45:	Jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit in Populationen der Uferschwalbe.	206
Tab. 46:	Übersicht über Modelle für die Singdrossel.	208
Tab. 47:	Jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit ziehender Populationen der Singdrossel.	209
Tab. 48:	Übersicht über Modelle für das Rotkehlchen nach Daten der BZ Hiddensee.	210
Tab. 49:	Übersicht über Modelle für das Rotkehlchen nach Farbberingungen (B. GRAJETZKY).	211
Tab. 50:	Jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit des Rotkehlchens.	211
Tab. 51:	Übersicht über Modelle für den Neuntöter.	213
Tab. 52:	Jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit in Populationen des Neuntöters.	213
Tab. 53:	Übersicht über Modelle für die Rohrammer.	216
Tab. 54:	Jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Rohrammer nach unterschiedlichen Quellen.	216
Tab. 55:	Altersverteilung häufiger Kollisionsopfer an Leuchttürmen und Feuerschiffen.	226
Tab. 56:	Eingangsdaten der Populationsmodelle für den Wachtelkönig (OWP = Offshore-Windpark).	228
Tab. 57:	Eigenschaften der Matrix für den Wachtelkönig.	229
Tab. 58:	Ergebnisse der Populationsmodelle für den Wachtelkönig (OWP = Offshore-Windpark).	229
Tab. 59:	Eingangsdaten der Populationsmodelle für die Waldschnepfe (OWP = Offshore-Windpark).	230
Tab. 60:	Eigenschaften der Matrix für die Waldschnepfe.	231
Tab. 61:	Ergebnisse der Populationsmodelle für die Waldschnepfe (OWP = Offshore-Windpark).	231
Tab. 62:	Eingangsdaten der Populationsmodelle für den Neuntöter (OWP = Offshore-Windpark).	232
Tab. 63:	Eigenschaften der Matrix für den Neuntöter.	233
Tab. 64:	Ergebnisse der Populationsmodelle für den Neuntöter (OWP = Offshore-Windpark).	233
Tab. 65:	Eingangsdaten der Populationsmodelle für die Singdrossel (OWP = Offshore-Windpark).	234
Tab. 66:	Eigenschaften der Matrix für die Singdrossel.	235



Tab. 67:	Ergebnisse der Populationsmodelle für die Singdrossel (OWP = Offshore-Windpark).	235
Tab. 68:	Eingangsdaten der Populationsmodelle für das Rotkehlchen (OWP = Offshore-Windpark).	236
Tab. 69:	Eigenschaften der Matrix für das Rotkehlchen.	237
Tab. 70:	Ergebnisse der Populationsmodelle für das Rotkehlchen (OWP=Offshore-Windpark).	237
Tab. 71:	Fälle, in denen vorübergehend mit fehlender Dichteabhängigkeit in Vogelpopulationen zu rechnen ist. $N_{ind.}$ = Populationsgröße, K = Kapazitätsgrenze.	240
Tab. 72:	Schätzung der jährlichen anthropogenen Mortalität (gerundet) in Deutschland (DE), bzw. Deutschland, Finnland (FIN) und Schweden (SWE) zusammen. Für Jagd und Wilderei wurden zusätzlich gesamteuropäische Zahlen geschätzt.	262
Tab. 73:	Prozentuale Verteilung der durch Wiederfunde ermittelten, anthropogenen Todesursachen ausgewählter, häufig beringter Arten (nach BØNLØKKE et al. 2006).	263
Tab. 74:	Gegenüberstellung der Opferzahlen der vier häufigsten Todesursachen und der Vogelverluste an Ostsee-Offshore-Windenergieanlagen in der westlichen Ostsee	264
Tab. 75:	Koordinaten der Standorte für Sichtbeobachtungen (S) und Radar (R).	309
Tab. 76:	Eckpunkte der Koordinaten für Transektfahrten.	309
Tab. 77:	Populationsgrößen (Anzahl der Brutpaare: Stand 2000) für die häufigsten nachts ziehenden Singvogelarten in Schweden (SWE) und Finnland (FIN). Angegeben sind BP in Schweden bzw. Finnland als Spanne von minimale bis maximale BP, sortiert nach maximalen BP in Schweden. T: teilweise Tagzieher (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004).	310
Tab. 78:	Populationsgrößen (Anzahl der Brutpaare: Stand 2000) für eine Auswahl an Greifvogelarten in Schweden (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004).	310
Tab. 79:	Zugvogelarten, die in Falsterbo (Vogelzugbeobachtungen) signifikante Änderungen in Durchzugszahlen aufweisen (Jahre 1973 - 2003; KJELLÉN 2004).	311
Tab. 80:	Populationsschätzungen einiger Watvögel, die dem „East Atlantic Flyway“ folgen. Nach SMIT & PIERSMA (1989).	312
Tab. 81:	Korrelationskoeffizient (Spearman's Rank Korrelation, R_s) zwischen Beringungszahlen (saisonale Summen) und Jahr in 37 Arten zwischen 1980-1999. FBO=Beringung in Falsterbo (Leuchtturm-Garten ohne mit FR=Flommen gekennzeichnete Arten). OBY=Beringung in Ottenby. PTX=Punkt-Zählungen im „Swedish Breeding Bird Census“. * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$. aus: KARLSSON et al. 2005.	313
Tab. 82:	Zeitliche Verteilung der eingesetzten Radargeräte in den verschiedenen Gebieten. Am Adlergrund waren zeitweise zwei Schiffe im Einsatz.	314
Tab. 83:	Anpassungsfunktionen für Distanzkorrektur.	314
Tab. 84:	Detektionsparameter ($\pm se$) für die Anpassungsfunktionen der verschiedenen Radargeräte vor Magnetronwechsel (Bridgemaster-Modelle).	315
Tab. 85:	Detektionsparameter ($\pm SE$) für die Anpassungsfunktionen der beiden Bridgemaster-Modelle nach dem Magnetronwechsel.	315
Tab. 86:	Eingangsparameter für Kollisionsmodellierung für verschiedene Arten.	316



Tab. 87:	Beschreibung der Geometrie der Windenergieanlagen sowie der Kennwerte der 19 Windparks, die in der Kollisionsmodellierung verwendet wurden (D = Deutschland, DK = Dänemark, S = Schweden. Planungsstand: Juli 2007; ¹⁾ angenommen Zugrichtung in der westlichen Ostsee: 210°.	317
Tab. 88:	Kollisionsraten an Leuchttürmen in Dänemark (nach HANSEN 1954) sowie Zugtypen, dominierende Herbstzugrichtung skandinavischer Brutvögel und Gefährdungskategorien der betroffenen Arten. (Schutzkategorien: SPEC-Kategorie: HEATH et al. 2000; AEWA, Anhang 2 nach http://www.unep-aewa.org/eng/agree/birds.htm).	321
Tab. 89:	Parameter zur Berechnung von Wachstumsrate und Schwellenwerten für 43 Zugpopulationen.	325
Tab. 90:	Ergebnisse der Berechnung von Wachstumsrate und Schwellenwerten.	327



Abbildungsverzeichnis

	Seite
Abb. 1: Schema der Auswirkungen der Offshore-Windenergienutzung auf Vögel (verändert nach Fox et al. 2006).	3
Abb. 2: Schema der Arbeitsschritte für die Beurteilung und Bewertung möglicher kumulativer Auswirkungen der Errichtung von Offshore-Windparks auf den Vogelzug in der westlichen Ostsee infolge von Kollisionen.	5
Abb. 3: Schematische Darstellung der wichtigsten Zugwege im Ostseeraum für den Herbstzug.	10
Abb. 4: Herbstfunde der Krickente (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).	15
Abb. 5: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde der Krickente (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).	16
Abb. 6: Herbstfunde des Flussuferläufers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen Datenbank).	17
Abb. 7: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Flussuferläufers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).	18
Abb. 8: Herbstfunde des Flussuferläufers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 7 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).	19
Abb. 9: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Alpenstrandläufers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 14 Tage nach der Beringung, nicht nach Altersklassen getrennt (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen Datenbank; schwarze Linien = Wiederfunde in der Hiddenseedatenbank).	21
Abb. 10: Herbstfunde adulter Alpenstrandläufer (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 14 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen Datenbank; schwarze Linien = Wiederfunde in der Hiddenseedatenbank).	22
Abb. 11: Herbstfunde juveniler Alpenstrandläufer (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 14 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen Datenbank; schwarze Linien = Wiederfunde in der Hiddenseedatenbank).	24
Abb. 12: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Alpenstrandläufers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) 1 Tag nach der Beringung getrennt nach	



	Altersklassen (blaue Linien = Jungvögel; rote Linien = Altvögel; Daten der finnischen, schwedischen und Hiddenseedatenbank).	25
Abb. 13:	Herbstfunde des Buchfinks (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).	27
Abb. 14:	Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Buchfinks (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).	28
Abb. 15:	Herbstfunde des Rotkehlchens (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 14 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).	30
Abb. 16:	Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Rotkehlchens (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 14 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).	31
Abb. 17:	Herbstfunde von in Schweden nördlich von 56°15'N beringten Rotkehlchen (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung.	32
Abb. 18:	Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde von in Schweden nördlich von 56°15'N beringten Rotkehlchen (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung.	33
Abb. 19:	Herbstfunde der Singdrossel (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 14 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).	35
Abb. 20:	Herbstfunde der Singdrossel (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).	36
Abb. 21:	Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde der Singdrossel (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).	37
Abb. 22:	Herbstfunde des Wintergoldhähnchens (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).	39
Abb. 23:	Herbstfunde des Wintergoldhähnchens (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 14 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).	40



- Abb. 24:** Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Wintergoldhähnchens (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 14 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank). 41
- Abb. 25:** Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Wintergoldhähnchens (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) 1 Tag nach der Beringung (blaue Linie = Vogel beringt in Finnland, rote Linien = Vögel beringt in Schweden). 42
- Abb. 26:** Herbstfunde der Mönchsgrasmücke (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank). 44
- Abb. 27:** Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde der Mönchsgrasmücke (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank). 45
- Abb. 28:** Herbstfunde der Schafstelze (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank). 47
- Abb. 29:** Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde der Schafstelze (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank). 48
- Abb. 30:** Herbstfunde des Schilfrohrsängers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank). 50
- Abb. 31:** Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Schilfrohrsängers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank). 51
- Abb. 32:** Herbstfunde des Teichrohrsängers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank). 53
- Abb. 33:** Herbstfunde des Teichrohrsängers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) ohne Funde in Belgien bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank). 54
- Abb. 34:** Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Teichrohrsängers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) ohne Funde in Belgien bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank). 55
- Abb. 35:** Herbstfunde des Fitis (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen



	Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).	57
Abb. 36:	Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Fitis (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).	58
Abb. 37:	Lage der Erfassungsstandorte des sichtbaren Vogelzuges (Falsterbo: keine eigenen Beobachtungen). Rote Punkte kennzeichnen zusätzlich eine Datenerfassung mittels vertikal rotierendem Schiffsradar (vgl. Kap 2.4.2.2.5).	60
Abb. 38:	Sichtbeobachtungen vom Balkon des Gebäudes der Bundesmarine am Darßer Ort.	61
Abb. 39:	Beobachtungsdauern und Sichtweiten an den Beobachtungstagen im Frühjahr 2003 am Darßer Ort. Gestrichelte Linie: Sichtweite = 5 km.	62
Abb. 40:	Vertikal rotierende Schiffsradargeräte an Land (links, Fehmarn) und auf einem Schiff (rechts).	64
Abb. 41:	Radarschirm im Vertikalbetrieb mit Vogeleos (gelbe Punkte). Die blauen Streifen hinter den Punkten markieren die Echos aus zurückliegenden Antennenumläufen. Die rote Umrandung kennzeichnet die automatische Erkennung der Echos im Auswertemodus des Erfassungsprogramms.	65
Abb. 42:	Zielfolgeradar „Superfledermaus“ und Flügelschlagmuster einer Drossel (Schlagpausen und Schlagfrequenz von ca. 11 Hz).	69
Abb. 43:	Korrelation zwischen Echozahlen auf automatischen Aufnahmen (Echos Fotos) und manuell notierten Werten (Echos Strichliste) sowie die Abweichung der Residuen zum erwarteten Wert.	71
Abb. 44:	Darstellung der verwendeten Symbole für Zugraten des sichtbaren Vogelzuges; ermittelte Zugraten in $\text{Vögel} \cdot \text{h}^{-1}$ (Anzahl Vögel).	74
Abb. 45:	Synchrone Messungen mit vertikal rotierenden Schiffsradargeräten und der Superfledermaus (im Hintergrund mit Parabolantenne).	76
Abb. 46:	Flugweg und Flughöhenänderung (relative Darstellung) eines Kleinvogeltrupps, der von See kommend im Schilfgürtel des Wieker Boddens landet (24.9.2005; 13:51 Uhr UTC).	77
Abb. 47:	Radarbildschirm mit Echos von großen Vogeltrupps in ca. 800-1.000 m Höhe in der Mittagszeit am 27.03.2006 auf Rügen.	79
Abb. 48:	Artzusammensetzung des nächtlichen Vogelzuges auf Rügen im Herbst 2005 (n = 26.612 Echos).	80
Abb. 49:	Artzusammensetzung des nächtlichen Vogelzuges auf Rügen im Herbst 2005 in Abhängigkeit von der Flughöhe (n = Anzahl Echos).	81
Abb. 50:	Kumulative Echoverteilungen mit zunehmender Flughöhe für drei verschiedene Singvogelgruppen.	82
Abb. 51:	Häufigkeit von Zugrichtungen in den Hauptzugmonaten im Herbst (oben) und im Frühjahr (unten) am Darßer Ort (Linie: mittlere Zugrichtung mit 95% Konfidenzintervall).	83
Abb. 52:	Häufigkeit von Zugrichtungen des nächtlichen Vogelzuges (links: Flugrichtung, rechts: Eigenrichtung/Heading) gemessen mit dem Zielfolgeradar	



„Superfledermaus“ im Herbst 2005 auf Rügen (Linie: mittlere Zugrichtung mit 95% Konfidenzintervall).	84
Abb. 53: Zugraten im Verlaufe der Monate März und April des Jahres 2003 am Darßer Ort mit täglichen TWC-Werten.	85
Abb. 54: Zugraten im Abhängigkeit von der Rückenwindkomponente (TWC, negativ: Gegenwind, positiv: Rückenwind) für Trauerente, Eiderente und Seetaucher, sowie Jacobs-Index für die Selektion bestimmter Windsituationen.	86
Abb. 55: Korrelation zwischen der Zugintensität und der Rückenwindkomponente (beides LOG ₁₀ -transformiert) in verschiedenen Zugphasen.	87
Abb. 56: Flughöhe in Abhängigkeit von Gegen-/Rückenwind.	88
Abb. 57: Zugphänologie des Kranichs (Anzahl Vögel je Tag) im Herbst 2005 und im Frühjahr 2006 auf Rügen in Relation zur Rückenwindkomponente (TWC, Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman). X: keine Beobachtungen.	90
Abb. 58: Flughöhen einzelner Kranichtrupps während des Herbst- und Frühjahrszuges. Grüne Linie: mittlere Flughöhe über die gesamte Saison, rote Linie: max. Höhe Windräder	91
Abb. 59: Flughöhen (in %) von Kranichtrupps (links) und -individuen (rechts) für den Frühjahrs- und Herbstzug.	92
Abb. 60: Flughöhen im Vergleich von Herbst- und Frühjahrszug bei Gegenwind, „neutralem“ und Rückenwind (nur Tracks über See). Mann-Whitney-U-Test: * p < 0.05, *** p < 0,005.	94
Abb. 61: Flugweg im Herbst mit Thermikschleifen über Land (links, rot: Flugrichtung; blau: Flughöhe) und ebenfalls Kreisen über See (rechts, Herbst 2005).	94
Abb. 62: Höhenverteilung der Vogeltrupps über See bei verschiedenen Windverhältnissen. Rote Linie: Flughöhe Median, Grüne Linie: Flughöhe Mittelwert.	96
Abb. 63: Vertikale Geschwindigkeiten in Abhängigkeit von der Entfernung zum Land (z.B. 500 = 0 – 500 m). Rote: Mittelwert (Zahlen: Anzahl 20 Sek-Intervalle).	97
Abb. 64: Mittlere Zugrichtung (± sd) in Abhängigkeit von der Windrichtung. Zahlen: n Tracks, Klammern: Vektorlänge.	98
Abb. 65: Verteilung der Fluggeschwindigkeit über Grund sowie Eigengeschwindigkeit (n = 442 Tracks).	99
Abb. 66: Höhenverteilung des Nachtzuges in Fehmarn (FE), Darßer Ort (DO), Plantagenetgrund (PG), Kriegers Flak (KF), Rügen (RÜ) und Adlergrund (AG). Angaben in MTR = migration traffic rate (Anzahl Tage/Echos: s. Abb. 91, Tab. 5). Pfeil: unterste Höhenschicht unvollständig erfasst.	101
Abb. 67: Höhenverteilung des Nachtzuges während der Hauptzugmonate für identische kalendarische Zeitspannen im Vergleich von jeweils zwei Gebieten (Klammern: Mittlere MTR für jede Zeitspanne). T = Anzahl Tage.	103
Abb. 68: Zusammenhang zwischen mittlerer Zughöhe und Zugintensität während des Frühjahrs- und des Herbstzuges in den verschiedenen Gebieten (oben) sowie Korrelation zwischen TWC-bereinigten Residuen der beiden Variablen (unten, MTR log ₁₀ -transformiert).	104



Abb. 69:	Höhenverteilungen an synchronen Zugnächten am Darßer Ort und am Plantagenetgrund im Frühjahr (oben) und Herbst 2003 (unten) bis in eine Höhe von 900 m. Darstellung in % MTR (in Klammern: reale MTR).	105
Abb. 70:	Höhenverteilungen an synchronen Zugnächten auf Fehmarn (FE) und auf Rügen (RÜ) im Herbst 2005 (Flughöhen bis 900 m. Darstellung in % MTR; in Klammern: reale MTR).	105
Abb. 71:	Höhenverteilung des Frühjahrs- (links) und Herbstzuges (rechts) in % MTR gemessen am Standort Rügen mit dem Zielfolgeradar „Superfledermaus“ (fixed pencil beam Modus).	106
Abb. 72:	Abhängigkeit der Zugintensität (MTR, Balken) von der Rückenwindkomponente (TWC, Linien) in verschiedenen Gebieten und Jahren. Positive Werte: Rückenwind, negative Werte: Gegenwind; rote Säulen: keine Messungen. Die zeitliche Skala auf der x-Achse entspricht den in Abb. 91 dargestellten Werten.	108
Abb. 73:	Jacobs-Index für die Selektion bestimmter Windrichtungen.	109
Abb. 74:	Jacobs-Index für die Selektion bestimmter TWC-Werte.	109
Abb. 75:	Höhenverteilung bei unterschiedlichen Windbedingungen während des nächtlichen Herbstzuges (Rückenwind: $TWC > +2$; neutraler Wind: $TWC > -2 < +2$; Gegenwind: $TWC < -2$) als absolute MTR (oben) und als prozentuale Verteilung der Zugraten (unten).	110
Abb. 76:	Schematische Darstellung des Trauerentenzuges im Herbst und Frühjahr in der westlichen Ostsee. Grün: Frühjahrszug, rot: Herbstzug. Symboldarstellung: s. Abb. 44.	115
Abb. 77:	Saisonale (links, Anzahl Ind.) und tageszeitliche Phänologie (rechts) des Trauerentenzuges im Frühjahr am Darßer Ort und vor Rügen.	116
Abb. 78:	Saisonale (links, Anzahl Ind.) und tageszeitliche Phänologie (rechts) des Trauerentenzuges im Herbst auf Rügen und Fehmarn. Auf Rügen wurde im Juli/August 2005 nur in den 5 Stunden vor Sonnenuntergang beobachtet.	117
Abb. 79:	Zugwege des Sterntauchers in der westlichen Ostsee. Rot: Herbstzug; Grün: Frühjahrszug. Weitere Symbolik: vgl. Abb. 44.	119
Abb. 80:	Saisonale (links) und tageszeitliche Phänologie (rechts) des Sterntauchers am Darßer Ort und vor Rügen.	119
Abb. 81:	Zugwege des Prachtauchers in der westlichen Ostsee. Rot: Herbstzug; Grün: Frühjahrszug. Weitere Symbolik: vgl. Abb. 44.	122
Abb. 82:	Saisonale (links) und tageszeitliche Phänologie (rechts) des Prachtauchers während des Frühjahrszuges am Darßer Ort und auf Rügen.	122
Abb. 83:	Durch Radar- und Sichtbeobachtung ermittelte Zugrichtungen der Eiderente im Frühjahr zwischen dem Überwinterungsgebiet in der östlichen Nordsee (vor den nordfriesischen Inseln) / westliche Ostsee (vor Schleswig-Holstein/Dänemark) und dem Brutgebiet vor Mittelschweden/Finnland (nach ALERSTAM et al. 1974b).	123
Abb. 84:	Flugrichtungen an verschiedenen Standorten/Jahren am Beispiel des Mäusebussards (% Vögel; Anzahl Individuen s. Tab. 21). DO = Darßer Ort, RÜ = Rügen.	126



- Abb. 85: Zugwege des Mäusebussards in der westlichen Ostsee. Die eigenen Beobachtungen/bzw. systematische Beobachtungen in Falsterbo sind als Jahressummen dargestellt (Beobachtungsaufwand: s. Tab. 3). Rot: Herbstzug; Grün: Frühjahrszug. Weitere Symbolik: vgl. Abb. 44. 127
- Abb. 86: Korrelation zwischen Zugraten (MTR=migration traffic rate) ermittelt durch Schiffsradargeräte und durch das Zielfolgeradar Superfledermaus ($R^2 > 0.79$, $p < 0.001$ in allen Vergleichen). 132
- Abb. 87: Höhenverteilung an drei aufeinander folgenden Nächten im Vergleich von Superfledermaus mit verschiedenen Schiffsradargeräten (* keine Auswertungen für Raytheon und Furuno Radargeräte). 132
- Abb. 88: Vergleich von (relativen) Zugraten zwischen Rügen und FINO 2 in verschiedenen Nächten im Herbst 2008 (Darstellung auf 0,5-Stunden-Basis; in Klammer: Gesamt-MTR bei FINO/Rügen). 134
- Abb. 89: Vergleich von Höhenverteilungen zwischen Rügen und FINO 2 in verschiedenen Nächten im Herbst 2008 (Darstellung auf 0,5-Stunden-Basis; in Klammer: Gesamt-MTR: s. Abb. 88). 134
- Abb. 90: Mittlere Zugraten ($MTR \pm se$) an verschiedenen Messstandorten im Frühjahr und Herbst (FE = Fehmarn, DO = Darßer Ort, RÜ = Rügen, KF = Kriegers Flak, AG = Adlergrund). 136
- Abb. 91: Zugraten (MTR , $Echos \cdot h^{-1} \cdot km^{-1}$) für nächtlichen Vogelzug in den verschiedenen Untersuchungsgebieten und Jahren (rot: keine Messungen; unterschiedliche Skalen für Land- und Seestandorte). 137
- Abb. 92: Kumulative Häufigkeitsverteilung der Zugraten an den verschiedenen Standorten im Frühjahr (oben) und im Herbst (unten). 138
- Abb. 93: Nächtliche Zugraten in den verschiedenen Erfassungsmonaten für jeweils identische kalendarische Zeitspannen im Vergleich der drei Landstandorte (FE = Fehmarn: 2005, DO = Darßer Ort: Sep/Okt 2002, Mrz/Apr 2003, RÜ = Rügen: Sep/Okt 2005, Mrz/Apr 2006; n = Anzahl Tage). Oben: Vergleich aller 3 Standorte, darunter: paarweiser Vergleich jeweils zweier Standorte. 139
- Abb. 94: Vergleich von synchronen Zugraten (MTR , $Echos \cdot h^{-1} \cdot km^{-1}$) auf Stundenbasis am Darßer Ort und am Plantagenetgrund im Frühjahr und Herbst 2003. 140
- Abb. 95: Vergleich von synchronen Zugraten (MTR , $Echos \cdot h^{-1} \cdot km^{-1}$) auf Stundenbasis auf Fehmarn und auf Rügen im Oktober 2005. 140
- Abb. 96: Zugraten im Verlauf der Nacht ($mw \pm se$) im Frühjahr und Herbst an den verschiedenen Erfassungsgebieten. Darstellung in normierter Zeit, d.h. Sonnenuntergang 18 Uhr, Sonnenaufgang 6 Uhr. 141
- Abb. 97: Forschungsplattform FINO 2 bei Nacht sowie Kamerasystem und registrierte Vögel um dem Turm. 154
- Abb. 98: Vergleich von Zugraten bei FINO 2 (gemessen mittels Radar) und der Anzahl Vogelereignissen am Turm (gemessen mittels Kamera) in Nächten mit einer MTR > 50 (Herbst 2007/2008; Frühjahr 2008) absteigend sortiert. 154
- Abb. 99: Beispielhafte Darstellung von Kollisionszahlen bei vollem Ausbauszenario. Der Darstellung liegt die Annahme zugrunde, dass 5% der Vögel ein Attraktionsverhalten zeigen und 95% der Vögel das Hindernis unbeeinflusst anfliegen oder eine



- Meidereaktion zeigen. Die Dimension des Meideverhaltens wird auf der x-Achse durch den "avoidance factor" variiert. Ein avoidance factor von 0,6 bedeutet bspw., dass 40% der anfliegenden Vögel, die keine Attraktionsverhalten zeigen, dem Hindernis ausweichen. Die Ausprägung der Attraktionswirkung wird auf der z-Achse durch den "attraction factor" variiert. Ein Wert von 10 entspricht einer starken Anlockwirkung, die zu einer Verzehnfachung des Kollisionsrisikos führt. Rot: Darstellung möglicher Kollisionszahlen für a) eine populationsbezogene Meiderate von 0%(attraction factor 1, avoidance factor 1) und b) eine populationsbezogene Meiderate von 85,5% (attraction factor 1, avoidance factor 0,1). 156
- Abb. 100: Schematische Darstellung der Berechnung von kumulativen Kollisionsraten für den Ostseeraum basierend auf dem Kollisionsmodell von BAND et al. (2005). 158
- Abb. 101: Schematische Darstellung der Berechnung von Kollisionsraten in einem Windpark. 159
- Abb. 102: Darstellung der Windparks sowie der angenommenen Zugrichtung im Herbst (schwarze Pfeile) und berücksichtigte Zugstrecke (grüne Linie). 160
- Abb. 103: Kollisionswahrscheinlichkeiten von Rotkehlchen, Singdrossel, Fitis, Neuntöter, Waldschnepfe und Wachtelkönig bei verschiedenen Rotortypen in Abhängigkeit von Windgeschwindigkeit und Windrichtung (ohne Berücksichtigung von Meideverhalten bzw. Lockwirkungen). Vogelzug findet vorrangig bei Rückenwind statt. 167
- Abb. 104: Kollisionswahrscheinlichkeiten (ohne Berücksichtigung von Meideverhalten bzw. Lockwirkungen) verschiedener Kleinvogelarten für einen Rotortyp und ein Windszenario (s. Text). Grün: Arten mit komplett berechneten Kollisionsraten und Populationsanteilen. 168
- Abb. 105: Kollisionswahrscheinlichkeiten verschiedener Kleinvogelarten (jeder Punkt steht für eine Art, s. Abb. 104) für einen Rotortyp und ein Windszenario in Abhängigkeit von Körperlänge (links) und Fluggeschwindigkeit (rechts, s. Text). 169
- Abb. 106: Kumulative Kollisionsraten (ohne Berücksichtigung von Meideverhalten bzw. Lockwirkungen) am Beispiel des Rotkehlchens für Frühjahr und Herbst (sowie für beide Jahreszeiten summiert) berechnet nach Radardaten (links) und nach Brutbeständen (rechts). Nummerierung der Windparks entsprechend Tab. 87 n Anhang. Unterschieden werden 4 Windszenarien. 170
- Abb. 107: Änderung der Anzahl Kollisionen von Rotkehlchen pro Jahr (links) bzw. des Populationsanteils (rechts) bei voller Ausbaustufe aller Windparks in Abhängigkeit von avoidance Faktoren (Annahme: 5% der Vögel zeigen ein Attraktionsverhalten, während 95% der Vögel die Windparks unbeeinflusst anfliegen oder ein Meideverhalten zeigen; Daten basierend auf Bestände: oben, Radardaten: unten). 172
- Abb. 108: Änderung der Anzahl Kollisionen von Rotkehlchen pro Jahr (links) bzw. des Populationsanteils (rechts) bei voller Ausbaustufe aller Windparks in Abhängigkeit von avoidance Faktoren bei einer Annahme einer populationsbezogenen Attraktionswirkung von 10 % (d.h. 10 % aller Vögel zeigen ein Attraktionsverhalten und 90 % aller Vögel fliegen die Windparks unbeeinflusst an oder zeigen eine Meidereaktion); Daten basierend auf Bestände). 173
- Abb. 109: Änderung der Anzahl Kollisionen pro Anlage und Jahr (links) bzw. der insgesamt kollidierenden Vögel (rechts) in Abhängigkeit von avoidance Faktoren bei der Annahme, dass Attraktionswirkung bei 5 % der Vögel vorkommt (0 bis 95 %



Meideverhalten; Daten basierend auf Brutbestände, Mittel aus Windszenarien oben, Radardaten: unten).	183
Abb. 110: Änderung der Anzahl Kollisionen pro Anlage und Jahr (links) bzw. der insgesamt kollidierenden Vögel (rechts) in Abhängigkeit von avoidance Faktoren bei der Annahme, dass Attraktionswirkung bei 10 % der Vögel vorkommt (d.h. 0 bis 90 % Meideverhalten; Daten basierend auf Brutbestände, Mittel aus Windszenarien).	184
Abb. 111: Zugrate nach Radarmessungen, mittlere Distanz der Echos zum Radar sowie zeitgleiche Erfassung von Vögeln auf der Kamera auf FINO 2 im Vergleich zu Wetterparametern (bis Ende Oktober) im Herbst 2007 (Datenquelle in Klammern: DWD=Deutscher Wetterdienst).	187
Abb. 112: Jährlich bearbeitete Rückmeldungen von Hiddensee-Ringvögeln (BO = Beringungsort).	199
Abb. 113: Benutzeroberfläche des Exportprogramms zur Ringfunddatenbank.	200
Abb. 114: Beringungen und Wiederfänge des Wachtelkönigs im Unteren Odertal (Daten der BZ Hiddensee).	203
Abb. 115: Jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit Φ (Säulen, mit 95 %-Konfidenzintervall) und Überlebenswahrscheinlichkeit S (rote Vierecke) nach Daten der BZ Hiddensee und Literaturwerten.	204
Abb. 116: Beringungen und Rückmeldungen der Uferschwalbe nach Daten der BZ Hiddensee.	205
Abb. 117: Jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit der Uferschwalbe nach Daten der BZ Hiddensee und Literaturwerten (* = Überlebenswahrscheinlichkeit S).	206
Abb. 118: Beringungen und Rückmeldungen der Singdrossel nach Daten der BZ Hiddensee.	207
Abb. 119: Veränderung der jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeit von Singdrosseln im ersten Lebensjahr nach Daten der BZ Hiddensee (gewichtetes Mittel mit 95 %-Vertrauensbereich, links alle Daten, rechts selektierte Daten).	208
Abb. 120: Jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Singdrossel nach Daten der BZ Hiddensee und Literaturwerten.	209
Abb. 121: Beringungen und Rückmeldungen des Rotkehlchens nach Daten der BZ Hiddensee.	210
Abb. 122: Beringungen und Rückmeldungen des Neuntötters nach Daten der BZ Hiddensee.	212
Abb. 123: Jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit des Neuntötters nach Daten der BZ Hiddensee und RYTTMAN (1996).	214
Abb. 124: Beringungen und Rückmeldungen der Rohrammer nach Daten der BZ Hiddensee.	215
Abb. 125: Beringungen der Rohrammer im Jahresverlauf nach Daten der BZ Hiddensee.	215
Abb. 126: Jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Rohrammer nach Daten der BZ Hiddensee und Literaturwerten.	217
Abb. 127: Schrittweise (links) und vereinfachte (rechts) Darstellung der Prozesse und der zugehörigen Überlebensraten (S) einer Zugvogelpopulation (für Altvögel).	222
Abb. 128: Einfacher Lebenszyklus mit zwei Altersklassen.	222
Abb. 129: Vergleich von 3 Funktionen zur Dichteabhängigkeit von p_N bei einer Kapazitätsgrenze $K = 900$ und $p_K = 0.99$.	225



Abb. 130: Simulationsergebnisse für das Kapazitätsziel (Mittelwert und 90% Vertrauensbereich) für verschiedene f -Werte bei $\lambda_{\max} = 2,4$ und $CV = 0,4$ (links) und $high\ CV = 0,8$ (rechts).	245
Abb. 131: Simulationsergebnisse für das Kapazitätsziel (5 %-Perzentile der Endpopulation) für verschiedene Werte von f und λ_{\max} .	245
Abb. 132: Simulationsergebnisse für das Erholungsziel (Mittelwert und 90% Vertrauensbereich) für verschiedene f -Werte bei $\lambda_{\max} = 2,4$ und $CV = 0,4$ (links) und $CV = 0,8$ (rechts).	246
Abb. 133: Simulationsergebnisse für das Erholungsziel (95 %-Perzentile der Verlängerung der Zeit bis zum Erreichen der Endpopulation) für verschiedene Werte von f und λ_{\max} .	246
Abb. 134: Maximale Populationswachstumsraten λ_{\max} basierend auf Matrixmodell (MM) und <i>demographic invariant method</i> (DIM) verglichen mit der Überlebensrate S_{ad} (oben) und untereinander (unten).	247
Abb. 135: Schwellenwerte (ML) basierend auf Matrixmodell (MM) und <i>demographic invariant method</i> (DIM) verglichen mit der Überlebensrate S_{ad} .	248
Abb. 136: Genehmigte und in Planung befindliche Offshore-Windparks im deutschen Teil der Ostsee.	319
Abb. 137: Standorte (möglicherweise) in Planung gehender Offshore-Windparks (pinkfarbene Punkte) in Dänemark (http://www.ens.dk/). Die Standorte sind in den Berechnungen nicht berücksichtigt.	320
Abb. 138: Bestehende und in Planung befindliche Offshore-Windparks in Schweden (http://www.naturvardsverket.se).	321



1 Einleitung

1.1 Anlass

Durch die großräumige Nutzung der Windenergie auf See könnte ein erheblicher Beitrag zu einer nachhaltigen Energieversorgung geleistet werden. Deshalb strebt die Bundesregierung seit Jahren die Erschließung der deutschen Meeresgebiete für großflächige Windparks an. Mit ihrer 2002 verabschiedeten „Strategie zur Windenergienutzung auf See“ beabsichtigte sie, ihr stufenweises Ausbauprogramm für die Offshore-Windenergienutzung mit den Belangen des Naturschutzes in Einklang zu bringen (BUNDESREGIERUNG 2002). Nach diesen Plänen sollten Offshore-Windparks bis zum Jahr 2025 beziehungsweise 2030 einen erheblichen Anteil des deutschen Stromverbrauchs abdecken (ca. 70 bis 85 TWh/a, entsprechend rund 15 % des Stromverbrauchs des Jahres 1998). In Nord- und Ostsee sollten bis 2006 insgesamt mindestens 500 MW, bis 2010 etwa 2000 bis 3000 MW installiert werden (je nach Leistungsklasse bis zu 1.000 Einzelanlagen).

Bis 2007 wurden in Deutschland allerdings noch keine Offshore-Windparks errichtet (zu den wesentlichen Ursachen siehe KLINSKI et al. 2007). Das avisierte Ziel bleibt dennoch bestehen und wird weiterhin verfolgt (siehe Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien, EEG, Billigung durch den Bundesrat am 04.07.2008). In der Deutschen Bucht wurden deshalb bislang 19 Windparkprojekte genehmigt (ca. 1.300 Einzelanlagen, Umweltbericht Nordsee zum Entwurf des Raumordnungsplans für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone, www.bsh.de). In der Ostsee sind es derzeit fünf (ca. 315 Einzelanlagen, Umweltbericht Ostsee zum Entwurf des Raumordnungsplans für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone, www.bsh.de). Zahlreiche weitere Genehmigungsanträge wurden seit 2003 gestellt. Im Jahr 2009 erfolgt nun auch in Deutschland die Installation der ersten Offshore-Windenergieanlagen auf hoher See.

Ein bedeutsames Konfliktfeld betrifft im Zuge der Offshore-Windenergienutzung die Belange des Naturschutzes (SRU 2003). Um diesen Belangen Rechnung zu tragen, hatte die Bundesregierung 2002 ein umfangreiches Forschungsprogramm initiiert, das einerseits den Schutzgüterbestand in den deutschen Nord- und Ostseegebieten inventarisierte, zum anderen aber auch die möglichen Gefährdungen der Meeresumwelt einschließlich des Vogelzuges durch Offshore-Windparks klären sollte.

Unabhängig von den Ergebnissen der Umweltbegleitforschungsvorhaben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) prüfen die zuständigen Behörden im Rahmen von Genehmigungsverfahren, ob die einzelnen Schutzgüter der Meeresumwelt (z.B. Vögel, Fische, Meeressäuger, Benthos, Boden und Wasser) durch Offshore-Windparkprojekte gefährdet werden. Bei Vorhaben mit mehr als 20 Anlagen bzw. mehr als 50 m Anlagenhöhe ist deshalb eine Umweltverträglichkeitsprüfung gemäß Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz (UVPG) durchzuführen. Zu diesem Zweck muss der Antragsteller die Meeresumwelt in dem beplanten Gebiet untersuchen und die Auswirkungen des Vorhabens prognostizieren. Innerhalb des Küstenmeeres (12-Seemeilen-Zone) ist über die Genehmigung von Offshore-Windparks nach § 10 Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) zu entscheiden. Grundlagen für die Errichtung von Anlagen in der ausschließlichen Wirtschaftszone sind das Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (SRUe) und das deutsche Seeaufgabengesetz (SeeAufgG). Die darauf beruhende Seeanlagenverordnung (SeeAnIV) regelt das Genehmigungsverfahren. Das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) hat ein Regelwerk herausgegeben, das den Antragstellern



den grundsätzlich für erforderlich gehaltenen Untersuchungsumfang für die einzelnen Schutzgüter vorgibt und das inzwischen auch von den Ländern angewendet wird (BSH 2007).

Im Ergebnis der bisherigen Inventarisierung der Meeresumwelt in der deutschen Nord- und Ostsee im Zuge der Genehmigungsverfahren und des Begleitforschungsprogramms wurden enorme Mengen an Grundlagendaten zum Vorkommen von Tierarten auf hoher See sowie deren Variabilität in Raum und Zeit zusammengetragen. Dagegen basieren die bisherigen nationalen Erkenntnisse zu den möglichen Umweltauswirkungen noch weitgehend auf Untersuchungen an Forschungsplattformen, da Offshore-Windparks fehlen (siehe z.B. OREJAS et al. 2005).

Das Wissen über mögliche Auswirkungen auf die Meeresumwelt stammt derzeit überwiegend aus Dänemark, Schweden und Großbritannien, den Ländern also, in denen Offshore-Windparks bereits seit mehreren Jahren in Betrieb sind (z.B. DONG Energy et al. 2006). Ende 2008 sind auch erste Erkenntnisse aus den Niederlanden zu erwarten (<http://www.noordzeewind.nl/>).

Im Ergebnis des bisherigen bau- und betriebsbegleitenden Monitorings hat sich herausgestellt, dass insbesondere Vögel durch Offshore-Windparks beeinflusst werden können. Fox et al. (2006) fassen die möglichen, direkten Auswirkungen wie folgt zusammen (siehe auch Abb. 1):

1. Erhöhung der Mortalität durch Kollision mit Windenergieanlagen
2. Verhaltenreaktionen gegenüber Offshore-Windparks
 - 2a) Barrierewirkung für fliegende Vögel infolge Meideverhaltens
 - 2b) Habitatverlust für Seevögel infolge Meideverhaltens
 - 2c) Habitatgewinn für Seevögel infolge Lockwirkung/Verbesserung der Habitatqualität (bisher nicht nachgewiesen)

Beiden Haupteffekten ist eigen, dass die Auswirkungen einzelner Windparks in Bezug zu den möglicherweise beeinträchtigten Populationen wohl (zumindest außerhalb von Vogelschutzgebieten) überwiegend als gering einzuschätzen sind, dass kumulative Effekte im Ergebnis der Errichtung zahlreicher Windenergieanlagen aber durchaus nachhaltig negativ die Bestandsdynamik von Vogelpopulationen beeinflussen könnten (STEWART et al. 2007).

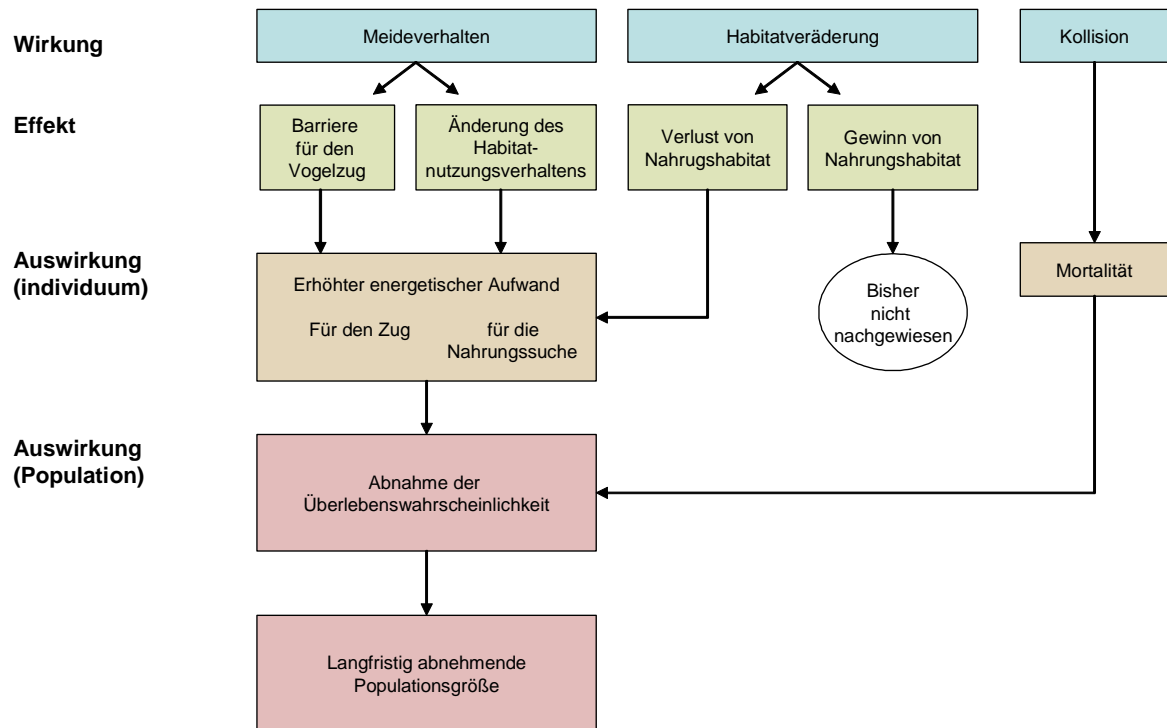


Abb. 1: Schema der Auswirkungen der Offshore-Windenergienutzung auf Vögel (verändert nach Fox et al. 2006).

Im Zuge der ersten Untersuchungen hat sich außerdem gezeigt, dass es gilt, beim Monitoring eine Vielzahl artspezifischer Besonderheiten zu berücksichtigen und es nach wie vor an den technischen Voraussetzungen mangelt, die möglichen Beeinträchtigungen auf Artniveau zu analysieren. Zudem waren die bisherigen Untersuchungszeiträume viel zu kurz (Fox et al. 2006, STEWART et al. 2007).

Die solide Prognose und Bewertung möglicher kumulativer Effekte ist aus naturschutzfachlicher Sicht eine der entscheidenden Voraussetzungen für eine Fortsetzung des Ausbaus der Windenergienutzung in Deutschland auf See nach der Errichtung von Pilotphasen mit maximal 80 Einzelanlagen. Das BMU fördert deshalb seit 2004 u.a. zwei Forschungsvorhaben, die sich mit möglichen kumulativen Auswirkungen des Kollisionsrisikos auf Zugvogelpopulationen beschäftigen. Für die Nordsee wird dieses Thema durch das Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“ Wilhelmshaven, Inselstation Helgoland bearbeitet („AWZ-Vorhaben: Analyse- und Bewertungsmethoden von kumulativen Auswirkungen von Offshore-WEA auf den Vogelzug“, FKZ 804 85 004, HÜPPOP et al. im Druck). Der hier vorliegende Bericht widmet sich der gleichen Fragestellung für das Gebiet der westlichen Ostsee.

1.2 Aufgabenstellung

Die westliche Ostsee zwischen Flensburg und der Insel Bornholm liegt im Schnittpunkt globaler Vogelzugkorridore: skandinavische Landvögel fliegen von Südschweden kommend über die dänischen Inseln mit Zugrichtung Südwest, westsibirische Wasservögel ziehen über den



Fehmarnbelt hinweg, um ihre Rastgebiete an der Nordseeküste zu erreichen. Etwa eine halbe Milliarde Vögel (rund 200 Arten) fliegen zweimal jährlich durch dieses Seegebiet. Viele der betroffenen Zugvogelpopulationen sind gegenwärtig gefährdet. Die Populationsdynamik von 226 der 524 europäischen Vogelarten weist einen negativen Trend auf. Besonders betroffen sind Langstreckenzieher und Vogelarten der Agrarlandschaft (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004).

Das Kollisionsrisiko von Vögeln mit Windenergieanlagen ist artspezifisch und in Abhängigkeit vom Verhalten unterschiedlich. Kumulative Auswirkungen von mehreren Offshore-Windparks könnten daher eine Gefährdung des Vogelzuges (gemäß §3 SeeAnIV) zur Folge haben, insbesondere unter Berücksichtigung bestehender negativer Vorbelastungen (Habitatverlust, Jagd, etc.).

Unbekannt ist derzeit, bei welcher Anzahl von Windenergieanlagen welche Vogelarten betroffen sein könnten. Dieses Vorhaben hat deshalb zum Ziel artbezogene Erheblichkeitsschwellen zu ermitteln, bei deren Überschreitung die Erhöhung der anthropogenen und natürlichen Mortalität durch Kollisionen zu negativen Bestandsveränderungen führt. Die Modellergebnisse sollen weiterhin dazu beitragen, geeignete Maßnahmen zu entwickeln/empfehlen (und ggf. in der Folge zu ergreifen), die eventuell negative Auswirkungen verhindern/kompensieren könnten und somit den weiteren Ausbau der Offshore-Windenergienutzung ermöglichen.

1.3 Herangehensweise

Die Bearbeitung der Aufgaben erfolgt mittels einer stufenweisen Herangehensweise (Abb. 2).

Bereits die Abschätzung des kumulativen Kollisionsrisikos für Zugvögel in Offshore-Windparks erfordert eine ausgesprochen komplexe Vorgehensweise, denn die Eingangsparameter für das statistische Modell sind jeweils artspezifisch zu ermitteln. Zu den erforderlichen Informationen zählen:

- Quantifizierung des Zugvolumens in Raum und Zeit in Bezug auf den potentiellen Kollisionsraum (Rotordurchmesser),
- Quantitative Beschreibung des Flugverhaltens,
- Quantifizierung des Meideverhaltens (durch Verifizierung des Kollisionsrisikos mittels Beobachtung),
- Quantifizierung von Anzahl, Spezifikation und räumlicher Lage von errichteten/geplanten Offshore-Windparks.

Für die Quantifizierung des **Zugvolumens** in Raum und Zeit wurden in diesem Projekt drei Methoden eingesetzt:

- Analyse von Ringwiederfunden und Sichtbeobachtungen zur Beschreibung von Zugwegen,
- Quantifizierung von Zugraten von Tagziehern auf der Basis von Sicht- und Radarbeobachtungen,
- Quantifizierung von Zugraten von Nachtziehern auf der Basis von Radarbeobachtungen.

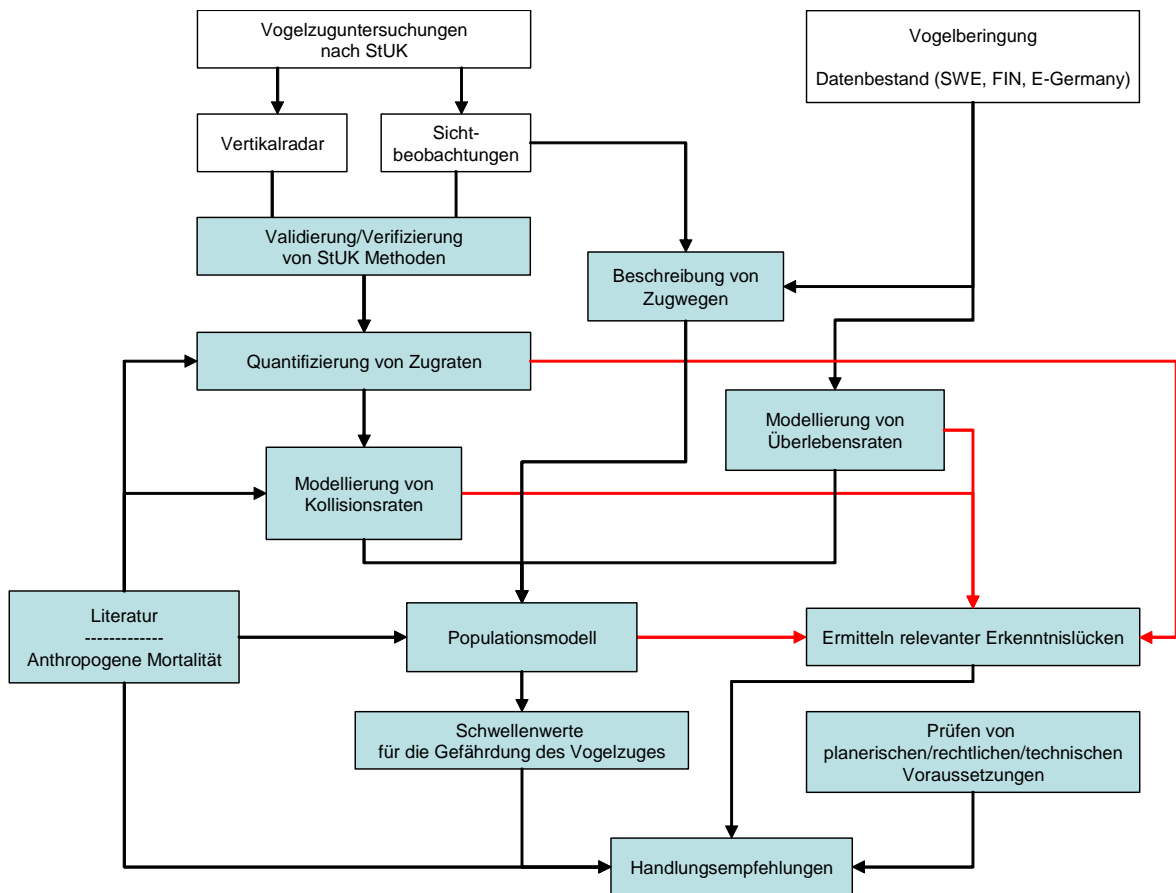


Abb. 2: Schema der Arbeitsschritte für die Beurteilung und Bewertung möglicher kumulativer Auswirkungen der Errichtung von Offshore-Windparks auf den Vogelzug in der westlichen Ostsee infolge von Kollisionen.

Grundlage der Beschreibung von Zugraten waren vor allem Basisuntersuchungen im Rahmen von Genehmigungsverfahren für Offshore-Windparks im Bereich der Arkonasee. Dabei wurden die im StUK (BSH 2007) vorgegebenen Methoden eingesetzt (Sichtbeobachtungen, Vertikalradar). Ergänzend wurden im Projektverlauf im Jahre 2005 auch Vogelzugerfassungen auf der Insel Fehmarn mit den gleichen Methoden durchgeführt. Zudem erfolgten Spezialuntersuchungen zur Validierung der eingesetzten Radarmethode, da entsprechende Analysen zunächst nicht vorlagen. Mittels Zielfolgeradar wurden außerdem ausgewählte Vogelgruppen untersucht, die sich aufgrund ihres Zugverhaltens überwiegend der Erfassbarkeit durch Sichtbeobachtung und vertikal rotierende Schiffsradargeräte entziehen (z.B. tagsüber ziehende Kleinvögel in großer Höhe).

Die Daten zur Beschreibung biophysikalischer Parameter des **Flugverhaltens** wurden der Literatur entnommen.

Die Quantifizierung des **Meideverhaltens** von Tagziehern basiert auf Literaturwerten, denen partiell Felduntersuchungen mittels automatischer Erfassungssysteme zugrunde liegen. Für Nachtzieher liegen keine vergleichbaren Daten vor. Für diese Gruppe von Vogelarten, deren



Kollisionsrisiko zumeist deutlich über dem von Tagziehern liegt, fehlte es bislang weltweit an geeigneten Erfassungsmethoden. Seit Oktober 2007 setzt das IfAÖ für diesen Zweck auf der Forschungsplattform FINO 2 ein durch Förderung durch das BMU (FKZ 0327560) entwickeltes Kamerasystem ein (VARS – visual automatic recording system). Exemplarisch werden erste Ergebnisse der Erfassung von Vogelbewegungen am beleuchteten Messmast vorgestellt, die das komplexe Wechselspiel von Meidung und Lockwirkung durch künstliche Beleuchtung anschaulich beschreiben, welches es bei künftigen Modellierungen zu implementieren gilt. Im Rahmen dieses Projektes konnten Nachtzieher zunächst nur als Flugobjekte ohne Verhaltensanpassungen berücksichtigt werden. Darauf aufbauend werden in Form einer Sensitivitätsanalyse mögliche Einflüsse von Meideverhalten und Attraktionswirkungen betrachtet und Spannweiten für mögliche Zahlen von Kollisionsopfern angegeben. Vor allem aufgrund der Unkenntnis von Verhaltensweisen von Zugvögeln in der Nacht gegenüber Windkraftanlagen ist auf der Basis des heutigen Kenntnisstandes keine sichere Aussage zu Kollisionsraten und Vogelschlagopfern an Windenergieanlagen möglich.

Daten zur **Spezifikation und Lage errichteter bzw. geplanter Windenergieanlagen** basieren auf Angaben der Betreiber bzw. Projektentwickler. Da die Planung von Offshore-Windparks seit dem Jahre 2000 ein nahezu kontinuierlicher Prozess ist, wurden nur Projekte einbezogen, für die bis zum 31.12.2007 eine verfestigte Planung vorlag (insgesamt ca. 1.300 Einzelanlagen in der westlichen Ostsee). Seither wurden in Dänemark (<http://www.ens.dk/>) und Schweden (<http://www.swedishenergyagency.se/>) bereits wieder neue politische Absichtserklärungen veröffentlicht, die bis zum Jahre 2030 die Errichtung von mehr als 2.000 Einzelanlagen in der westlichen Ostsee vorsehen.

Zur **Ermittlung von Schwellenwerten**, bei denen für Vogelpopulationen langfristig negative Bestandsentwicklungen im Ergebnis von erhöhter Mortalität durch Kollisionen an Offshore-Windenergieanlagen zu prognostizieren sind, werden Populationsmodelle eingesetzt. Voraussetzung für die Modellierung und Vorhersage der Entwicklung einer Population ist die Kenntnis einerseits der Geburtenrate oder Reproduktion, andererseits die der Sterblichkeit. Ermöglicht wird die Schätzung der Sterblichkeit (bzw. der Überlebensrate) durch die Auswertung von Vogelberingungsdaten, die Ringfunde oder Wiederfänge über längere Zeiträume enthalten. Für die Modellierung der Populationsdynamik werden außerdem Literaturangaben zu verschiedenen relevanten Modellparametern genutzt, deren Übertragbarkeit auf die Vogelpopulationen des Untersuchungsgebietes partiell an Hand von Beringungsergebnissen der Vogelwarte Hiddensee geprüft wurde.

Ausgehend von der Bewertung der Modellierungsergebnisse werden abschließend Empfehlungen ausgesprochen, wie beim weiteren Ausbau der Offshore-Windenergienutzung das derzeit ungelöste Problem des kumulativen Kollisionsrisikos im Gebiet der westlichen Ostsee berücksichtigt, minimiert und ggf. auch kompensiert werden könnte.



1.4 Projektziele

Hauptziel des Projektes ist die Ermittlung von Schwellenwerten, bei denen Kollisionen von Zugvögeln mit Windenergieanlagen in der westlichen Ostsee eine negative Bestandsentwicklung zur Folge haben könnten. Auf der Basis dieser Schwellenwerte werden Empfehlungen für die weitere Gestaltung des Entwicklungsprozesses der Windenergienutzung auf See in diesem Meeresgebiet formuliert.

Angesichts der vielen verschiedenen Arbeitsschritte, die das Hauptziel des Projektes erforderte, wurde eine Reihe von Nebenzielen verfolgt, die jeweils Voraussetzungen für das Erreichen des Hauptzieles schufen. Zu diesen gehörten:

- Prüfen der Eignung der im Zuge von Basisuntersuchungen für die Genehmigung von Offshore-Windparks erhobenen Daten zum Vogelzug für die Beurteilung möglicher kumulativer Effekte,
- Validierung der Untersuchungsmethoden des StUK (BSH 2007) mit dem Ziel der Ableitung methodischer Empfehlungen für das bau- und betriebsbegleitende Monitoring,
- Fokussierung des kumulativen Kollisionsrisikos auf die gefährdeten Arten/Artengruppen bei gleichzeitigem Aufzeigen relevanter Erkenntnislücken,
- Ermittlung von Erkenntnislücken, die die Belastbarkeit der Ergebnisse der verschiedenen Modellierungsschritte einschränken. Empfehlung von Untersuchungen, die zum Schließen dieser Lücken beitragen könnten.



2 Zugverhalten – Zugruten

2.1 Einleitung

Die Ostsee liegt für viele skandinavische und sibirische Vogelarten im Zentrum z.T. globaler Zugruten. Alljährlich ziehen im Herbst etwa 500 Millionen Vögel durch die westliche Ostsee (Tab. 1). Im Frühjahr sind es auf Grund der hohen Mortalität der Jungvögel in ihrem ersten Winter erheblich weniger. Die Beschreibung von Zugruten, Zugwegen und Zugverhalten ist von entscheidender Bedeutung für die Beurteilung von Auswirkungen von Offshore-Windparks auf den Vogelzug. Sie bildet die Grundlage für Kollisions- und Populationsmodelle, die zur Ermittlung von artspezifischen Schwellenwerten für die Gefährdung des Vogelzuges erforderlich sind. Bei der Betrachtung von Zugruten und Zugwegen ist die Unterscheidung in Zugtypen sinnvoll (Tab. 1). Wasser- und Landvögel bilden eine grobe Unterteilung. Tag- und Nachtzug stellt aufgrund der grundsätzlich unterschiedlichen Zugbedingungen eine weitere Unterscheidung dar. Unter den tagsüber ziehenden Landvögeln sind einige fakultative Thermiknutzer (größere Greifvögel, Kraniche). Sie können Thermik über Land zum Höhengewinn nutzen, ziehen aber über Wasser im aktiven Ruderflug. Einige Arten ziehen sowohl tagsüber als auch nachts (Zuordnung einzelner Arten zu Zugtypen: s. Tab. 88 im Anhang).

Tab. 1: Bestandsschätzungen für Zugvögel verschiedenen Flugtyps im südlichen Ostseeraum (Angaben gelten nur für die Herbstsaison; errechnet nach HEATH et al. 2000 und Skov et al. 1998).

Zugtyp	Artengruppen	Herbstbestand
Wasservögel	Seetaucher, Lappentaucher, Ruderfüßer, Enten, Gänse, Säger, Watvögel, Möwen, Seeschwalben, Alken	10-20 Mio.
Landvögel: fakultative Thermiksegler	Greifvögel Kraniche	< 0,5 Mio. 60.000
Landvögel: Ruderflieger	Nachtzieher Tag/Nachtzieher, reine Tagzieher	200-250 Mio. 150-200 Mio.

Die verschiedenen Flug- und Verhaltensweisen erfordern komplexe methodische Ansätze zur Quantifizierung des Vogelzuges. Die zur Erfassung des aktiven Vogelzuggeschehens verwendeten Methoden beschreiben jeweils nur einen Teil des gesamten Zugvolumens. Keine Methode kann dabei Informationen über alle Artengruppen liefern. Zugwege können mittels **Ringfundanalysen** und **Sichtbeobachtungen** (v.a. „seawatching“) erfasst werden. Sichtbeobachtungen liefern vor allem Daten zum Zug von Wasservögeln und Themikseglern, während **Radargeräte** zur Ermittlung von Zugruten nachts ziehender Vögel geeignet sind. Am Tage verhindert dagegen die häufige Schwarmbildung eine quantitative Erfassung mittels Radar (Anzahl Vögel je Echo nicht bekannt), wogegen Vögel nachts oft einzeln fliegen und jedes Echo einem Vogel entspricht.

Neben der Ermittlung der räumlichen und zeitlichen Verteilung von Zugruten verschiedener Zugtypen sind Kenntnisse über das Flugverhalten und Einflussfaktoren wichtig. Hierunter fallen z.B. Wettereinflüsse auf Zugphänologien (Sichtbeobachtungen und Schiffsradar), Flughöhenverteilung (Schiffsradar), Artenzusammensetzung des nächtlichen Vogelzuges (Zielfolgeradar). Jede Methode hat Vorteile und Grenzen, und eine Kombination aus verschiedenen Methoden gewährleistet die bestmögliche Beschreibung des aktiven Zuges (s. auch Methodendiskussion Kap. 2.4.3).



2.2 Kurzdarstellung der generellen Vogelzug-Systeme im Ostseeraum

Eine schematische Darstellung der generellen Zugsysteme in der westlichen Ostsee zeigt Abb. 3. Die Pfeile stehen für Zugräume, so dass deren konkreter Verlauf nicht so eng zu fassen ist. Genauere Beschreibungen von Zugwegen, Brut- und Überwinterungsgebieten für verschiedene Arten und Artengruppen sind in den Artkapiteln zur Analyse von Kurzzeitwiederfinden zu lesen (Kap. 2.3.3). Auf eigenen Sichtbeobachtungen basierende Beschreibungen von Zugwegen für verschiedene Artengruppen sind in Kap. 2.4.2.2 zu finden. Dargestellt sind die Verhältnisse für den Herbstzug, der Frühjahrszug muss nicht immer genau entgegengesetzt erfolgen, sondern kann z.T. abweichend verlaufen (z.B. Greifvögel, s. Kap. 0).

Die bedeutenden Zugpopulationen der **Wasservögel** sind überwiegend sibirischer Herkunft (Meeresenten, Seetaucher, Gänse, Schwäne). Ihr Zugweg ist dementsprechend generell W-E ausgerichtet – sie folgen dem sich in Richtung Westen verengenden „Trichter“ der Ostsee, in vielen Fällen über Schleswig-Holstein hinweg in ihre Überwinterungsgebiete (offene bzw. küstennahe Nordsee/Atlantik: Trauerenten, Seetaucher; binnenländische und küstennahe Rastgebiete: Gänse, Schwäne; Wattenmeer: Möwen; westafrikanische Küsten: Seeschwalben). Meeresenten und Seetaucher fliegen dabei flach über dem Wasser und oft küstennah (meistens < 10 m; z.B. KRÜGER & GARTHE 2001). **Watvögel** fliegen dagegen zumindest im Frühjahr in großer Höhe (im Mittel ca. 2.000 m, GREEN 2004a). In der Ostsee sind verhältnismäßig wenige rastende Watvögel zu beobachten und es wird angenommen, dass das Gros der sibirischen und arktischen Populationen den skandinavischen Raum im Breitfrontenzug überfliegt (MELTOFTE 2008, Überwinterungsgebiete liegen im Gezeitenbereich der Nordsee und des Atlantik bis Westafrika). Die Ausrichtung ist dabei vergleichbar mit der generellen SW-Richtung des nächtlichen Kleinvogelzuges, wobei Watvögel z.B. zum Erreichen der Wattgebiete in der Nordsee vermutlich etwas westlichere Ausrichtungen zeigen. Der Zug schwedischer **Kraniche** verläuft vor allem zwischen der Rügen-Bock-Region im Nationalpark „Vorpommersche Boddenlandschaft“ (Mecklenburg-Vorpommern) und der Südküste Schwedens in N-S Richtung über die Ostsee (ALERSTAM 1990). **Greifvögel** ziehen sowohl über die „Vogelfluglinie“ (d.h. von Südschweden über Falsterbo, Seeland, Møn, Falster, Lolland, Fehmarn nach Schleswig-Holstein) als auch über die offene Ostsee. Dieses Verhalten ist saisonal und artspezifisch unterschiedlich. Generell fliegen Thermiknutzer wie Mäusebussarde vor allem über die „Vogelfluglinie“ während aktive Ruderflieger eher/auch über See fliegen (Fischadler, Falken, Sperber). Bei **tagsüber ziehenden Singvögeln** (hierbei handelt es sich vor allem um Kurz- und Mittelstreckenzieher, wie Finken, Stelzen, BERTHOLD 2000) hat die „Vogelfluglinie“ ebenfalls eine gewisse Bedeutung, da bei dieser Gruppe Leitlinien zumindest für die Orientierung niedrig ziehender Individuen eine Rolle spielen, die hier in Form der vielen Inseln und Küstenlinien vorhanden sind. Die Sichtbarkeit des Singvogelzuges am Tage hängt stark von der Flughöhe ab. Neben dem sichtbaren Zug (oft bei Gegenwind) über die „Vogelfluglinie“ findet ein großer Teil des Zuges bei Rückenwind in großer Höhe auch über der offenen Ostsee in N-S-Richtung statt (s. Kap. 2.4.2.1.3; Vergleich von Sichtbeobachtungen und Radaruntersuchungen, ALERSTAM & ULFSTRAND 1972). Bei **nachts ziehenden Kleinvögeln** (v.a. Mittelstreckenzieher wie Drosseln und Rotkehlchen sowie Langstreckenzieher wie z.B. Fitis, Rohrsänger) wird aufgrund der eingeschränkten optischen Orientierungsmöglichkeiten von Breitfrontenzug ausgegangen (RICHARDSON 1978, ZEHNDER et al. 2001, BRUDERER & LIECHTI 1998a, 2005). Die Vögel einzelner Teilpopulationen fliegen, entsprechend ihrer (endogen) festgelegten Zugrichtung in parallelen benachbarten Sektoren, so dass flächendeckende Zugmuster entstehen (z.B. BERTHOLD 2000).



Die bevorzugte Richtung der meisten Arten ist im Herbst SW, jedoch gibt es auch solche, die überwiegend in Richtung SE und S abziehen (s. Kap. 2.3). In gewissem Umfang können auch nachts Landmarken einen Einfluss auf den Verlauf des nächtlichen Zuges haben (ÅKESSON 1993), vermutlich ist das Restlicht auch in der Nacht ausreichend, um Wasserflächen (Reflexionen von Sternen-/Mondlicht) von Festland zu unterscheiden. Dadurch kann es auch bei Nachtziehern zu lokalen Konzentrationen kommen (z.B. Falsterbo im Herbst, ÅKESSON 1993).

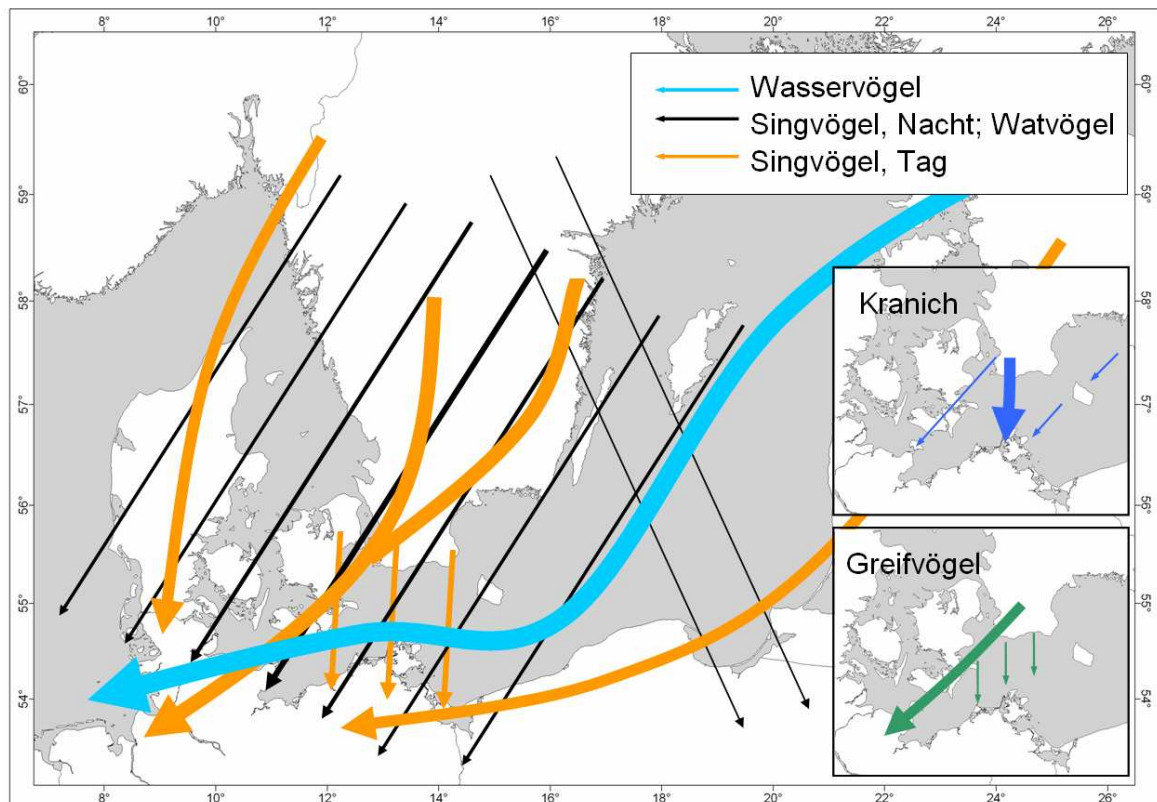


Abb. 3: Schematische Darstellung der wichtigsten Zugwege im Ostseeraum für den Herbstzug.

2.3 Analyse von Kurzzeitwiederfinden

2.3.1 Einleitung

Seit über 100 Jahren ist die Vogelberingung eine Methode der ornithologischen Forschung, mit welcher Informationen über das Leben wildlebender Vögel und ihrer Populationen gewonnen werden (z.B. BAIRLEIN 2001). Die Rückmeldungen (Wiederfunde) von beringten Individuen ermöglichen das Beschreiben verschiedener biologischer, ökologischer und demografischer Aspekte des Vogel Lebens im Detail: Zugverhalten und Zugwege, Ansiedlungsmuster der Jungvögel, Ortstreue der Brutvögel, Lebenserwartung der Individuen und ihre Todesursachen. Da derartige empirische Informationen über wildlebende Vögel auf andere Weise nicht zu erlangen sind, gehört die Beringung nach wie vor zu den modernen Standardmethoden ornithologisch-ökologischer Forschung in aller Welt (EURING 2007). Einzig für die Ermittlung von Zugverhalten



und Zugwegen gibt es die Alternative der Satellitentelemetrie von besenderten Vögeln. Diese ist allerdings sehr kostenintensiv und daher nur auf wenige Individuen beschränkt und aufgrund der technischen Möglichkeiten bisher nur auf Vögel bis etwa Krähengröße anwendbar (IRSCH 2006).

In Europa werden die Beringungs- und Wiederfunddaten zunächst von nationalen Beringungszentralen verwaltet und dann in eine internationale Beringungsdatenbank, die von EURING (European Union for Bird Ringing) koordiniert wird, eingespeist. Die wichtigsten Anwendungsfelder hat die Beringungsmethode heute in der Naturschutzforschung, d.h. bei der Erarbeitung wissenschaftlicher Grundlagen für den Arten- und Biotopschutz, bei der Überwachung von lokalen bzw. regionalen Vogelbeständen oder beim großräumigen Monitoring spezieller Phänomene in der Vogelwelt. Doch auch für die Grundlagenforschung, besonders im Bereich der Populationsökologie und der Zugforschung, ist die klassische Beringung nach wie vor von großer Bedeutung. In dem vorliegenden Bericht fließen die durch Beringung gewonnenen Daten für ausgewählte Arten sowohl in die Ermittlung der Überlebensraten anhand von Langzeitwiederfunden (Kap. 3.4), als auch in die Rekonstruktion von Zugwegen anhand von Kurzzeitwiederfunden ein.

In diesem Kapitel wird der bisherige Kenntnisstand über das Zugverhalten und die Zugwege ausgewählter Arten im Bereich der westlichen Ostsee mittels einer Literaturrecherche zusammengetragen und einer eigens angefertigten Kurzzeitwiederfundanalyse gegenübergestellt. Es gibt bereits zahlreiche auf Ringfunddaten basierende Veröffentlichungen über das Zugverhalten vieler Arten (z.B. Ringfundatlanten, Abhandlungen über einzelne Arten), die jedoch oftmals keine Unterscheidung in Kurzzeit- und Langzeitwiederfunddaten erlauben. Viele Wiederfunde stammen nicht aus der direkten Zugperiode, sondern aus späteren Jahren und spiegeln somit nicht den unmittelbaren Zugverlauf wider. Bei einer Darstellung der Ringfundverteilung auf einer Karte wird zwischen Beringungs- und Wiederfundort eine Verbindungslinie gezogen, die allerdings nur selten die direkte Flugstrecke eines Individuums wiedergibt (ZINK 1973, BAIRLEIN 2001). Viel mehr ist die kürzeste Verbindung, also die Luftlinie, dargestellt, obwohl sich der Vogel oftmals nicht genau entlang dieser Linie sondern entlang von Leitlinien, wie dem Küstenverlauf, bewegt hat. Möglich ist auch, dass es im Verlauf des Zuges, z.B. nach einer Zwischenrast, zu Kurskorrekturen gekommen ist und der Vogel um den Fundort zu erreichen eigentlich einen Bogen oder einen Zick-Zack-Kurs geflogen ist. Generell gilt, je kürzer der zeitliche Abstand zwischen Beringung und Wiederfund ist, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass eine beide Ereignisse verbindende Linie die direkt geflogene Strecke darstellt. Aus diesem Grund ermöglicht eine Kurzzeitwiederfundanalyse eine genauere und sicherere populationsspezifische Einordnung durchziehender Vögel. Da die Wahrscheinlichkeit, einen beringten Vogel wiederzufinden mit der Anzahl der Beringungen steigt und die meisten Vögel auf dem Zug auf Beringungsstationen beringt werden, ist das Wissen über Zugwege stark von Durchzüglern unbekannter Herkunft bestimmt. Jedoch lassen sich die Herkunftsgebiete vieler Durchzügler anhand von Funden in den Brutgebieten oftmals eingrenzen. Eine genauere Zuordnung würden Funde von Vögeln zulassen, die während ihres Aufenthalts in den Brutgebieten beringt wurden und vor der nächsten Brutsaison auf dem Zug wiedergefunden worden sind. Leider gibt es für die wenigsten Arten genügend Brutzeitberingungen, um verglichen mit den Wiederfunden von auf dem Durchzug beringten Vögeln eine ähnlich hohe Anzahl Wiederfunde der direkten Wegzugperiode zu erhalten.



2.3.2 Methoden

Für die Kurzzeitwiederfundanalyse wurden nur solche Ringfunde berücksichtigt, die bis maximal fünf Wochen (= 35 Tage) nach der Beringung erbracht wurden. Der zeitliche Abstand zwischen Beringung und Wiederfund wurde arbiträr gewählt, um zu gewährleisten, dass genügend Funde für eine Analyse vorliegen. Der Schwerpunkt lag dabei auf Wiederfunden von Vögeln, die die westliche Ostsee bereits überquert hatten, weshalb in dieser Analyse nur schwedische und finnische Kurzzeitwiederfund-Daten südlich und einschließlich des Breitengrades 55°N (Stand 2006) sowie sämtliche Kurzzeitwiederfunde in der Datenbank der Vogelwarte Hiddensee (Stand 2005) ausgewertet wurden. Die Darstellung erfolgt auf Karten in Mercator Projektion, welche in ArcView GIS 3.2a erstellt wurden. Unter Zuhilfenahme des Skripts *DispVector* wurden die Wiederfunde mit dem jeweiligen Beringungsort durch eine Linie verbunden. Bei Arten für die sehr viele Wiederfunde vorlagen, wurde der zeitliche Abstand zwischen Beringung und Wiederfund verkürzt, um eine übersichtlichere Darstellung in der Karte zu erhalten. Es wurde nur der Herbst betrachtet, da es aus dieser Zugperiode im Gegensatz zum Frühjahr traditionell viel mehr Ringfunde gibt, was sowohl mit der geringeren Beringungsaktivität im Frühjahr als auch mit dem rascher verlaufenden Heimzug und der damit verbundenen geringeren Wiederfundwahrscheinlichkeit zusammenhängt.

Artenauswahl

Für längst nicht alle Arten liegen genügend Ringfunde vor, um eine Kurzzeitwiederfundanalyse durchzuführen (vgl. z.B. BØNLØKKE et al. 2006). Deshalb wurde versucht, eine Auswahl an Arten zu bearbeiten, die ein für den Zugverlauf über der westlichen Ostsee möglichst repräsentatives Artenspektrum darstellt. Im Gegensatz zu vielen Singvogelarten gibt es für die meisten Nicht-Singvogelarten nicht genügend Wiederfunde, weshalb diese unterrepräsentiert sind. Da Singvögel aber den größten Anteil am Gesamtzugvolumen stellen (vgl. Kap. 2.1), erscheint diese Auswahl gerechtfertigt. Zunächst wurde eine Unterscheidung in Wasservögel/Limikolen und Landvögel vorgenommen. Innerhalb dieser Gruppen wurde versucht, eine möglichst gleichmäßig verteilte Auswahl an Lang- und Kurz-/Mittelstreckenziehern zu treffen, wobei hauptsächlich die potentiell am stärksten durch Kollision mit Offshore-Windenergieanlagen betroffenen Nachtzieher behandelt wurden (Tab. 2).

Tab. 2: Anzahl der je Art und Beringungszentrale berücksichtigten Kurzzeitwiederfunde (bis max. 35 Tage nach der Beringung; genaue Selektion: s.o.).

Art	Schweden	Finnland	Hiddensee	Summe
Krickente	51	17	7	75
Flussuferläufer	86	23	0	109
Alpenstrandläufer	285	99	246	630
Buchfink	6	6	3	15
Rotkehlchen	268	83	39	390
Singdrossel	125	50	0	175
Wintergoldhähnchen	153	81	30	264
Mönchsgrasmücke	20	9	5	34
Schafstelze	82	11	2	95
Schilfrohrsänger	204	116	3	323
Teichrohrsänger	699	52	11	762
Fitis	123	10	6	139



2.3.3 Ergebnisse und Diskussion

2.3.3.1 Wasservögel und Limikolen

Unter dieser Artengruppe werden in diesem Kapitel alle schwimmenden und schreitenden Vögel, wie Taucher, Reiher, Gänse, Enten, schnepfenartige, möwenartige und andere zusammengefasst. Bei ihnen handelt es sich überwiegend um komplett nachtziehende oder tag- und nachtziehende Arten. Die Brutgebiete der durch den Ostseeraum ziehenden Wasser- und Watvögel erstreckt sich von Mittel- und Ostfennoskandinavien bis weit nach Nordsibirien. Im Zugverhalten gibt es Unterschiede zwischen vorrangig im Küstenbereich und vorrangig im Binnenland brütenden Arten. Generell sind Binnenlandbrüter für die Zwischenrast nicht auf Küstenrastplätze angewiesen, weshalb ihr Zug in der Regel in breiter Front quer über Europa verläuft, wohingegen die Küstenbrüter oft Zugkorridoren folgen, die wichtige Küstenrastplätze mit einschließen. Die Winterquartiere dieser Artengruppe befinden sich oft in marin beeinflussten Gebieten in West- und Südeuropa sowie in Westafrika oder im afrikanischen Binnenland südlich der Sahara. In den folgenden drei Artkapiteln werden zunächst zwei typische Brutvögel borealer binnenländischer Brutgebiete und ein Brutvogel der arktischen Tundra behandelt.

2.3.3.1.1 Krickente (*Anas crecca*)

Bisheriger Kenntnisstand

Die Krickente ist eine vor allem im Binnenland an Seen, Teichen und Flüssen brütende Gründelente. Das geschlossene, europäische Verbreitungsgebiet der Art erstreckt sich über ganz Nord-, Nordost- und Osteuropa und das nördliche Mittel- und Westeuropa (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Die größten Bestände sind in Fennoskandinavien und Russland zu finden (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). In fast ganz Eurasien ist die Krickente Zugvogel und verlässt im Spätsommer/Herbst die Brutgebiete. Nur Mittel- und Westeuropa wird von überwiegend aus Stand- bzw. Strichvögeln bestehenden Populationen besiedelt (RUTSCHKE 1989, CRAMP 1998). Das Gros der Brutvögel des nördlichen und westlichen Fennoskandiaviens und des nordwestlichsten Russlands zieht mit Richtungen, die um WSW streuen, in die Winterquartiere in westeuropäische Nordseeanrainerstaaten, während die Vögel aus Mittel- und Südfinnland und Osteuropa bevorzugt auf einem etwas weiter südlich verlaufenden Zugweg über das europäische Binnenland nach Südwest- und Südeuropa gelangen (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1990, FRANSSON & PETERSSON 2001, GUILLEMAIN et al. 2005). Eine Besonderheit der Enten ist ihre Verpaarung im Winterquartier (RUTSCHKE 1989). Da die Weibchen sehr brutorttreu sind, ist die Folge, dass die Männchen ihnen in ihre angestammten Brutgebiete folgen und somit in verschiedenen Jahren im Sommer in sehr weit voneinander entfernten Brutgebieten sein können (z.B. GUILLEMAIN et al. 2005). Der Verlauf des Zuges ist nicht genau bekannt. Wiederfunde von dänischen Ringvögeln deuten darauf hin, dass nicht selten Zugstrecken von mehr als 300 km/Tag zurückgelegt werden, der Zug also z.T. sehr schnell abläuft. Ein Vogel hat die über 1.200 km lange Strecke von der dänischen Ostseeküste bis nach Westfrankreich mit Sicherheit an nur einem Tag bewältigt (CLAUSEN et al. 2002). Aufgrund der Entfernung ist anzunehmen, dass dieses Individuum die Strecke auch nachts fliegend erreicht hat. Die Annahme, dass die Art wenigstens zum Teil nachts zieht, wird auch durch Sichtbeobachtungen gestützt, bei denen die in großer Zahl an der Ostseeküste rastende Krickente unerwartet selten beobachtet wird (IFAÖ, unveröff.). Neben den regulären Zugsbewegungen gibt es bei fast allen Entenarten Mauserzug, der von Erpeln und im



Brutgeschäft gestörten Weibchen durchgeführt wird (RUTSCHKE 1989). Nach dem Beginn der Bebrütung lösen sich die Paare auf und wandern zu mehr oder weniger weit entfernten Mausergewässern, wo sie sich in Gruppen zusammenschließen. Die wichtigsten der von europäischen Krickenten genutzten Mauserplätze befinden sich nördlich und östlich der Ostsee und im südwestlichen Russland (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1990, CRAMP 1998).

Zuggeschehen im Ostseeraum

Die durch den Ostseeraum ziehenden Krickenten stammen aus Schweden, Finnland und Nordwestrussland sowie zu einem geringeren Anteil aus Osteuropa (FRANSSON & PETERSSON 2001, BØNLØKKE et al. 2006, HEINICKE 2007). Norwegische Ringvögel tauchen so gut wie nie im baltischen Raum auf (BAKKEN et al. 2003). Über den genauen Zugverlauf und die Abzugsrichtungen der einzelnen Populationen ist jedoch nur sehr wenig bekannt. Die Winterquartiere der Durchzügler liegen vor allem in Westeuropa (HEINICKE 2007). Der Durchzug zieht sich sehr lange hin und beginnt ab Ende Juli, die Masse der Vögel erreicht die Zwischenrastgebiete jedoch zwischen August und Oktober (BØNLØKKE et al. 2006, HEINICKE 2007).

Der Rückzug erfolgt für die Weibchen sehr wahrscheinlich auf schnellstem Weg in Richtung des vorjährigen Brutgebiets. Je nach Härte des Winters starten die Vögel ihren Zug aus nördlicher oder südlicher befindlichen Überwinterungsgebieten, wodurch sich auch die hauptsächlich überflogenen Gebiete von Jahr zu Jahr unterscheiden können. Da die Paarbildung bereits im Winterquartier stattfindet, ist die Heimzugsrichtung der Männchen abhängig von der Herkunft der Partnerin (z.B. RUTSCHKE 1989). Die ersten Krickenten erreichen die Frühjahrsrastplätze im baltischen Raum Ende Februar/Anfang März, die Masse jedoch erst zwischen Mitte März und Mitte April. Die letzten Durchzügler werden bis Anfang Mai registriert (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1990, HEINICKE 2007).

Kurzzeitwiederfundanalyse: Welche Populationen überqueren die westliche Ostsee?

Die Abzugsrichtung fennoskandinavischer Vögel streut zwischen W und SW und nur selten werden Vögel in Richtung SSW bis SSE gefunden (Abb. 4). Das Wissen über die Zugwege wird sehr stark von auf dem Zug beringten Krickenten bestimmt. Die Herkunft der durch den Ostseeraum ziehenden Vögel lässt sich jedoch durch genügend Wiederfunde aus den finnischen und nordwestrussischen Brutgebieten eingrenzen (FRANSSON & PETERSSON 2001, BØNLØKKE et al. 2006, HEINICKE 2007).

Fast alle Wiederfunde schwedischer Ringvögel wurden von auf den großen Fangstationen im Süden beringten Vögeln erbracht, welche vermutlich zu einem großen Teil aus Durchzüglern östlicherer Herkunft bestehen. Über die Zugwege schwedischer Brutvögel lässt sich anhand von Kurzzeitwiederfunden kaum eine Aussage treffen. Bei einer anzunehmenden dominierenden Abzugsrichtung von WSW bis SW (FRANSSON & PETERSSON 2001), dürfte ein Großteil auf dem Weg in die westeuropäischen Rast- und Winterquartiere nicht die Ostsee, sondern den Kattegatt und anschließend zum Teil sogar die Nordsee überfliegen. Von den Durchzüglern, die an der Südküste Schwedens markiert wurden, scheint die Mehrzahl die Rastgebiete im Nordseeraum über die dänischen Inseln fliegend zu erreichen (Abb. 5). Deutlich weniger Vögel überqueren offensichtlich die Ostsee in südlicherer Richtung und werden dann im europäischen Binnenland gefunden. Bei der Interpretation der Ringfundverteilung von Enten muss natürlich der



unterschiedlich starke Jagddruck in Europa beachtet werden. Die Tatsache, dass es aus dem mitteleuropäischen Binnenland nur wenig Kurzzeitfunde schwedischer Ringvögel gibt, könnte natürlich auch mit dieser Gegebenheit zusammen hängen, erscheint aber bei der gleichmäßigen Verteilung von Funden über ganz Europa unwahrscheinlich (vgl. GUILLEMAIN et al. 2005).

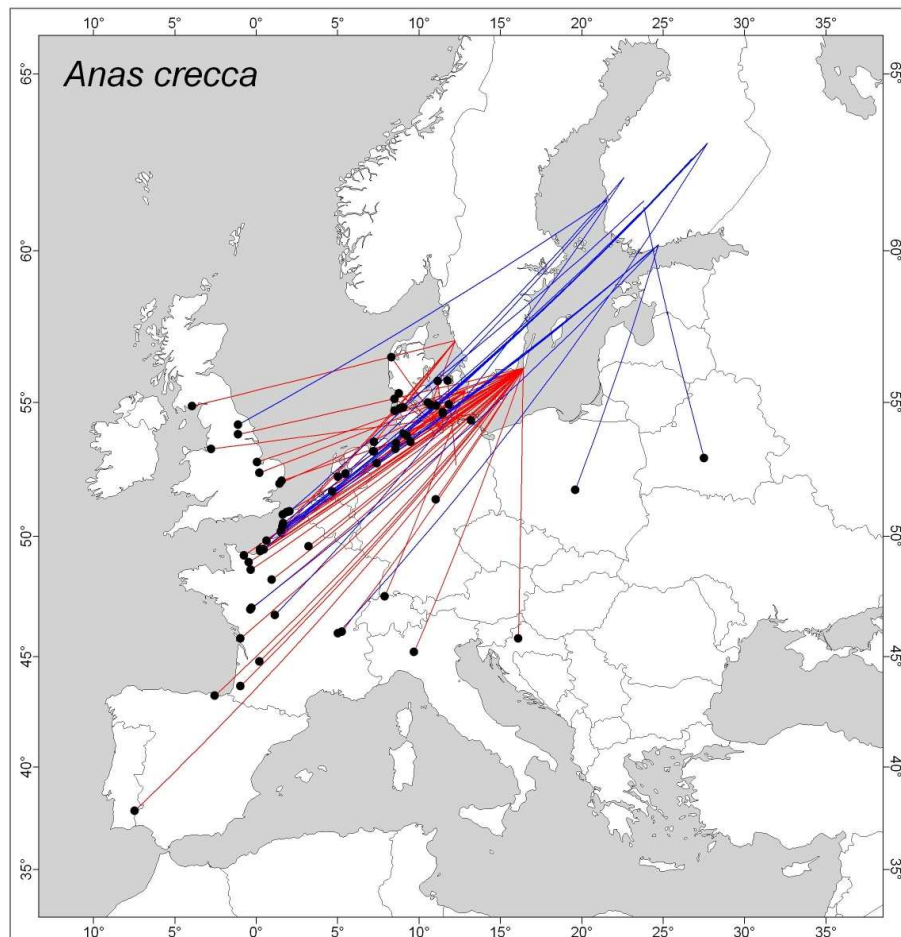


Abb. 4: Herbstfunde der Krickente (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

Unter den in Finnland beringten Vögeln sind mit Sicherheit viele finnische Brutvögel, jedoch zu einem unbekanntem Anteil auch Vögel nordwestrussischer Herkunft. Anhand der Wiederfundverteilung kann gefolgert werden, dass der Hauptteil die Ostsee bereits im nördlichen Teil überquert und sich dann entweder entlang der schwedischen Ost- und Südostküste fortbewegt oder das schwedische Festland in breiter Front überfliegt. Für die mittel- und südfinnischen Populationen wird eine Abzugsrichtung um SW angenommen (GUILLEMAIN et al. 2005), die die Vögel quer über das europäische Binnenland führt. Diese Zugrichtung ist in den Kurzzeitwiederfunden nur durch sehr wenige Individuen belegt. Diese Vögel könnten die östliche Ostsee in breiter Front überfliegen. Ein Vogel ist in Richtung SSE mit Kurs auf die Winterquartiere



im östlichen Mittelmeerraum gefunden worden. Diese Abzugsrichtung stellt für fennoskandinavische Krickenten jedoch eine Ausnahme dar (z.B. FRANSSON & PETERSSON 2001).

Von den sieben Kurzzeitwiederfindungen aus der Hiddensee-Datenbank haben fünf eine deutlich nördliche Richtungskomponente (Abb. 5). Zwei der Vögel müssen dabei die westliche Ostsee von Süden her überflogen haben, bevor sie auf den dänischen Inseln geschossen wurden. Diese herbstliche Nordwärtsbewegung wird bisher in der Literatur nicht erwähnt, sollte allerdings bei einer Abschätzung des Anteils der Krickenten, der die westliche Ostsee überfliegt, berücksichtigt werden.

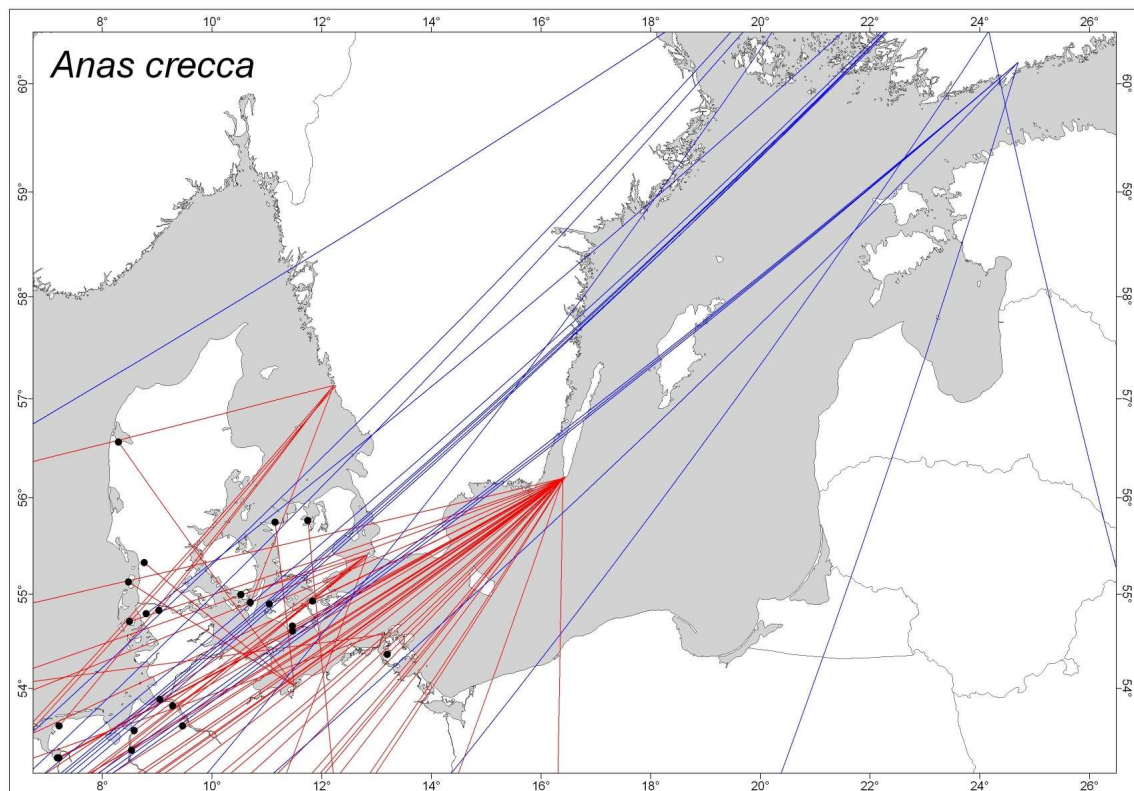


Abb. 5: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde der Krickente (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

2.3.3.1.2 Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*)

Bisheriger Kenntnisstand

Der Flussuferläufer ist ein typischer Vertreter der vor allem nachts ziehenden Binnenlandlimikolen, der die größten Bestände vor allem an den Flüssen und Seen des nord-, nordost- und osteuropäischen Binnenlandes hat (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985, KIRBY & SCOTT in Vorb.). Sein Brutgebiet erstreckt sich über ganz Europa, zeichnet sich in West- und Südeuropa jedoch durch viele isolierte Vorkommen aus (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Das Gros der europäischen Flussuferläufer verbringt den Winter in Westafrika südlich der Sahara, nur osteuropäische Vögel



können bis nach Südafrika vordringen (CRAMP 1998, KIRBY & SCOTT in Vorb.). Einige Vögel (v.a. Jungvögel)

übersommern in Afrika. Nur ein sehr kleiner Teil des europäischen Bestandes überwintert in den maritimen Bereichen West- und Südeuropas und Nordafrikas (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985). Das Zugsystem des Flussuferläufers ist gut bekannt und sehr einfach. Allerdings gibt es bisher leider keine Informationen über die bevorzugte Flughöhe während des Zuges. Der Zug verläuft in breiter Front mit Abzugrichtungen zwischen SSW und SW quer über das europäische Binnenland. Als Rastplätze werden selbst kleinste Gewässer genutzt, weshalb die Art nicht wie die meisten anderen Limikolen auf wenige gute Rastgebiete angewiesen ist (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985). Der Zug des Flussuferläufers läuft parallel versetzt ab, was dazu führt, dass die britischen und westskandinavischen Vögel am weitesten westlich durch Europa ziehen und auch im afrikanischen Winterquartier am weitesten westlich gefunden werden (KIRBY & SCOTT in Vorb.).

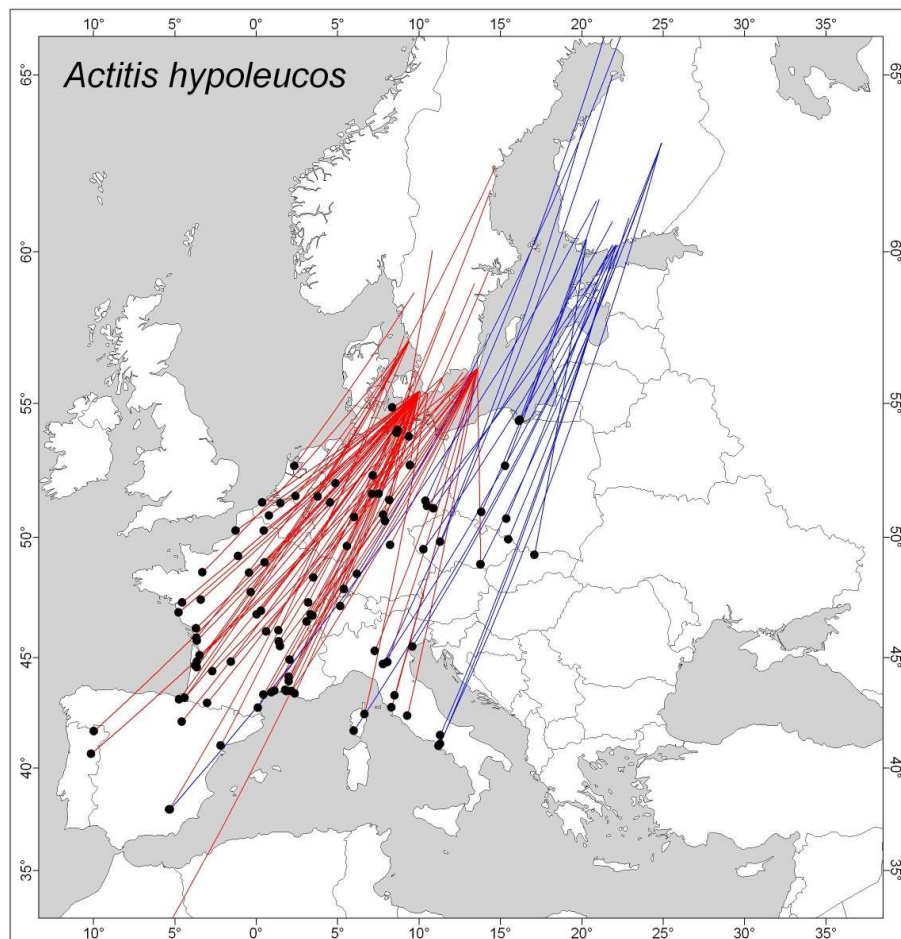


Abb. 6: Herbstfunde des Flussuferläufers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen Datenbank).

Zugeschehen im Ostseeraum

Fennoskandinavische Flussuferläufer ziehen in Richtung SSW bis SW parallel versetzt ab (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985, BAKKEN et al. 2003, KIRBY & SCOTT in Vorb.). Dabei überquert ein



großer Teil der schwedischen und finnischen Vögel die Ostsee in breiter Front. Die Altvögel verlassen die Brutgebiete rasch ab Ende Juni/Anfang Juli. Einige Wochen später folgen die Jungvögel, deren Durchzug im Ostseeraum zwischen Ende Juli und Anfang August den Höhepunkt erreicht und bis Ende August weitgehend abgeschlossen ist (OAG MÜNSTER 1987, KOZIK 2006). Der Heimzug erfolgt entlang der gleichen Routen wie im Herbst mit entsprechenden Richtungen von NE bis NNE (KIRBY & SCOTT in Vorb.). Der Durchzugsmedian fällt in weiten Teilen Europas Anfang/Mitte Mai, was dafür spricht, dass der Heimzug sehr schnell abläuft (OAG MÜNSTER 1994). Im baltischen Raum ziehen Flussuferläufer zwischen Ende April und Mitte/Ende Mai durch, da die nördlichsten Brutgebiete nicht vor der zweiten Maihälfte erreicht werden (LAUSTEN & LYNGS 2004).

Kurzzeitwiederfundanalyse: Welche Populationen überqueren die westliche Ostsee?

Bei Betrachtung der Kurzzeitwiederfunde ist der parallel in Richtungen um SSW verlaufende Zug klar erkennbar. Die Abzugsrichtungen bis maximal 35 Tage nach der Beringung streuen noch weniger als es nach Literaturdaten zu erwarten war. Die Verteilung der Funde über Europa zeigt, dass es keine Konzentration entlang der Küsten gibt, also Breitfrontzug vorliegt. Wie bei den meisten Arten betreffen die Wiederfunde vor allem Individuen, die auf dem Zug bringiert worden sind.

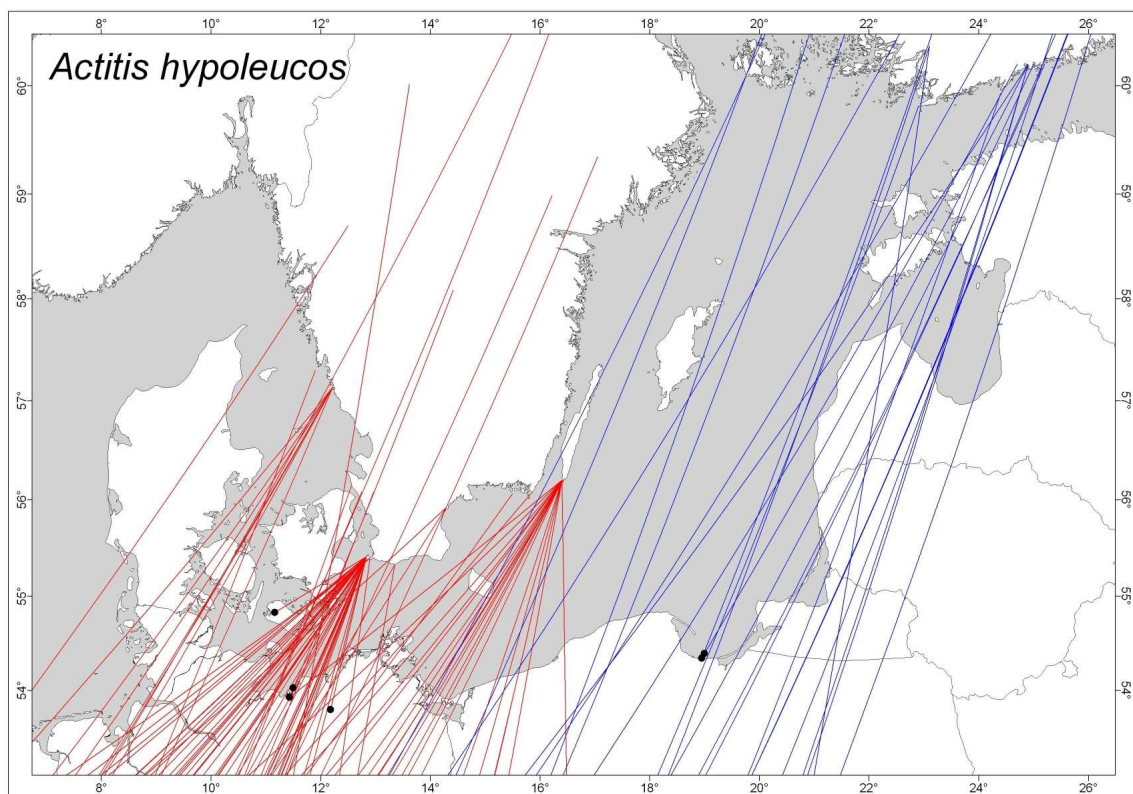


Abb. 7: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Flussuferläufers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).



Jedoch kann man bei der vorherrschenden Abzugsrichtung davon ausgehen, dass es sich überwiegend um Vögel mit Brutgebieten in dem jeweiligen Land der Beringung handelt. Lediglich die auf Öland markierten Vögel könnten zu einem unbekanntem Anteil aus finnischen Brutvögeln bestehen.

Von den schwedischen Flussuferläufern dürften vor allem die im Ostteil des Landes brütenden Vögel die westliche Ostsee in breiter Front zwischen Fehmarn und der westlichen polnischen Ostseeküste überfliegen. Die westschwedischen Vögel erreichen Mittel- und Westeuropa die dänischen Inseln und den Kattegatt überfliegend (Abb. 7).

Von den finnischen Flussuferläufern überqueren die Vögel aus Brutgebieten in den westlichen Landesteilen die östliche Ostsee sehr wahrscheinlich in breiter Front zwischen der schwedischen Ostküste und der Küste der baltischen Staaten und erreichen Mitteleuropa im Bereich der polnischen Ostseeküste. Ostfinnische und ein Teil der nordwestrussischen Vögel überqueren die Ostsee im Bereich des finnischen Meerbusens (Abb. 7).

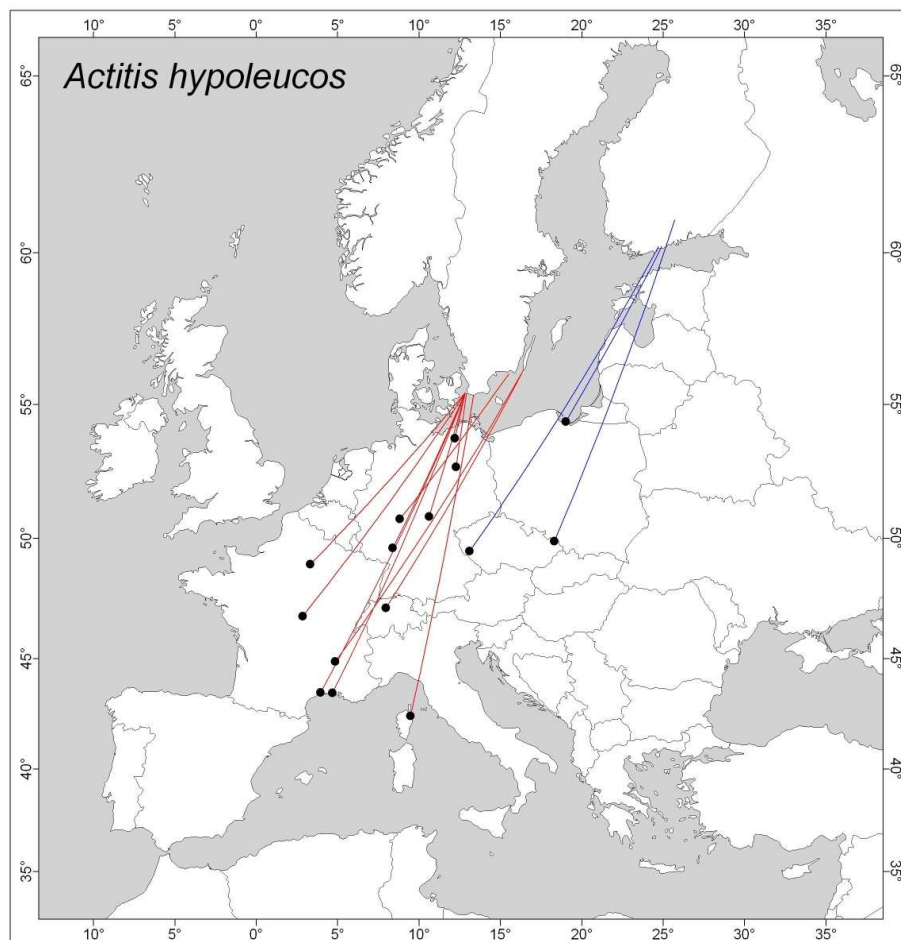


Abb. 8: Herbstfunde des Flussuferläufers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 7 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederrunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederrunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).



Der Zug verläuft überwiegend in langen Einzeletappen, wie eine Darstellung der Wiederrunde bis maximal 7 Tage nach der Beringung verdeutlicht (Abb. 8). Nur wenige Vögel wurden innerhalb der ersten 100 km Zugstrecke wiedergefunden.

2.3.3.1.3 Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*)

Bisheriger Kenntnisstand

Die ökologischen Ansprüche des Alpenstrandläufers machen ihn zu einem typischen Vertreter der Küstenlimikolen. Er ist in Europa mit zwei sich phänotypisch kaum unterscheidenden Unterarten als Brutvogel vertreten (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999). *C. a. schinzii* brütet sowohl in arktischen Lebensräumen auf Island und SW-Grönland als auch in der gemäßigten Zone auf den britischen Inseln und im baltischen Raum. *C. a. alpina* brütet in den subarktischen und arktischen Bereichen Nordwest- und Nordfennoskandinaviens und Nordrusslands (CRAMP 1998, ENGELMOER 2008). Beide Unterarten haben unterschiedliche, sich zum Teil jedoch überlappende Winterquartiere. Im Winter tritt die Art mit den größten Konzentrationen in den periodisch trockenfallenden, gezeitenbeeinflussten Küstenbereichen der Nordsee und des Atlantiks nördlich des Äquators auf (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999). *C. a. alpina* überwintert vor allem in West- und Südwesteuropa und überquert das Mittelmeer nur in verhältnismäßig kleiner Zahl, während die Überwinterungsgebiete von isländischen und grönländischen *C. a. schinzii* weiter südlich an den Küsten Nordwest- und Westafrikas liegen (RÖSNER 1997). Die baltischen und britischen Population von *C. a. schinzii* überwintern nördlicher im Bereich der west- und südwesteuropäischen Atlantikküste (ENGELMOER 2008, RÖSNER in Vorb.). Der Winterbestand im Wattenmeer kann mehrere 10.000 Individuen umfassen, ist jedoch abhängig von der Milde des jeweiligen Winters (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).

Zwischen dem Zug von Alt- und Jungvögeln bestehen grundsätzliche Unterschiede in der Phänologie, also dem zeitlichen Ablauf des Zuges, und dem geografischen Verlauf (z.B. RÖSNER 1990). Beide Altersklassen ziehen überwiegend nachts, jedoch gibt es auch am Tag mitunter deutliche Zugbewegungen. Das Hauptzugeschehen erfolgt selektiv bei guten Zugbedingungen (klarer Himmel, Rückenwind) und läuft zumindest im Frühjahr in Höhen über tausend Metern und in breiter Front ab (GREEN 2004a). Die bei Sichtbeobachtungen erfassten Alpenstrandläufer machen nur den Bruchteil des ziehenden Gesamtbestandes aus (MELTOFTE 2008). Altvögel verlassen die Brutgebiete deutlich früher als die Jungvögel, wobei die alten Weibchen bereits einige Tage nach dem Schlupf der Jungen abziehen und ihnen die Männchen einige Tage später folgen (z.B. CRAMP 1998, MEISSNER & STRZALKOWSKA 2006). Die Vögel ziehen in Richtungen zwischen WSW und SW aus ihren Brutgebieten ab. Die bereits zugerfahrenen Altvögel nutzen das Wissen aus Vorjahren und haben die Fähigkeit, die wenigen sehr gut geeigneten Rastplätze entlang der Küsten gezielt anzusteuern. Deshalb sind sie in der Lage, genügend große Fettreserven aufzubauen, um ihren Zug überwiegend in langen Einzeletappen zu bewältigen. Die noch unerfahrenen Jungvögel haben dieses Wissen noch nicht und folgen ihrer genetisch festgelegten Zugrichtung, müssen aber aufgrund der fehlenden Reserven in vielen kurzen Etappen ziehen und nach der Methode „Versuch und Irrtum“ auch an weniger geeigneten Küstenrastplätzen und im Binnenland rasten (RÖSNER 1997).

Zugeschehen im Ostseeraum



Die nur noch ein paar hundert Brutpaare umfassende baltische Population von *C. a. schinzii* brütet und zieht früher als die Nominatform *alpina*. Die Masse der Alpenstrandläufer, die die wenigen wichtigen Rastplätze an der Ostseeküste nutzen, sind *C. a. alpina* aus Brutgebieten im nördlichen Russland. Der Durchzug erfolgt in mehreren Wellen, was entweder mit dem unterschiedlichen Zugverhalten der Geschlechts- und Altersklassen oder der Herkunft aus unterschiedlich weit entfernten Brutgebieten zusammen hängt (GROMADZKA 1989). Wenn die ersten Altvögel die Ostseeküste Anfang/Mitte Juli erreichen, sind die Altvögel der baltischen Population bereits abgezogen. Ende Juli wird der Höhepunkt des Altvogel-Durchzuges von *C. a. alpina* erreicht, wobei sich diese mit den wenigen *schinzii*-Jungvögeln vermischen. Generell rasten Altvögel an der Ostsee nur einige Tage, bevor sie den Zug in die wichtigen Rastgebiete an der Nordsee fortsetzen (z.B. KUBE et al. 1994). Erst ab Mitte August treffen in nennenswerter Zahl *C. a. alpina* Jungvögel im Bereich der südlichen Ostsee ein. Der Hauptdurchzug der Jungvögel der Nominatform beginnt Mitte September und zieht sich bis Mitte/Ende Oktober hin (GROMADZKA 1987). Einige Vögel beider Altersklassen ziehen in Richtungen um SE in Winterquartiere am Schwarzen Meer oder dem östlichen Mittelmeer.

Generell spielt der Ostseeraum als Zwischenrastgebiet für Alpenstrandläufer – wie für die meisten arktischen Limikolen – auf dem Zug eine untergeordnete Rolle, da mit einigen 10.000 Rastvögeln nicht einmal 5 % der etwa 1,3 Mio. aus den Brutgebieten an die Nordsee ziehenden Vögel hier rasten (KUBE et al. 1994, RÖSNER 1997, RÖSNER im Druck).

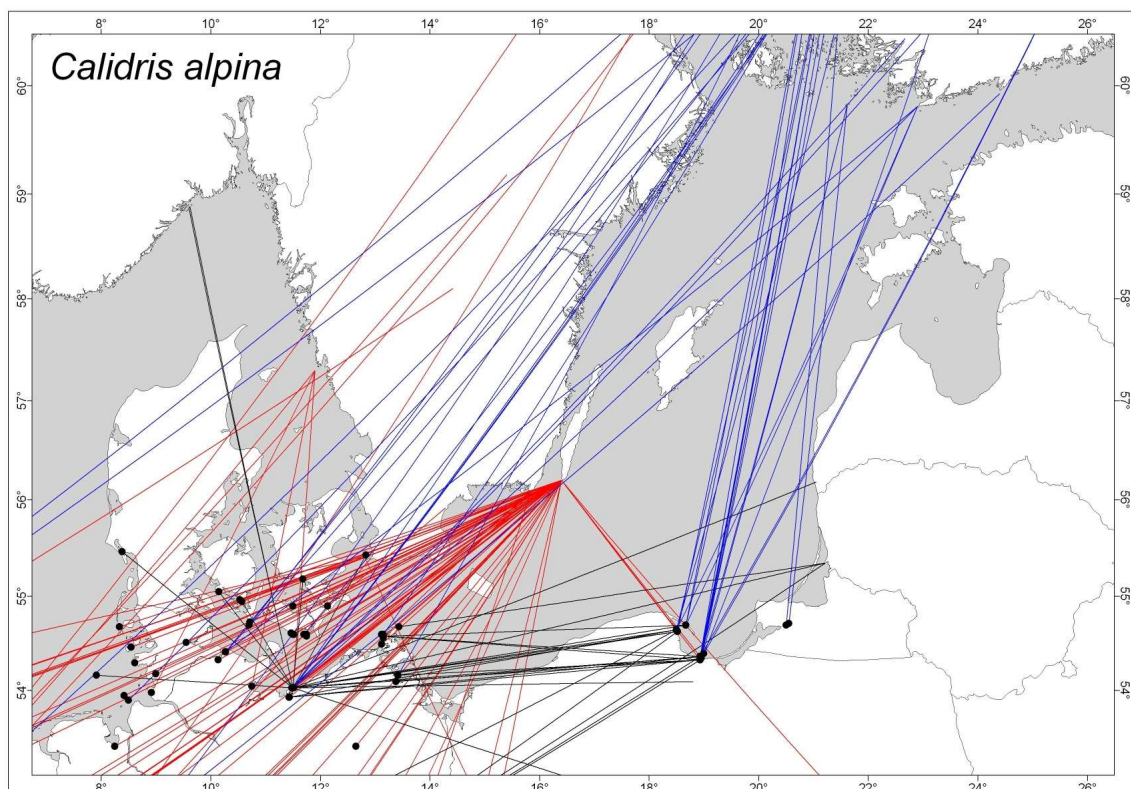


Abb. 9: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Alpenstrandläufers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 14 Tage nach der Beringung, nicht nach Altersklassen getrennt (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen Datenbank; schwarze Linien = Wiederfunde in der Hiddenseedatenbank).



Die Masse der Altvögel dürfte aus an der nordrussischen Küste gelegenen Rastgebieten (z.B. Weißes Meer) diesen Bereich in großer Höhe non-stop überfliegen (GREEN 2004a, MELTOFTE 2008). Für Jungvögel wird eine Bewegung in breiterer Front angenommen. Sie suchen dabei weniger selektiv und häufig Rastgebiete entlang der norwegischen Atlantikküste oder der Ostseeküste auf.

Rastgebiete im Ostseeraum werden im Frühjahr von deutlich weniger Vögeln als im Herbst aufgesucht (KUBE et al. 1994). Allerdings verweilen diese Rastvögel im Gegensatz zu anderen arktischen Limikolenarten mehrere Wochen (DIERSCHKE & HELBIG 1999). Das Gros der Alpenstrandläufer überfliegt jedoch diesen Bereich bei günstigen Winden und in großen Höhen (GREEN 2004a). Der Heimzug der wenigen baltischen *C. a. schinzii* ist sehr unauffällig und bereits Anfang Mai beendet, wenn der Hauptdurchzug der ab Anfang April eintreffenden nordischen *C. a. alpina* beginnt. Ende Mai/Anfang Juni ist der Heimzug weitgehend beendet (DIERSCHKE & HELBIG 1999).

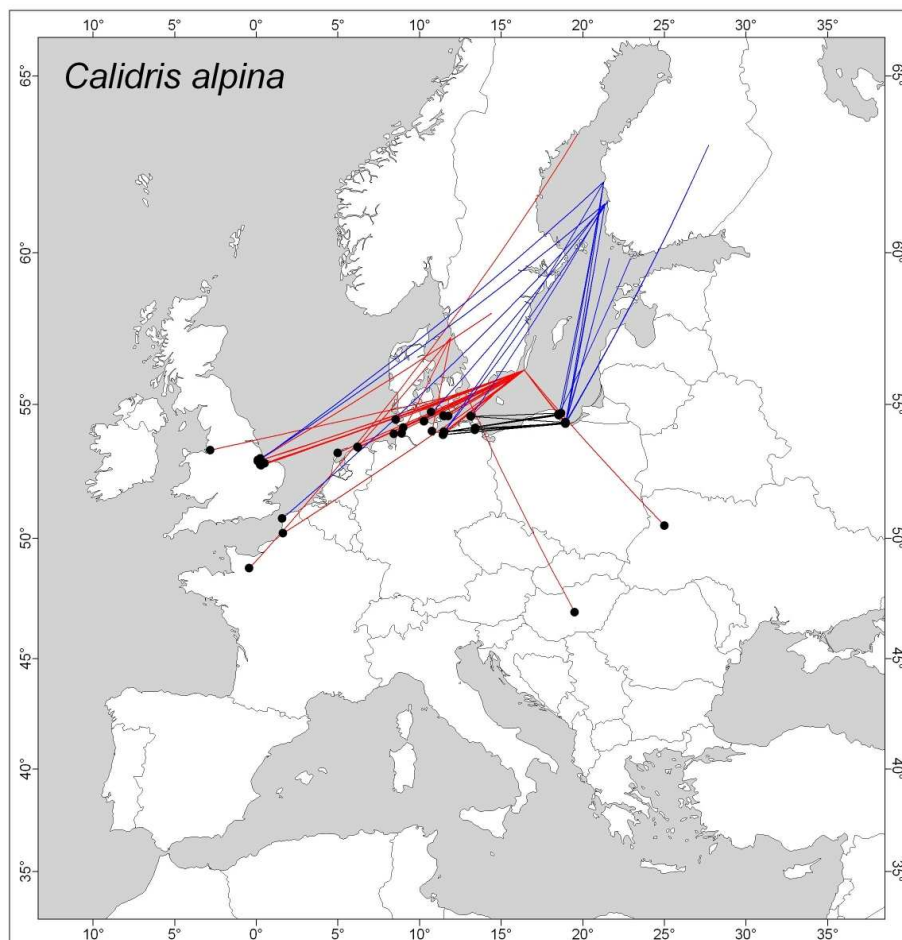


Abb. 10: Herbstfunde adulter Alpenstrandläufer (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 14 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen Datenbank; schwarze Linien = Wiederfunde in der Hiddenseedatenbank).



Kurzzeitwiederfundanalyse: Welche Populationen überqueren die westliche Ostsee?

Der Alpenstrandläufer ist eine der Arten, von denen es am meisten Wiederfunde gibt. Diese stammen jedoch zu einem großen Teil von regelmäßig und langfristig betriebenen Fangstationen, was das Gesamtbild der Wiederfundverteilung beeinflusst. Trotzdem dürfte es dem tatsächlichen Zugverlauf nahe kommen, da es besonders für die Küsten-Limikolen nicht so viele Rastmöglichkeiten wie beispielsweise für Singvögel gibt. Aufgrund der enormen Anzahl von Funden nach 35 Tagen wurden nur Funde bis maximal 14 Tage nach der Beringung betrachtet (Abb. 9). Da bei Alpenstrandläufern der Zug der Alt- und Jungvögel unterschiedlich abläuft (siehe oben), bot es sich an, die Altersklassen getrennt zu betrachten (Abb. 10, Abb. 11). Auffällig ist, dass es kaum Binnenlandnachweise von Altvögeln gibt, diese ihre Rastgebiete also entweder ohne Zwischenrast über Land fliegend oder sich entlang der Küsten bewegend erreichen.

Nur ein sehr geringer Anteil der Altvögel von *C. a. alpina* rastet überhaupt im baltischen Raum (KUBE et al. 1994). Bei diesen Vögeln handelt es sich vermutlich überwiegend um solche, die ihre Reserven während des langen Zuges aus Westsibirien vielleicht in Verbindung mit ungünstigen Winden aufgebraucht hatten und somit zur Landung gezwungen waren. Dafür spricht auch die Tatsache, dass der größte Teil der Wiederfunde hier auf dem Herbstzug beringter Individuen nach für die Art verhältnismäßig kurzen Zugetappen erzielt wurde (Abb. 10), die Vögel also nicht im Stande waren, die Hauptrastgebiete an der Nordsee in nur einer weiteren Etappe zu erreichen. Dass diese Gebiete das Ziel sind, zeigt die Verteilung der Wiederfunde in einem schmalen Band ausschließlich entlang der Küsten. Ob die verhältnismäßig kurzen Zugetappen dieser Vögel in großen Höhen oder flach verlaufen, ist ungewiss. Einige Individuen wurden in südöstlicher Richtung wiedergefunden und repräsentieren den Teil der durchziehenden Alpenstrandläufer, die ihre Überwinterungsgebiete im östlichen Mittelmeerraum und am Schwarzen Meer haben.

Für Jungvögel spielt der Ostseeraum auf dem Herbstzug eine größere Rolle (KUBE et al. 1994). Verglichen mit den Altvögeln legt hier ein deutlich größerer Prozentsatz des gesamten Jungvogelbestandes auf der Suche nach geeigneten Rastgebieten mindestens einen Zwischenstopp ein. Bei der Betrachtung der Wiederfundverteilung fällt auf, dass diese in einem viel breiteren Bereich streuen und viele Jungvögel im Binnenland gefunden werden (Abb. 11). Wie bereits von RÖSNER (1997) angenommen, scheinen die Jungvögel ihrer genetisch determinierten Zugrichtung um SW zu folgen und dabei auch die Überquerung des Binnenlandes nicht zu meiden.

Von den in Schweden beringten Alpenstrandläufern ziehen die Altvögel überwiegend in Richtung WSW weiter an die Nordseeküste. Ein Großteil fliegt dabei über die dänischen Inseln oder den Kattegatt, während die restlichen Vögel die westliche Ostsee überfliegen und noch einmal an der nordostdeutschen Ostseeküste rasten. Ein unbekannter Anteil Altvögel überfliegt die Ostsee mit Kurs SE in breiter Front zwischen dem Darß und der Danziger Bucht. Ein Teil der Jungvögel bewegt sich entlang der schwedischen Südküste mit Ziel Nordsee, während ein nicht unerheblicher Teil die Ostsee in breiter Front überfliegt.

Die gewählten Zugrouten von in Finnland beringten Alt- und Jungvögeln unterscheiden sich im Gegensatz zu denen der schwedischen Ringvögel kaum. Beide Altersklassen folgen entweder einer südlichen Route, auf der sie die östliche Ostsee überfliegen, dort kurz rasten und den Zug dann in Richtung W entlang der südlichen Ostseeküste fortsetzen oder einer SW-Route, auf der sie die Ostsee etwa im Bereich der Ålandinseln überqueren und sich entlang der schwedischen Ost- und Südküste bis zu den dänischen Inseln und der Nordsee fortbewegen. Einige Vögel mit südwestlicher Zugrichtung dürften dabei die westliche Ostsee von Schweden aus überqueren.

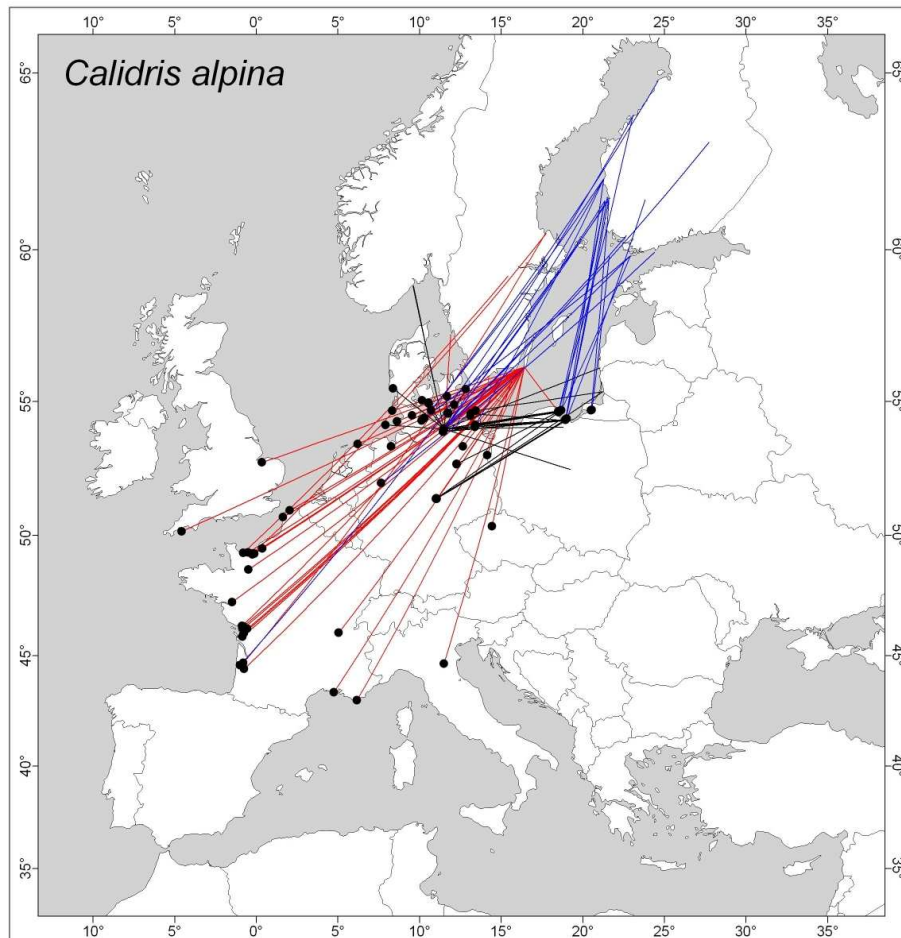


Abb. 11: Herbstfunde juveniler Alpenstrandläufer (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 14 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen Datenbank; schwarze Linien = Wiederfunde in der Hiddenseedatenbank).

Aus den Wiederfunden von im Hiddenseebereich beringten Individuen (ausschließlich Jungvögel) wurden vier in nördlicher bzw. nordöstlicher Richtung, also entgegengesetzt zur erwarteten Zugrichtung, wiedergefangen. Da es sich bei diesen Vögeln um unerfahrene Jungvögel handelt, könnte hier eine relativ ungerichtete Suche nach geeigneten Rastplätzen angenommen werden, die offenbar erst im westlichen Ostseeraum einsetzt. Aus diesen Wiederfunden kann man schließen, dass im Herbst ein Überfliegen der Ostsee von Süden her nicht selten vorkommt. Dass es regelmäßig zu Überquerungen der Ostsee kommt, zeigt auch eine Betrachtung der Wiederfunde, die einen Tag nach der Beringung erzielt wurden (Abb. 12).

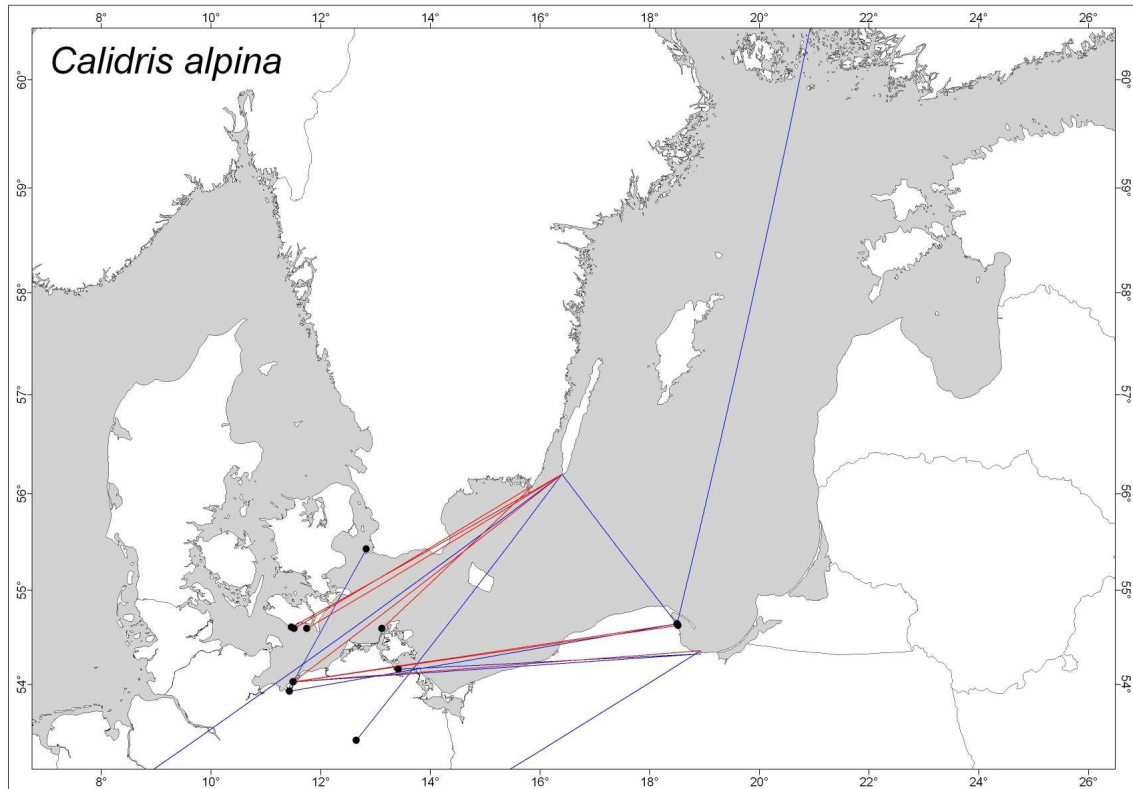


Abb. 12: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Alpenstrandläufers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) 1 Tag nach der Beringung getrennt nach Altersklassen (blaue Linien = Jungvögel; rote Linien = Altvögel; Daten der finnischen, schwedischen und Hiddenseedatenbank).

2.3.3.2 Landvögel

Die Artengruppe der Landvögel umfasst sehr viele Arten aus verschiedenen Ordnungen mit unterschiedlichen Flugweisen (Ruder- oder Segelflieger). Zu ihnen zählen Greifvögel, Eulen, Spechte, alle Singvögel und weitere kleinere Ordnungen. Die Brutgebiete der durch den baltischen Raum ziehenden Landvögel sind je nach Abzugrichtung in ganz Fennoskandinavien und Nordwestrussland, bei einigen Arten bis Osteuropa, zu finden. Die Ausdehnung der Brutgebiete nach Norden und Osten ist je nach ökologischen Ansprüchen von Art zu Art sehr unterschiedlich. Im Zugverhalten gibt es generelle Unterschiede, vor allem in der für den Hauptteil des Zuges gewählten Tageszeit. Unter den Tagziehern bewegen sich einige Arten entlang von Leitlinien, andere ziehen unabhängig von Leitlinien. Für Nachtzieher wird ein in der Regel in breiter Front verlaufender Zug angenommen. Je nach Lage der Winterquartiere in Mittel- und Westeuropa sowie im Mittelmeerraum oder in Afrika südlich der Sahara werden Landvögel in Kurz-/Mittelstrecken- und Langstreckenzieher unterschieden. In den folgenden Artkapiteln werden zunächst die Kurz-/Mittelstreckenzieher und dann die Langstreckenzieher behandelt. Zwei Arten (Buchfink und Schafstelze) repräsentieren die Tagziehergilde des jeweiligen Zugtyps.



2.3.3.2.1 Buchfink (*Fringilla coelebs*)

Bisheriger Kenntnisstand

Der Buchfink ist in ganz Europa verbreitet und einer der häufigsten tagziehenden Singvögel (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Auf Grund der klimatischen Bedingungen sind ganz nördliche und nordöstliche Populationen fast ausnahmslos Zugvögel (ZINK & BAIRLEIN 1995, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997). Die ersten teilziehenden Populationen findet man in Südschweden, wo regelmäßig Überwinterungen registriert werden, die Masse der Buchfinken jedoch abzieht (LINDSTRÖM et al. 2008). Mitteleuropa ist ebenfalls von Teilziehern, mit von Nord nach Süd immer stärker abnehmendem Anteil ziehender Individuen, besiedelt. Buchfinken Westeuropas (inkl. der britischen Inseln) sind größtenteils Standvögel, von denen nur einige Jungvögel die Brutgebiete verlassen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997). Weibchen und Jungvögel zeigen eine stärkere Tendenz zum Ziehen als Männchen, weshalb im Winter in den nordöstlichsten Bereichen der Überwinterungsgebiete das Geschlechterverhältnis deutlich zu Gunsten der Männchen verschoben ist (BERGMANN 1993, ZINK & BAIRLEIN 1995). In West- und im gesamten Südeuropa dominieren im Winter dagegen die Weibchen.

Buchfinken ziehen über Land in breiter Front in Richtung der südwestlich der Brutgebiete gelegenen Winterquartiere. Wie es für Tagzieher typisch ist, werden geografischen Barrieren, wie Meere oder Gebirge, oft nicht direkt überquert, sondern unter Änderung der Zugrichtung teilweise umflogen. Generell verläuft der Zug parallel, d.h. die nordöstlichen und östlichen Populationen ziehen entlang eines etwas südlicher verlaufenden Korridors als nördliche (ZINK & BAIRLEIN 1995, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997). Folglich kommt es zu einer parallelen Verteilung in den Winterquartieren, bei der die westlichen Buchfinken weiter westlich überwintern als die östlichen.

Auf dem Zug können regelmäßig auffällige Umkehrzugereignisse beobachtet werden, bei denen die Vögel entgegen der normalen Zugrichtung ziehen. Dieses Verhalten wird als Anpassung von noch nicht zum Überqueren einer Barriere (z.B. Ostsee) bereiten Vögeln gewertet, die erst noch ihre Fettreserven auffüllen müssen (BERGMANN 1993).

Zugeschehen im Ostseeraum

Fennoskandinavische und nordwestrussische Buchfinken verteilen sich im Winter auf West- und Südeuropa, allerdings mit bevorzugten Winterquartieren der unterschiedlichen Populationen. Dänische, norwegische und ein Teil der schwedischen Brutvögel (wohl vor allem aus den westschwedischen Brutgebieten) überwintern in den Beneluxstaaten, NW-Frankreich und Großbritannien sowie seltener im Norden und Westen der Iberischen Halbinsel (ZINK & BAIRLEIN 1995, BAKKEN et al. 2006, BØNLØKKE et al. 2006). Der Zug verläuft zunächst entlang der dänischen Küste, die von den westschwedischen Buchfinken die dänischen Inseln oder den Kattegatt überfliegend erreicht wird und setzt sich dann entlang oder nahe der südlichen Nordseeküste fort (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997). Der Rest der schwedischen sowie die finnischen und nordwestrussischen Vögel überwintert tendenziell weiter südöstlich von der Iberischen Halbinsel bis nach Oberitalien und in Nordafrika und erreicht den Mittelmeerraum entweder die Ostsee von Südschweden aus überquerend (wohl ein Teil der schwedischen und finnischen Vögel) oder entlang der südöstlichen Ostseeküste (DOLNIK & BLYUMENTAL 1967, ZINK & BAIRLEIN 1995).

Der Herbstzug des Buchfinken verläuft in mehreren Durchzugswellen (DOLNIK & BLYUMENTAL 1967). Er setzt im baltischen Raum Anfang September ein, erreicht Ende September bis Anfang



Oktober den Höhepunkt und kommt Mitte November fast völlig zum Erliegen (LAUSTEN & LYNGS 2004). Jungvögel und Weibchen ziehen tendenziell weiter und früher als die Männchen (CRAMP 1998, ZINK & BAIRLEIN 1995, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997).

Der Heimzug verläuft in Umkehrrichtung zum Herbstzug und wohl meist entlang der gleichen Routen (ZINK & BAIRLEIN 1995). Auffällig sind auch im Frühjahr ausgeprägte, meist wohl witterungsabhängige Umkehrzugbewegungen, bei denen u.U. Massen von Buchfinken entgegengesetzt der erwarteten Zugrichtung ziehen und dabei sogar bereits überwundene Barrieren, wie die Ostsee, erneut überqueren können (CRAMP 1998, BERGMANN 1993). an der Ostseeküste beginnt der Heimzug Anfang März, erreicht mit dem Durchzug der nördlichen und östlichen Brutvögel zwischen Anfang und Ende April den Höhepunkt und endet Anfang/Mitte Mai (LAUSTEN & LYNGS 2004).

Kurzzeitwiederfundanalyse: Welche Populationen überqueren die westliche Ostsee?

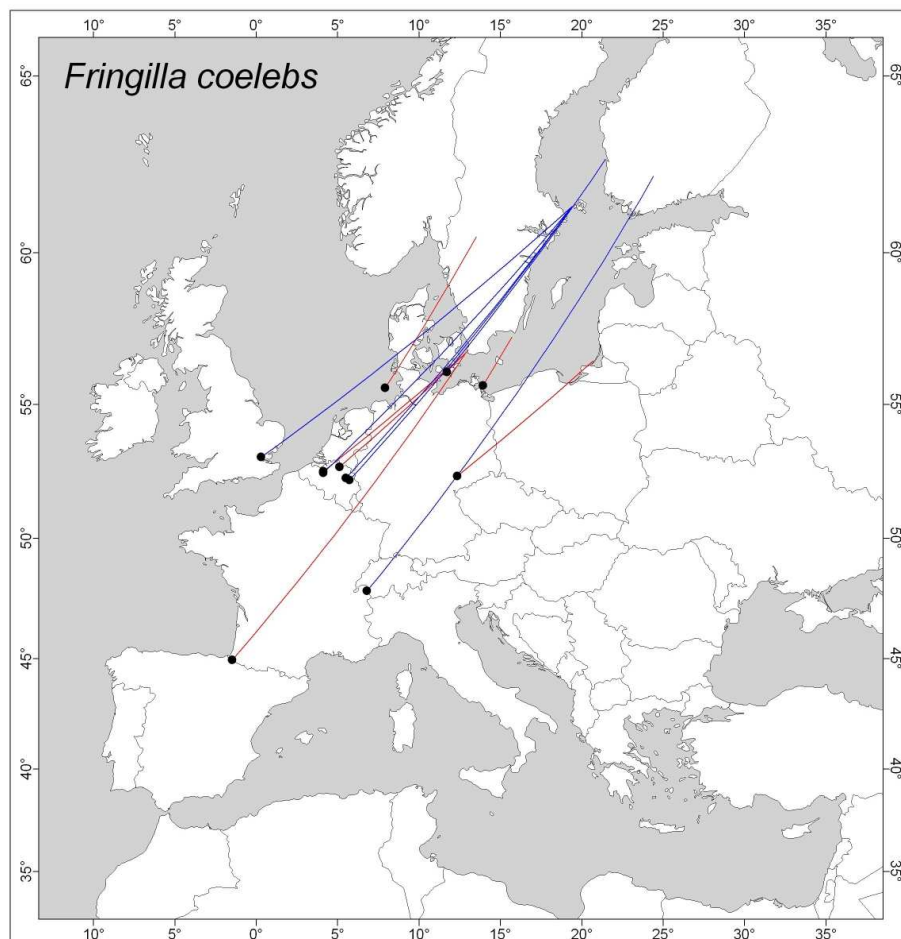


Abb. 13: Herbstfunde des Buchfinks (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).



Obwohl bis 2004 in Schweden und Finnland rund 285.000 Buchfinken beringt wurden (SWEDISH BIRD RINGING CENTRE 2005, VALKAMA 2005), gibt es nur sehr wenige Kurzzeitwiederfunde. Die durch stärkeren Jagddruck gekennzeichnete Singdrossel, von der es aus Schweden und Finnland rund 100.000 Beringungen weniger gibt, wird innerhalb der ersten 35 Tage viel häufiger zurückgemeldet (Abb. 20). Auffällig sind bei beiden Arten die wenigen Funde in Mitteleuropa, was zeigt, dass es hier keinen Jagddruck auf Kleinvögel gibt. Die Ausnahme bildet Belgien, wo es bis 1972 noch eine starke Jagd auf Waldvögel gab (McCULLOCH et al. 1992), weshalb es hier zu einer Konzentration der Funde kommt. Der Buchfink gehört zu den Arten, die auf dem Durchzug durch Mitteleuropa nicht sehr oft von Beringern gefangen werden, wodurch die Wiederfund-Wahrscheinlichkeit deutlich abnimmt. All diese Befunde deuten darauf hin, dass Buchfinken auf ihrem Herbstzug im Gegensatz z.B. zur Singdrossel nur verhältnismäßig langsam vorankommen und nur selten bereits einen Monat nach Zugbeginn den Mittelmeerraum erreicht haben (vgl. auch ZINK & BAIRLEIN 1995). Die Verteilung der Funde spiegelt den parallel in Richtung SW verlaufenden Zug wider (Abb. 13).

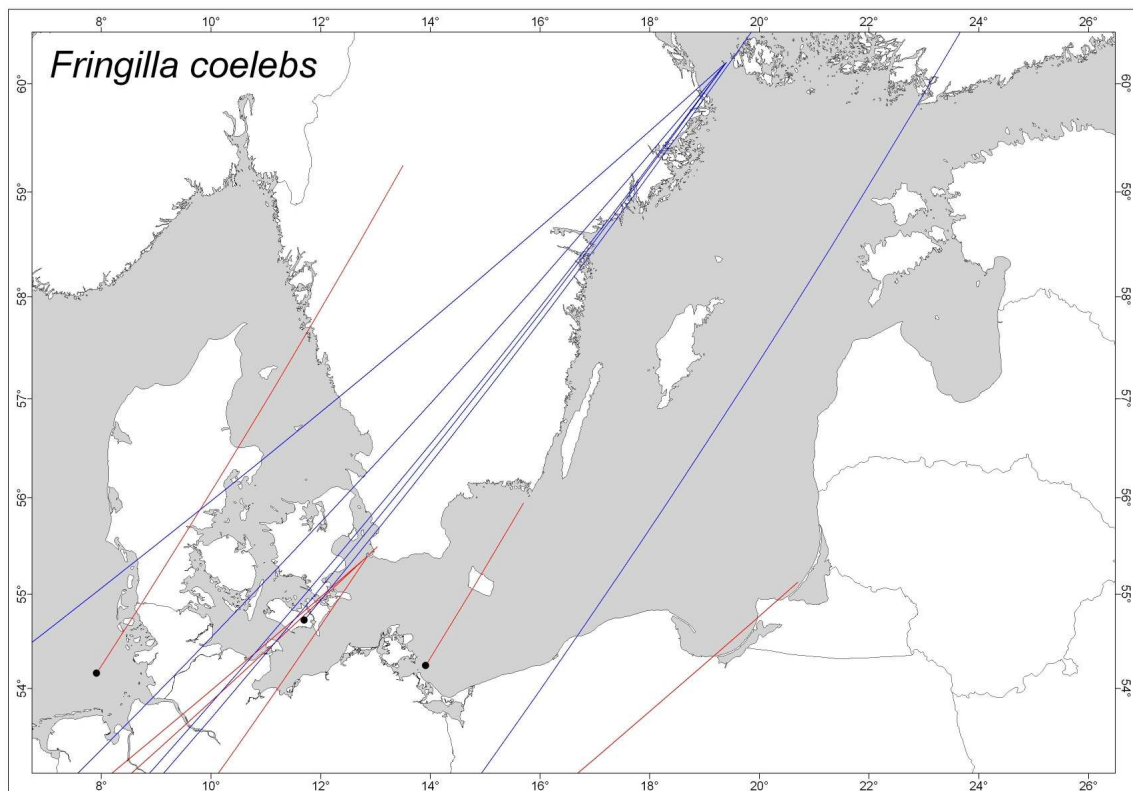


Abb. 14: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Buchfinks (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

Nur ein Teil der schwedischen Buchfinken (Brutgebiete in SW-Schweden) überfliegt die südwestliche Ostsee. Von diesem Zugweg liegt nur ein Fund vor, bei dem ein Vogel zehn Tage nach der Beringung in SE-Schweden auf der Greifswalder Oie wiedergefangen wurde (Abb. 14). Der Großteil der schwedischen Brutvögel zieht über Dänemark in den Nordseeraum.



Das Gros der finnischen Buchfinken überquert die Ostsee im Norden etwa im Bereich der Alandinseln und gelangt der Abzugsrichtung SW folgend an die schwedische Süd- und Südwestküste, um dann über die westliche Ostsee oder die dänischen Inseln und den Kattegatt in den Nordseeraum zu ziehen. Nur durch einen Fund wird die südlichere Abzugsrichtung eines Teils der finnischen Brutvögel repräsentiert. Vögel, die dieser Route folgen, ziehen quer durch das europäische Binnenland in die Winterquartiere im Mittelmeerraum (vgl. auch ZINK & BAIRLEIN 1995).

2.3.3.2.2 Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*)

Bisheriger Kenntnisstand

Das Rotkehlchen ist eine der häufigsten nachziehenden Vogelarten Europas (PÄTZOLD 1995). Sein Brutgebiet erstreckt sich über ganz Europa bis in den hohen Norden (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Große Teile des Verbreitungsgebietes werden allerdings von teilziehenden Populationen besiedelt, bei denen der Anteil der ziehenden Individuen von Nordosten nach Südwesten abnimmt (CRAMP 1998) und Weibchen sowie Jungvögel im Gegensatz zu den Männchen eine stärkere Tendenz zum Ziehen zeigen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988, ANDRIENSEN & DHONDT 1990). Im Norden und Osten und in höheren Lagen verlassen im Herbst nahezu alle Individuen die Brutgebiete, wohingegen ein Teil der Vögel tieferer Lagen Mitteleuropas in der Nähe des Brutplatzes überwintert (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988, PÄTZOLD 1995). Auf der skandinavischen Halbinsel kommt es lediglich im Süden v.a. im Küstenbereich zu Überwinterungen weniger Individuen (BAKKEN et al. 2006, LINDSTRÖM et al. 2008). Die Überwinterungsgebiete europäischer Rotkehlchen befinden sich in Mittel- vor allem aber in West- und Südeuropa und Nordafrika. Offensichtlich zieht ein kleiner Teil der Vögel nordischer Populationen Richtung SE und damit in Winterquartiere auf der Balkan-Halbinsel (z.B. MOURITSEN 2001, REMISIEWICZ 2002).

Der Zug verläuft in breiter Front (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988, PÄTZOLD 1995). Es wird allerdings vermutet, dass die unterschiedlichen Populationen entlang von relativ schmalen Hauptzugrouten ziehen und sich die mittlere Zugrichtung in Abhängigkeit der jeweiligen Winterquartiere ändern kann (REMISIEWICZ 2002, ŚCIBORSKA & BUSSE 2004). Fast alle skandinavische Rotkehlchen ziehen in süd- bis westsüdwestliche Richtung ab, können jedoch im gesamten Überwinterungsgebiet gefunden werden. Dennoch zeichnet sich ein parallel verlaufender Zug ab, bei dem die weiter westlich brütenden Vögel tendenziell auch weiter westlich überwintern (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988, CRAMP 1998).

Zuggeschehen im Ostseeraum

Norwegische Vögel werden überwiegend südsüdwestlich der Brutgebiete im Westen der Überwinterungsgebiete in West- und Südwesteuropa sowie Nordwestafrika gefunden. Unbekannt ist der Anteil der Population, der einer süd- bis südöstlichen Zugrichtung folgt und somit auf dem Zug den Bereich der westlichen Ostsee berührt (BAKKEN et al. 2006). Die Zahl der Wiederfunde in SE-Europa ist jedoch sehr gering. Die bevorzugte Abzugrichtung dänischer, schwedischer und südwestfinnischer Vögel streut um SW, wobei die Winterquartiere im Mittel etwas östlicher liegen als die der norwegischen Rotkehlchen und es auch hier einige SE-Zieher gibt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988, BØNLØKKE et al. 2006). Ein Großteil dieser Populationen überfliegt auf dem Zug die Ostsee. Ostfinnische und nordwestrussische Vögel überwintern noch östlicher in Süd-



und Südosteuropa sowie im zentralen Nordafrika und ziehen folglich überwiegend südöstlich an der Ostsee vorbei. Zugbewegungen sind in Mitteleuropa von Ende August (fast ausschließlich Jungvögel) bis Anfang November zu registrieren. Der Zug erreicht sein Maximum zwischen Ende September und Anfang Oktober, wobei die Jungvögel vor den Altvögeln ziehen (PETERSSON et al. 1990, LAUSTEN & LYNGS 2004, MEFFERT 2005).

Es gibt keine Hinweise auf Schleifenzug (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Durch die unterschiedlichen Ankunftszeiten der verschiedenen Populationen und die weite Verbreitung in Nord- und Nordosteuropa zieht sich der Zug sehr lange hin. Die südliche Ostseeküste wird von den ersten Heimkehrern Anfang März erreicht. Der Durchzug der nordischen Rotkehlchen beginnt jedoch nicht vor Mitte März, erreicht den Höhepunkt Mitte/Ende April und kann bis Mitte Mai andauern (LAUSTEN & LYNGS 2004, STERVANDER et al. 2005).

Kurzzeitwiederfundanalyse: Welche Populationen überqueren die westliche Ostsee?

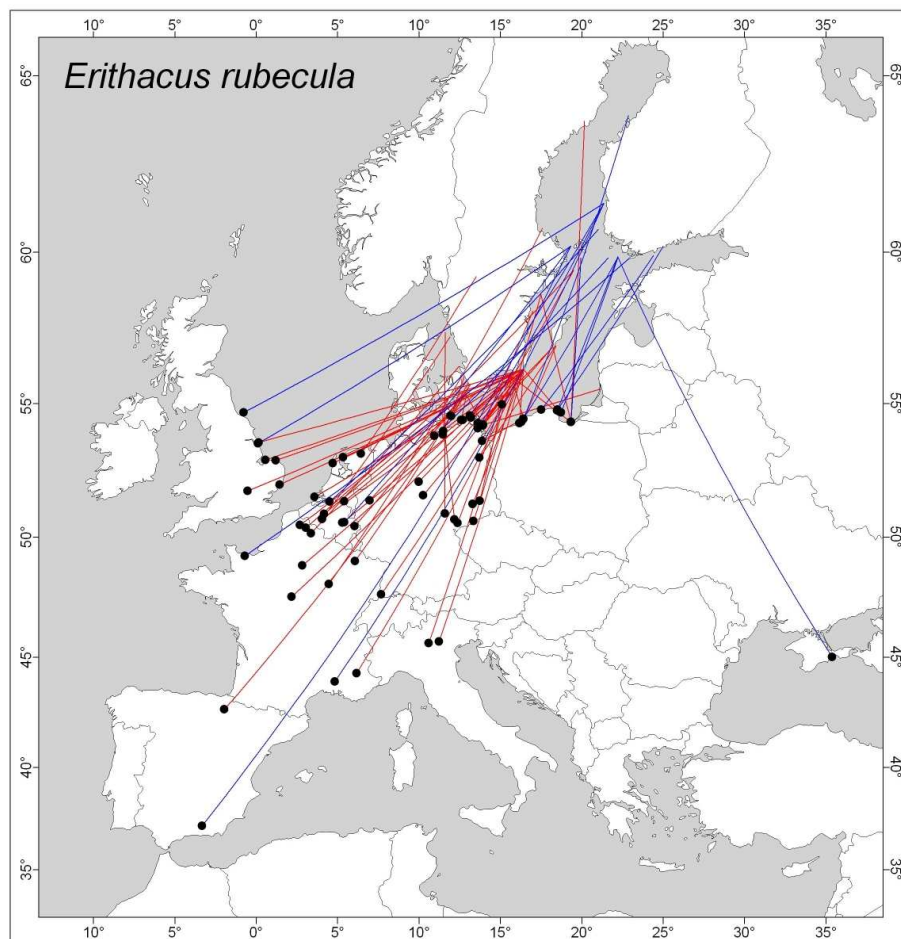


Abb. 15: Herbstfunde des Rotkehlchens (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 14 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).



Auf der Ostsee ist das Rotkehlchen der am häufigsten nachts auf Schiffen rastende Zugvogel (IfaÖ, eigene Beobachtungen). Es orientiert sich offenbar nicht entlang von Leitlinien, wie dem Küstenverlauf (für ähnliche Beobachtungen die Nordsee betreffend vgl. MÜLLER 1981). Da die Datenmenge bei einer der drei am häufigsten beringten Vogelarten Europas so groß ist, dass eine Betrachtung der Kurzzeitwiederfunde innerhalb von 35 Tagen zu unübersichtlich wäre, beschränkt sich die Darstellung der Kurzzeitwiederfunde auf die ersten 14 Tage nach der Beringung.

In Schweden beringte Rotkehlchen ziehen in einem relativ breiten Sektor zwischen WSW und SSW, seltener S bis SE ab (Abb. 15). Das Wissen über die Zugwege wird dabei stark durch Wiederfunde von auf den großen Fangstationen im Süden Schwedens markierten Vögeln beeinflusst, deren Brutgebiete nicht bekannt sind (Abb. 16). Aufgrund der relativ hohen Wiederfundzahlen bietet es sich an, nur solche Funde zu analysieren, die von Vögeln stammen, welche nördlich der schwedischen Südküste ($> 56^{\circ}15' N$) beringt wurden (Abb. 17, auf Grund der zu geringen Zahl bei 14 Tagen wurden Wiederfunde bis max. 35 Tage betrachtet). Mit diesem Ansatz erhöht man die Wahrscheinlichkeit, dass es sich um Vögel aus schwedischen Brutgebieten und nicht um Durchzügler handelt. Diese Vögel ziehen in einem schmalen Sektor zwischen SW und SSW weitgehend parallel versetzt ab und überfliegen dabei die Ostsee zwischen der dänischen Ostküste und der westlichen polnischen Ostseeküste. Vor allem die ostschwedischen Rotkehlchen überqueren auf ihrem Zug die südwestliche Ostsee, während die Masse der westschwedischen über die dänischen Inseln und den Kattegatt fliegt (Abb. 18).

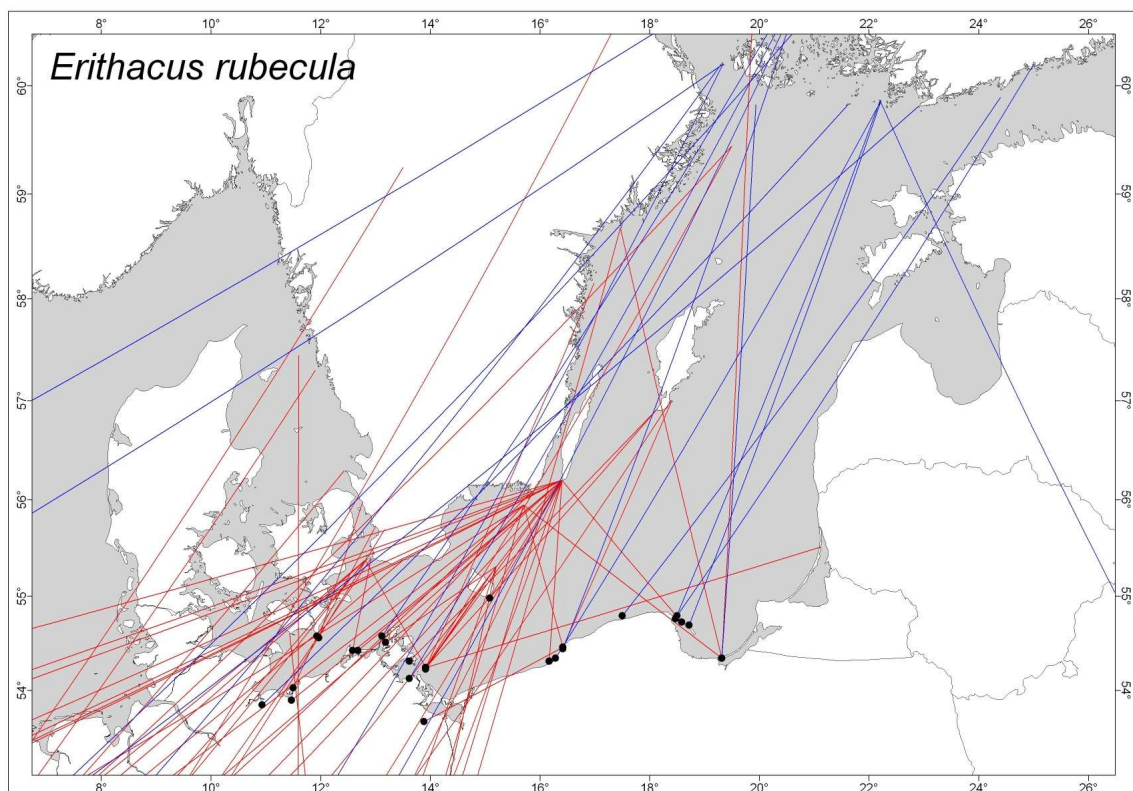


Abb. 16: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Rotkehlchens (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 14 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).



Rotkehlchen, deren Wiederfunde in Richtung WSW erzielt wurden, sind wohlmöglich östlicher Herkunft und zunächst über die östliche Ostsee gezogen, um dann entlang der schwedischen Südküste über die dänischen Inseln und den Kattegatt in den Nordseeraum zu gelangen (Abb. 16). Eine solche Annahme wird durch die Ergebnisse aus Orientierungsversuchen von ŚCIBORSKA & BUSSE (2004) gestützt, die gezeigt haben, dass an der südlichen Ostseeküste durchziehende Rotkehlchen verschiedenen Populationen mit jeweils unterschiedlichen bevorzugten Zugrichtungen (WSW bis ESE) angehören. Die bereits von anderen Autoren (z.B. MOURITSEN 2001) erwähnte Abzugsrichtung zwischen S und SE spiegelt sich in den Kurzzeitwiederfunden wider, betrifft aber einen so geringen Prozentsatz der Funde, dass davon auszugehen ist, dass es sich nur um einen ganz kleinen Teil der Vögel handelt (Abb. 16).

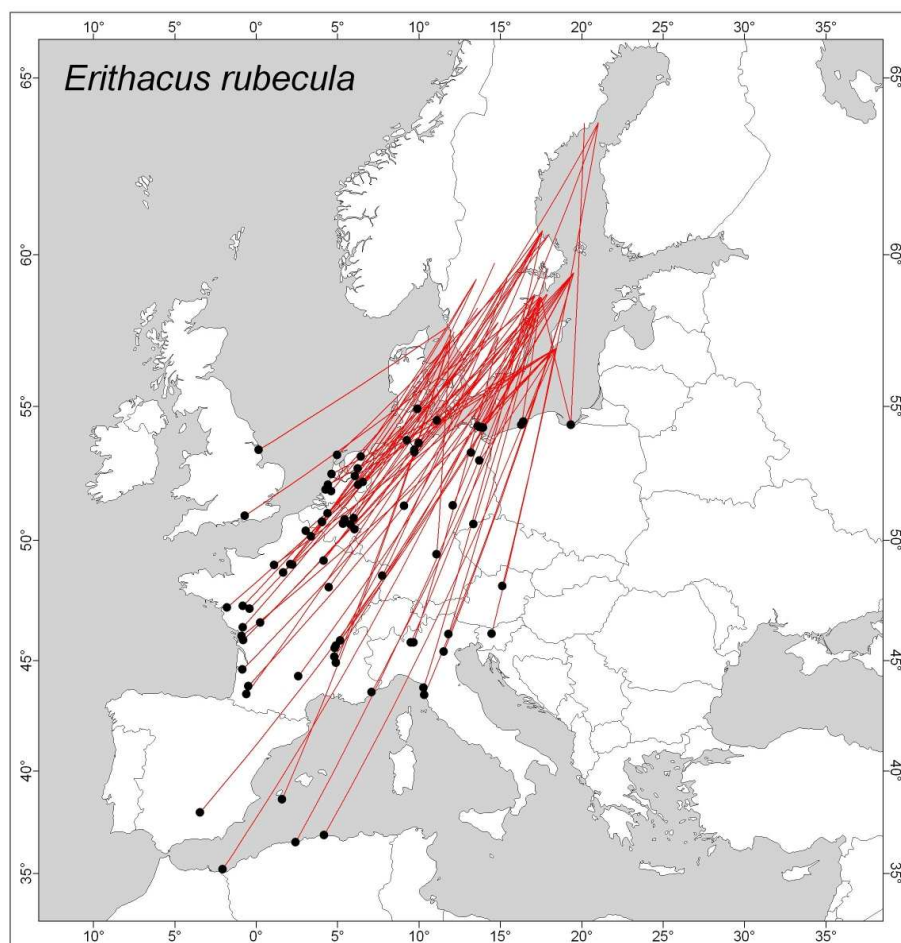


Abb. 17: Herbstfunde von in Schweden nördlich von 56°15'N beringten Rotkehlchen (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung.

Auch bei finnischen Rotkehlchen dominieren Abzugsrichtungen zwischen SW und SSW (Abb. 16). Verglichen mit den schwedischen Wiederfunden fällt auf, dass von den finnischen Ringvögeln innerhalb der ersten 14 Tage nach der Beringung nur wenige weiter als bis zur südlichen Ostseeküste gezogen sind (Abb. 15). Diese Tatsache deutet auf eine längere Rast nach einer



relativ langen Zugetappe, wie sie das direkte Überqueren der östlichen Ostsee in Nord-Süd-Richtung für Mittelstreckenzieher darstellt, hin. Das Gros der finnische Populationen scheint also die Ostsee im Bereich zwischen Rügen und der Danziger Bucht zu überqueren. Auch unter den finnischen Ringvögeln gibt es solche mit Wiederfinden im Nordseeraum, die möglicherweise östlicheren Populationen angehören (siehe oben). Nur zwei Funde weisen in Richtung S oder SE, was auf den auch innerhalb der finnischen Populationen sehr geringen Anteil von Vögeln mit Winterquartieren im östlichen Mittelmeerraum hindeutet.

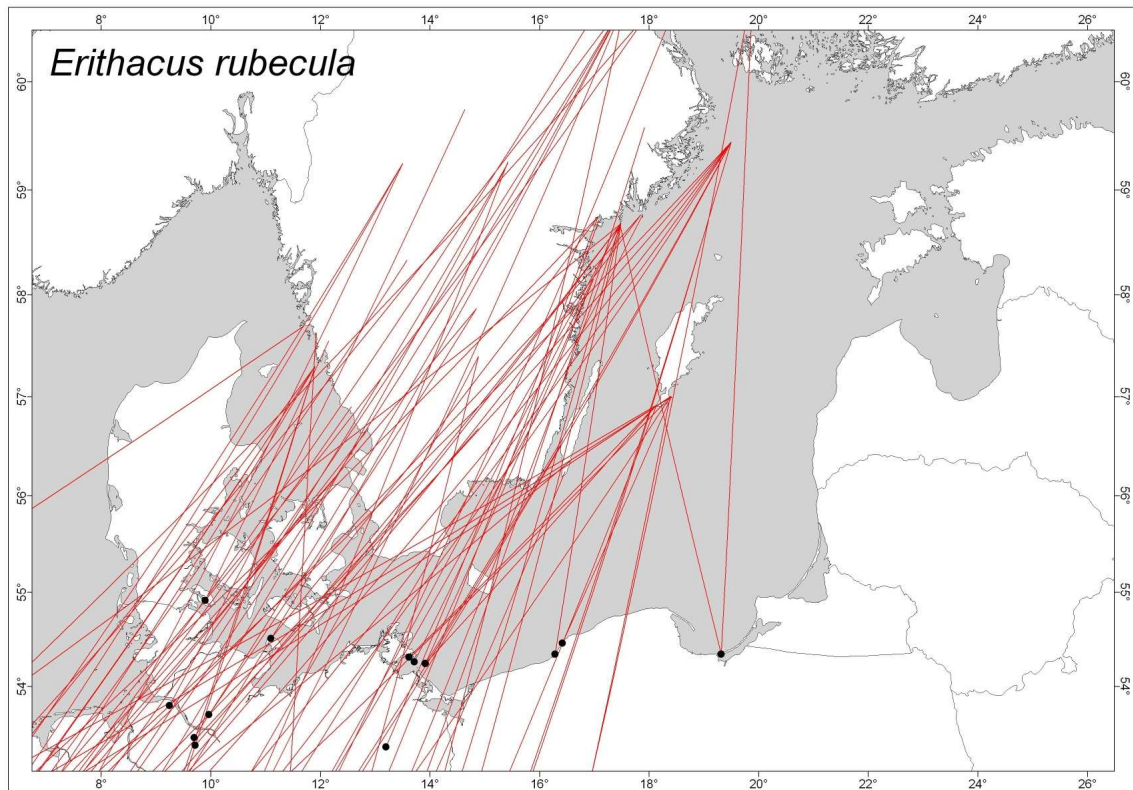


Abb. 18: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde von in Schweden nördlich von 56°15'N beringten Rotkehlchen (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung.

2.3.3.2.3 Singdrossel (*Turdus philomelos*)

Bisheriger Kenntnisstand

Die Singdrossel ist einer der häufigsten größeren Singvögel Europas (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). In ihrem gesamten Brutareal, das nahezu ganz Europa umfasst, ist die Art in Wäldern und Parks ein häufiger Brutvogel (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Größere unbesiedelte Gebiete gibt es nur in Südeuropa, in Spanien, Portugal, Italien und auf der Balkanhalbinsel (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Die Populationen West- und Süd- sowie des südlichen Mitteleuropas setzen sich aus Zug- und Standvögeln zusammen, wohingegen das übrige Europa überwiegend von reinen Zugvögeln besiedelt ist (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988, MELDE & MELDE 1991). Überwinterungsversuche in Mitteleuropa und Südkandinavien werden alljährlich registriert, bilden jedoch die Ausnahme. Die eigentlichen Winterquartiere der Art befinden sich in westlicher bis



südlicher, hauptsächlich südwestlicher Richtung in West- und Südeuropa sowie in Nordafrika. Mehrfach wurde Überwinterungsortstreue nachgewiesen (CRAMP 1998).

Der Zug verläuft in breiter Front, wobei es offensichtlich bevorzugte, populationspezifische Abzugsrichtungen gibt, die die Vögel in einem relativ schmalen Sektor in ihre Winterquartiere führen können (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988, MELDE & MELDE 1991). Viele Wiederfunde wurden auf Inseln erzielt, was zeigt, dass das Meer regelmäßig überflogen wird, wie auch Beobachtung an einer Offshore-Forschungsplattform in der Nordsee zeigen (MÜLLER 1981). In den Überwinterungsgebieten findet sich eine West-Ost-Verteilung der Brutvögel, die der Lage der jeweiligen Brutgebiete entspricht, d.h. skandinavische Brutvögel überwintern normalerweise westlicher als osteuropäische (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988, CRAMP 1998, MILWRIGHT 2006). Die Art ist durch Übersprungzug gekennzeichnet, d.h. die nördlichsten Populationen überwintern am weitesten südlich (CRAMP 1998).

Zugeschehen im Ostseeraum

Norwegische Singdrosseln ziehen in Richtungen um SSW ab und werden im Winter in einem relativ begrenzten Teil West- und Südwesteuropas sowie in Marokko gefunden – sie tangieren den Ostseeraum also nicht (BAKKEN et al. 2006). In Dänemark beringte Vögel bestehen zu einem großen Teil aus durchziehenden Vögeln unterschiedlicher Herkunft und verteilen sich dementsprechend auch über das gesamte Überwinterungsgebiet (BØNLØKKE et al. 2006). Singdrosseln, die in Schweden und Finnland beringt wurden, werden im Winter ebenfalls in einem weiten Bereich von Südengland über Frankreich und die Iberische Halbinsel bis Italien gefunden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Vögel östlicherer Herkunft haben ihre Winterquartiere in Italien und in Südosteuropa (MILWRIGHT 2006).

An der südlichen Ostsee beginnt der Durchzug mit der Passage der ersten nordischen Vögel bereits ab Mitte August. Die Masse der nord- und osteuropäischen Vögel zieht jedoch zwischen Anfang September und Ende Oktober mit einem Maximum Ende September/Anfang Oktober durch (BANZHAF 1936, LAUSTEN & LYNGS 2004). Bereits Anfang November werden nur noch einzelne Nachzügler registriert. Wie bei vielen Kurz- bis Mittelstreckenziehern ziehen die Jungvögel im Mittel etwa eine Woche vor den Altvögeln (MELDE & MELDE 1991).

Der Heimzug der Singdrosseln erfolgt entlang der auch bereits im Herbst gewählten Routen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Durch den zeitlich versetzten Rückzug der unterschiedlichen Populationen kommt es zu mehreren Durchzugswellen. Als letztes folgen die nördlichsten Vögel, die am spätesten in ihre Brutgebiete zurückkehren (MELDE & MELDE 1991). An der Ostsee treffen die ersten Singdrosseln Ende Februar ein. Der Durchzug der nördlichen Vögel setzt jedoch nicht vor Anfang März ein, hat je nach Witterung ein Maximum zwischen Anfang und Ende April und setzt sich noch bis in den Mai fort (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988, LAUSTEN & LYNGS 2004).

Kurzzeitwiederfundanalyse: Welche Populationen überqueren die westliche Ostsee?

Verglichen mit dem Rotkehlchen (Kap. 0) gibt es von der Singdrossel sehr viel weniger Funde innerhalb der ersten 14 Tage (Abb. 19). Da von diesen Funden nur wenige im nördlichen Mitteleuropa erzielt wurden, spricht vieles dafür, dass die Art überwiegend in verhältnismäßig langen Einzeletappen zieht (vgl. auch MILWRIGHT 2006). Allerdings sind die Funde in Süd- und



Westeuropa fast ausschließlich durch die intensive Drossel-Bejagung erbracht worden, ein Problem, das in Mitteleuropa nicht auftritt. Es ist also möglich, dass Funde nördlich der Jagdgebiete unterrepräsentiert sind, da Singdrosseln beim regulären Kleinvogelfang auch aufgrund der Habitatwahl der Art durch Beringer nicht so oft registriert werden wie beispielsweise Rotkehlchen. Dennoch kann man die Abzugsrichtung zwischen SW und SSW klar erkennen. Betrachtet man alle Wiederfunde bis zu 35 Tagen nach der Beringung, wird ersichtlich, dass sich die Vögel über weite Teile des Überwinterungsgebietes verteilen, die Abzugsrichtungen jedoch weiterhin um SW streuen (Abb. 20). Da es auch innerhalb dieser Zeitspanne nur verhältnismäßig wenige mittel- und nordwesteuropäische Funde gibt, scheint die Mehrzahl der überwiegend im Süden Finnlands und Schwedens beringten Singdrosseln nach der Überquerung der Ostsee in der Tat nur selten eine Zwischenrast einzulegen. Hier rastende Vögel haben ihre Zugetappe möglicherweise weiter nördlich begonnen.

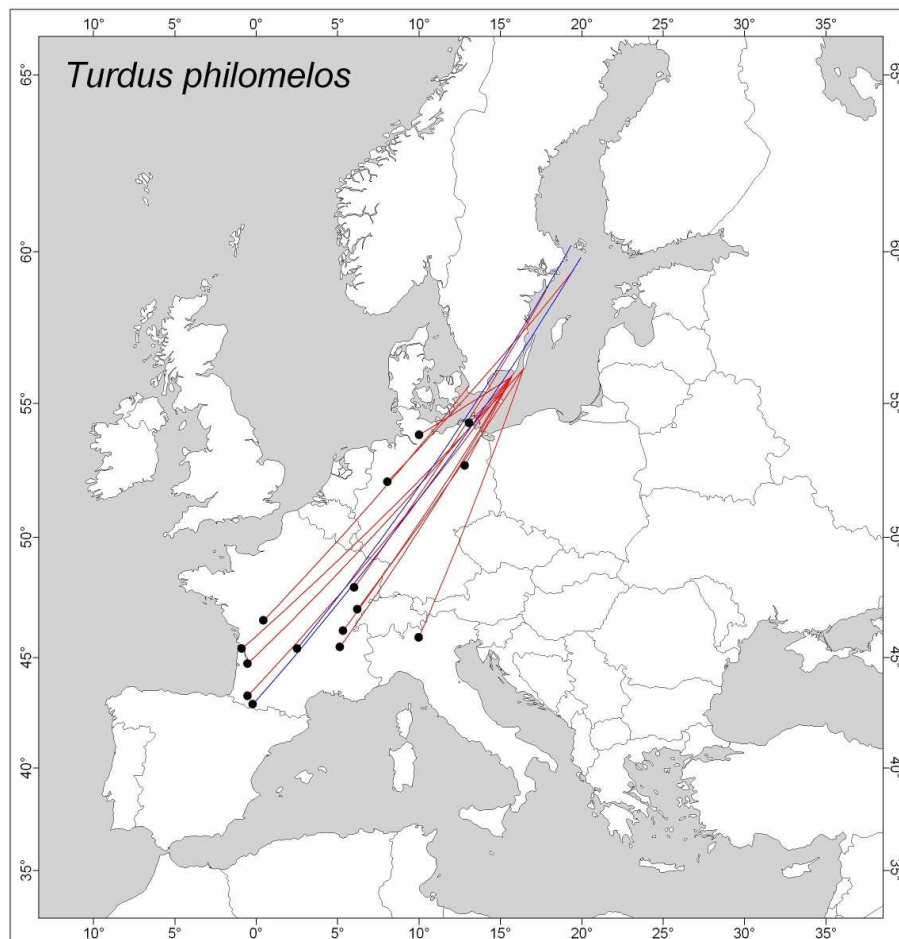


Abb. 19: Herbstfunde der Singdrossel (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 14 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

Die Abzugsrichtungen schwedischer Ringvögel streuen zwischen SW und SSW (Abb. 21). Brutvögel des westlichen Schwedens erreichen das europäische Festland den Kattgatt und die



dänischen Inseln überquerend, während die ostschwedischen Populationen die südwestliche Ostsee überfliegend zwischen Fehmarn und der westlichen polnischen Ostseeküste Mitteleuropa erreichen.

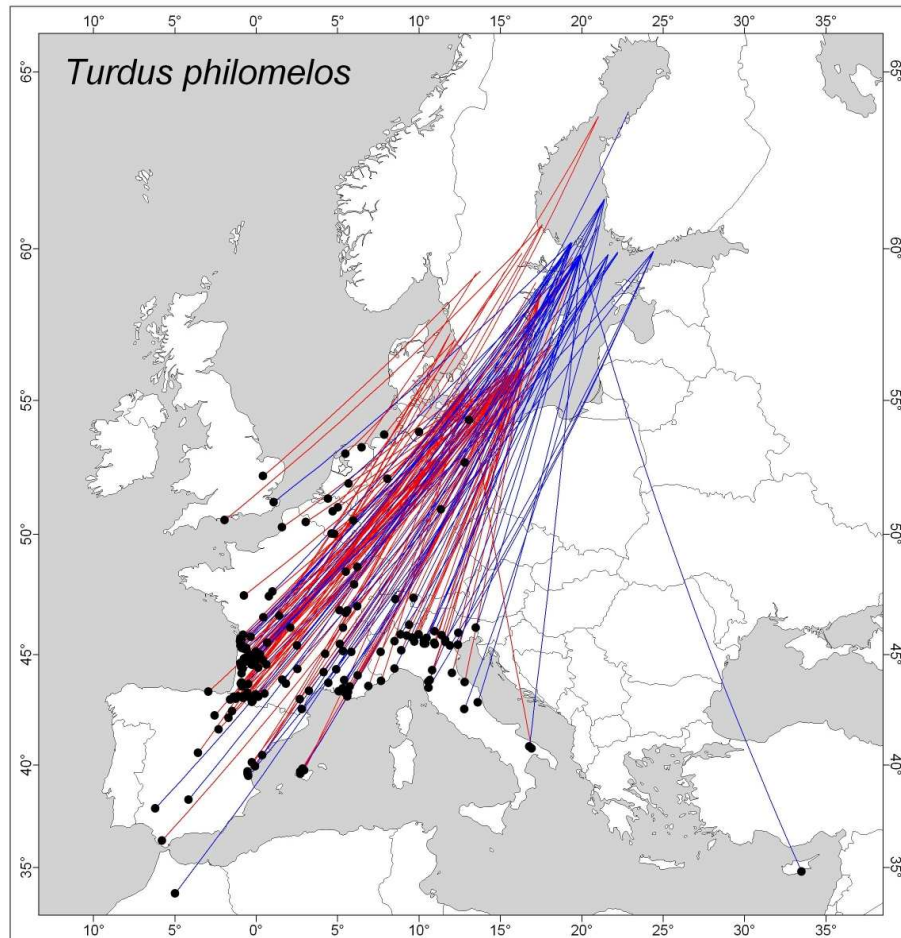


Abb. 20: Herbstfunde der Singdrossel (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

Finnische Populationen haben ebenfalls Abzugsrichtungen zwischen SW und SSW (Abb. 20). Die Vögel verteilen sich ebenfalls weiträumig im Überwinterungsgebiet, werden jedoch im Mittel östlicher gefunden als schwedische Ringvögel. Die Ostsee scheint in breiter Front von Fehmarn im Westen bis zum finnischen Meerbusen im Osten überflogen zu werden (Abb. 21).

Abzugsrichtungen östlicher als SSW sind die große Ausnahme und werden nur durch zwei Funde belegt (Abb. 20). Die Herkunft dieser beiden Individuen ist unbekannt, da es sich um auf dem Zug beringte Vögel handelt. Eventuell entstammen sie einer nordskandinavischen Population, für die von BUSSE & MAKALON (1986, zit. in MELDE & MELDE 1991) angenommen wird, dass ein Teil dieser Vögel in ein Winterquartier auf der Balkanhalbinsel zieht.

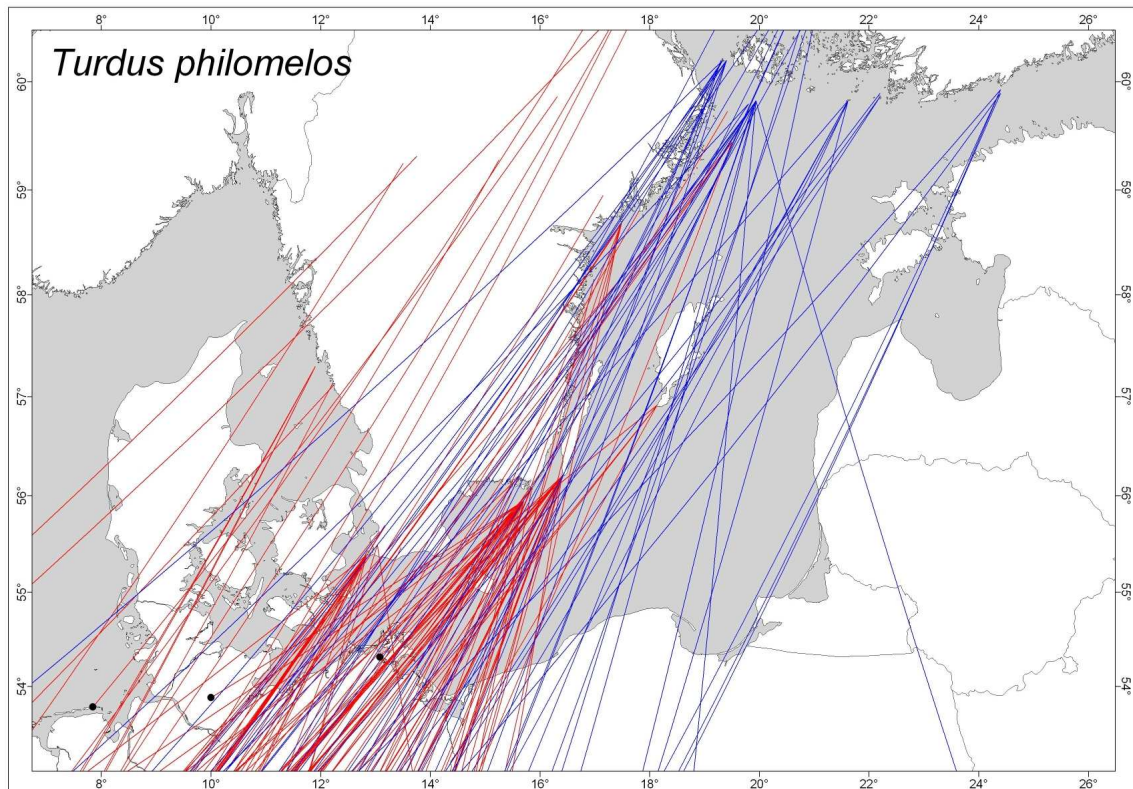


Abb. 21: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde der Singdrossel (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddensedatenbank).

2.3.3.2.4 Wintergoldhähnchen (*Regulus regulus*)

Bisheriger Kenntnisstand

Das Wintergoldhähnchen gehört zu den fünf häufigsten, überwiegend nachts ziehenden Arten Europas (THALER 1990). Sein Brutareal erstreckt sich über den gesamten borealen Bereich Eurasiens. Als Brutvogel fehlt es nur in Teilen des Südens und Südostens sowie im äußersten Norden und Nordosten (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Bis heute ist nicht hinreichend geklärt, ob die nördlichen und östlichen Populationen nur zu einem Teil aus Zugvögeln bestehen oder sie komplett die Brutgebiete verlassen und dann von zuziehenden Vögeln ersetzt werden. Die sehr hohen Beringungszahlen der auf ihrem Zug durch den baltischen Raum markierten Wintergoldhähnchen verdeutlichen, dass es sich bei einem großen Teil der nördlichen Brutvögel um Zugvögel handeln muss (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Eine Studie aus Österreich zeigt, dass im Winter alle Vögel eines begrenzten Untersuchungsgebiets abgewandert und von Überwinterern nordischer oder östlicher Herkunft ersetzt worden sind (THALER 1990). Darüber hinaus wurde in dieser Untersuchung eine Analyse der Zugruhe gekäfigter Wintergoldhähnchen durchgeführt, die zeigt, dass alle Individuen ($n = 18$) zur Zugzeit zugunruhig waren. Diese Ergebnisse stützen die Annahme, dass (zumindest mitteleuropäische) Brutvögel abwandern. Überwinternde Wintergoldhähnchen kann man mit Ausnahme des nördlichsten Teils der



Brutgebiete in ganz Europa finden. Die höchsten Abundanzen treten dabei im atlantischen Raum auf (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, CRAMP 1998). Das südlichste Europa und Nordafrika dienen offenbar einem deutlich kleineren Prozentsatz als Überwinterungsgebiet als bei anderen Kurz- und Mittelstreckenziehern.

Die Interpretation von Wiederfunden hinsichtlich der Zugwege ist aufgrund der fast schon zufällig erscheinenden Verteilung, die von vielen Autoren als besonders starke Anfälligkeit der Art gegenüber Windverdriftung gedeutet wird, sehr schwierig (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, CRAMP 1998). Dennoch ist erkennbar, dass der Wegzug in breiter Front mit Abzugsrichtungen zwischen W und S, seltener SE bis E verläuft (ZINK 1973, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Küsten übernehmen bei dem sich während der Hellphase fortsetzenden Schleichzug eine Leitlinienfunktion und können zu einer starken Konzentration von Vögeln führen. Auf den über ganz Europa verteilten Beringungsstationen werden in manchen Jahren sehr unterschiedliche Intensitäten des Herbstzuges registriert. So wird Massendurchzug von einigen Stationen registriert, während er in anderen ausbleibt. Erklärbar ist dieses Phänomen vermutlich mit der Herkunft der durchziehenden Vögel, da der Reproduktionserfolg witterungsbedingt regional sehr unterschiedlich ausfallen kann (GRENMYR 2003). Andere Autoren mutmaßen über einen Einfluss der zur Hauptzugzeit vorherrschenden Windrichtung (Quellen zit. in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 und CRAMP 1998).

Zugeschehen im Ostseeraum

Obwohl die Wiederfunde in Norwegen beringter Wintergoldhähnchen auf dem Herbstzug in einem breiten Bereich von West- bis Osteuropa streuen, befinden sich die Winterquartiere in einem relativ schmalen Sektor südlich bis südwestlich der Brutgebiete (BAKKEN et al. 2006). Anhand der vorliegenden Quellen war eine Unterscheidung zwischen Wiederfunden aus dem Jahr der Beringung und solchen aus späteren Jahren, die nicht den direkten Zugverlauf widerspiegeln, nicht möglich. Es ist denkbar, dass die Herbstfunde mit östlicher Richtungskomponente überwiegend Vögel betreffen, die nicht im gleichen Jahr beringt wurden. Diese könnten im östlichen Fennoskandinavien oder sogar noch östlicher gebrütet und daher auch auf dem Wegzug eine weiter östlich gelegene Route gewählt haben. Norwegische Populationen dürften die Ostsee wenn überhaupt nur in sehr geringem Umfang überfliegen. In Dänemark beringte Vögel ziehen in Richtungen zwischen W und S, selten SE ab und überqueren somit teilweise die westliche Ostsee (BØNLØKKE et al. 2006). Schwedische und finnische Brutvögel und Durchzügler nordosteuropäischer Herkunft werden südlich bis westsüdwestlich gefunden und dürften somit zu einem erheblichen Teil die südliche Ostsee überqueren (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991).

Der Wegzug macht sich in ganz Europa ab Ende August bemerkbar (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Im baltischen Raum wird sein Maximum zwischen Ende September und Mitte Oktober erreicht und klingt bis Mitte November ab (BANZHAF 1936, LAUSTEN & LYNGS 2004, MEFFERT 2005). Jungvögel ziehen etwas früher als die Altvögel und die Männchen der jeweiligen Altersklassen etwas früher als die Weibchen (LAUSTEN & LYNGS 2004, MEFFERT 2005). Auch bei Zugunruhe-Beobachtungen an Volieren-Vögeln zeichnet sich ein geschlechtsspezifisch differenzierter Zug ab, bei dem zuerst die Männchen ziehen (THALER 1990).

Es gibt Anzeichen dafür, dass Wintergoldhähnchen auf dem Heimzug eine westlichere Route wählen als im Herbst, also Schleifenzug vorliegt (ZINK 1973). In welchem Ausmaß und mit welcher Regelmäßigkeit diese Zugstrategie gewählt wird, ist unbekannt. Im westlichen Mitteleuropa treffen



die Vögel ab Anfang/Mitte März ein. Im baltischen Raum setzt der Heimzug ab Mitte März ein, ist Anfang/Mitte April am auffälligsten und zieht sich bis Anfang Mai hin (LAUSTEN & LYNGS 2004).

Kurzzeitwiederfundanalyse: Welche Populationen überqueren die westliche Ostsee?

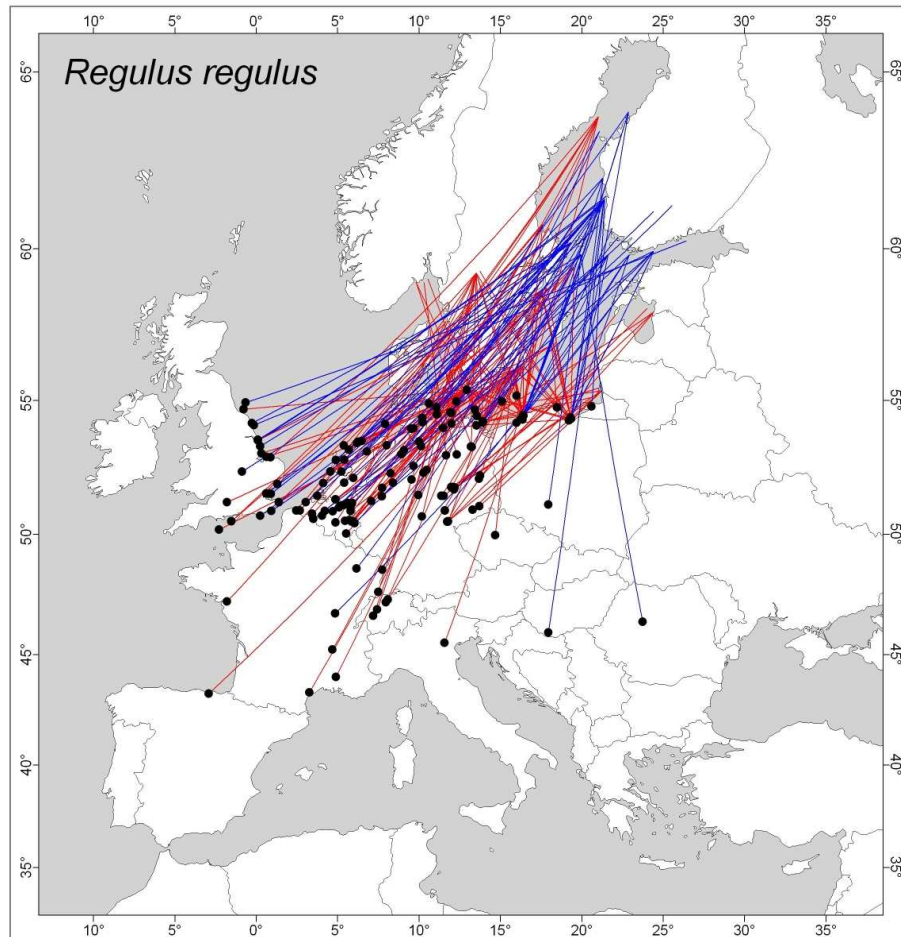


Abb. 22: Herbstfunde des Wintergoldhähnchens (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

Wintergoldhähnchen überqueren das Meer auf ihrem Zug regelmäßig, wie Wiederfunde einen Tag nach der Beringung (Abb. 25) und Beobachtungen rastender Vögel auf Schiffen (IfAÖ, eigene Beobachtung) zeigen. Das Wissen über die Zugwege wird vor allem durch Wiederfunde auf zumindest zeitweise kontinuierlich arbeitenden Beringungsstationen bestimmt, auf denen das Wintergoldhähnchen im Herbst einer der am häufigsten gefangenen Vögel ist. Allein entlang der südlichen Ostseeküste gibt es mindestens vier solcher Stationen. Da die Datenmenge bei der zunächst angestrebten Betrachtung von 35 Tagen sehr groß ist (Abb. 22), wurde für eine bessere Übersichtlichkeit und um die Aussagekraft der Wiederfunde zu erhöhen, eine Darstellung von Funden innerhalb der ersten 14 Tage nach der Beringung gewählt. Im Gegensatz zu anderen



Singvögeln mit einer verhältnismäßig hohen Anzahl von Wiederfunden, gibt es innerhalb der ersten 14 Tage vom Wintergoldhähnchen nur wenige Funde aus dem Landesinneren Europas (Abb. 23). Diese Tatsache geht nicht unbedingt auf die wesentlich geringere Wiederfangwahrscheinlichkeit im Binnenland zurück, wie die Funde nach 35 Tagen zeigen (Abb. 22), sondern darauf, dass Wintergoldhähnchen nach einer kräftezehrenden Etappe, wie z.B. dem Überfliegen der Ostsee, offensichtlich häufig eine Rast einlegen. Erklärbar ist dies mit der schnell aufgebrauchten Fettreserve, die die Vögel in der Regel nur zu verhältnismäßig kurzen Flügen befähigt (THALER 1990). Bedingt durch günstige Rückenwinde gibt es aber auch immer wieder Nachweise von Vögeln, die mehrere 100 km in nur einer Etappe zurückgelegt haben (Abb. 25). Generell wird deutlich, dass die Wiederfunde über einen weiten Bereich streuen, ohne dass eine klar bevorzugte Abzugsrichtung erkennbar wäre. Möglicherweise hängt dies mit der starken Anfälligkeit gegenüber Winddrift zusammen (siehe oben).

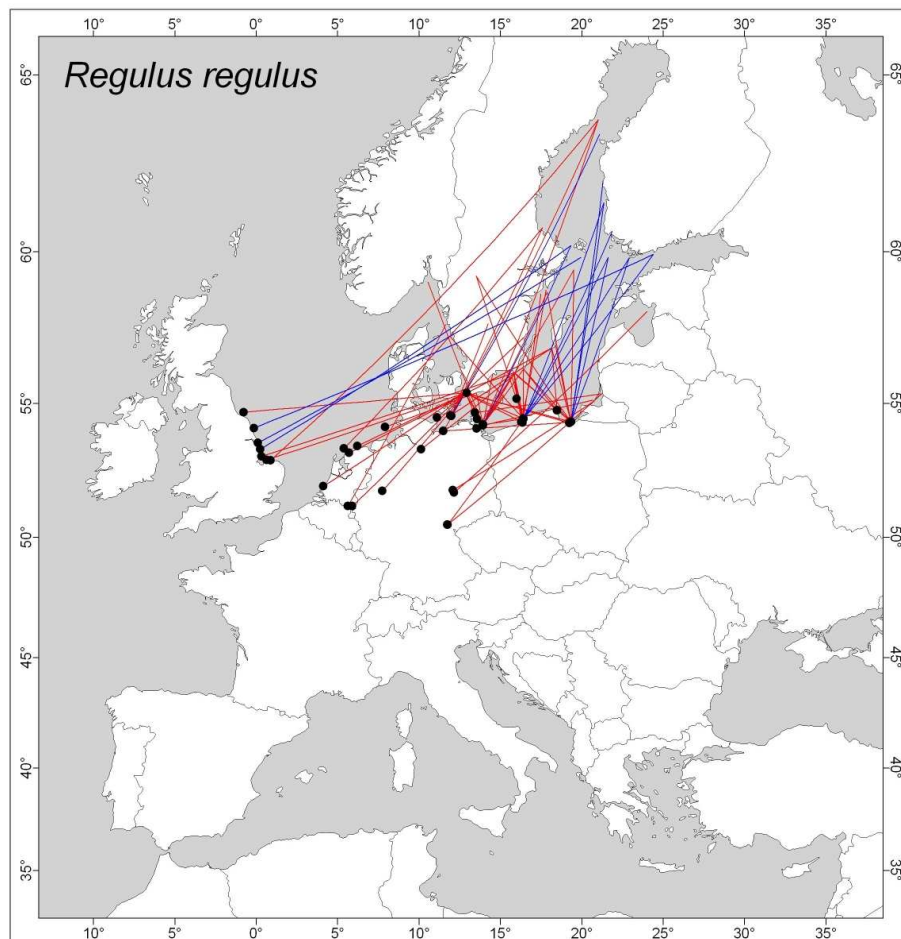


Abb. 23: Herbstfunde des Wintergoldhähnchens (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 14 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

In Schweden beringte Wintergoldhähnchen werden in Richtungen von W bis ESE wiedergefunden (Abb. 24). Da diese Funde hauptsächlich von auf dem Zug beringten Individuen erbracht wurden,



ist die Brutpopulationszugehörigkeit unbekannt. Es kann sich um Vögel mit schwedischer, finnischer oder nordwestrussischer Herkunft handeln. Eine fehlende klare Bevorzugung der Abzugsrichtung könnte der Anfälligkeit gegenüber Windverdriftung geschuldet sein. Generell kann davon ausgegangen werden, dass die Ostsee in breiter Front zwischen den dänischen Inseln und der Danziger Bucht überflogen wird. Einige Vögel mit Abzugsrichtungen um WSW überqueren den Kattegatt und gelangen entweder entlang der südlichen Nordseeküste nach Westeuropa oder die Nordsee überquerend auf die britischen Inseln.

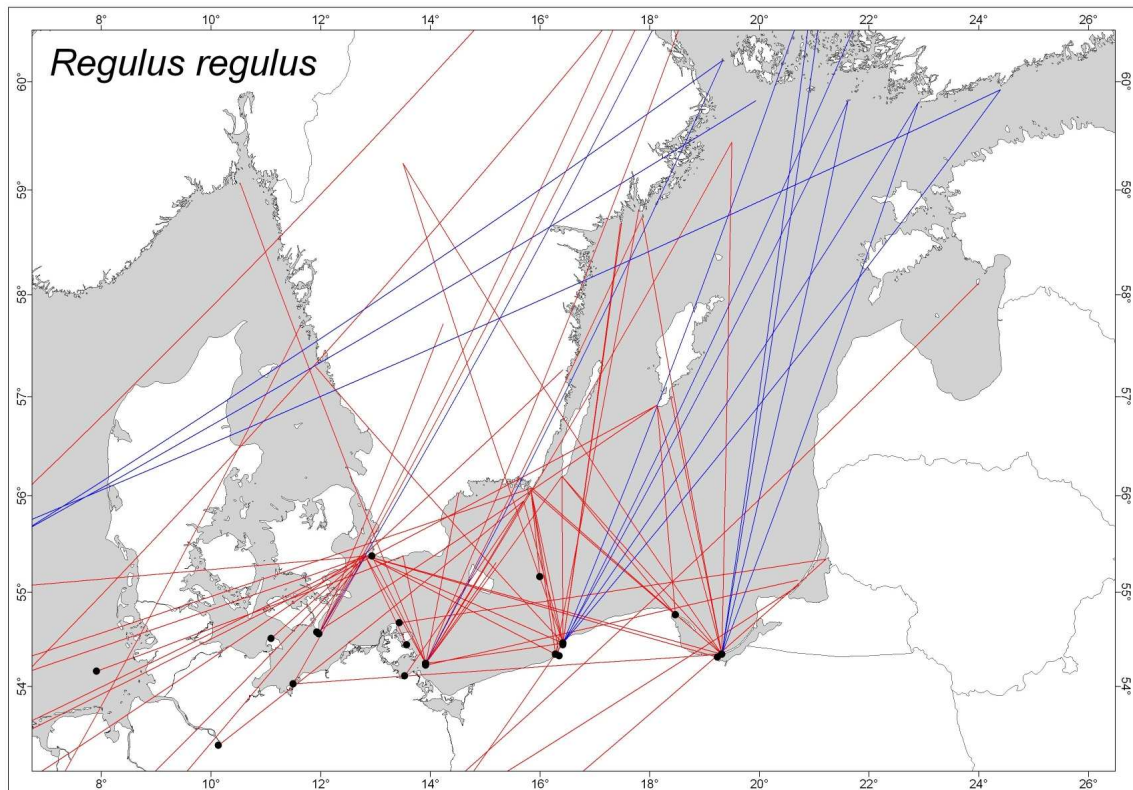


Abb. 24: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Wintergoldhähnchens (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 14 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

Die Masse der in Finnland beringten Wintergoldhähnchen folgt einer Abzugsrichtung um SSW und überquert auf dem Zug die östliche Ostsee und trifft an der polnischen Küste auf Mitteleuropa oder überfliegt den finnischen Meerbusen und folgt dem Verlauf der östlichen Ostseeküste (Abb. 23, Abb. 24). Ein Teil der Vögel zieht offenbar in ungewöhnlich langen Etappen in Richtung WSW quer über die nordöstliche Ostsee, Schweden, den Kattegatt, Dänemark und die Nordsee an die Ostküste der britischen Inseln. Betrachtet man Wiederfunde, die nach mehr als zwei Wochen nach der Beringung erzielt wurden, so fällt eine weitere Konzentration der Wiederfunde im südwestlichen Ostsee- und südlichen Nordseeraum auf (Abb. 22). Der größere Teil dieser Vögel ist wahrscheinlich zunächst nach Schweden gezogen, hat dort eine Rast eingelegt, um den Zug dann die westliche Ostsee sowie den Kattegatt überfliegend fortzusetzen, während die restlichen Vögel möglicherweise zunächst über die östliche Ostsee fliegend Polen und die baltischen Staaten



erreicht haben und dann die Zugrichtung auf W bis WSW ändernd entlang der südlichen Ostseeküste nach Westen gelangt sind. Dass diese westlichen Bewegungen existieren, zeigen Wiederfunde, die von der südöstlichen Ostseeküste in den südwestlichen Ostseeraum weisen. Ob es sich dabei um Vögel finnischer oder östlicher Populationen handelt, kann jedoch nicht geklärt werden.

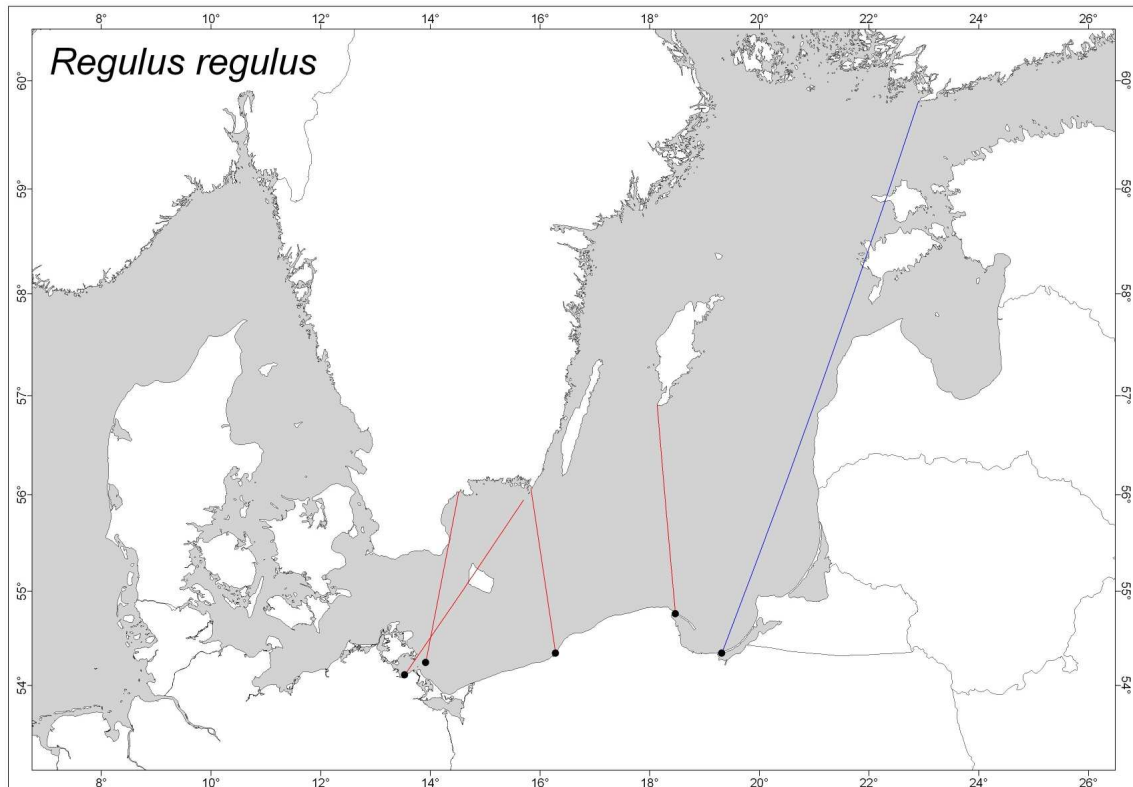


Abb. 25: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Wintergoldhähnchens (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) 1 Tag nach der Beringung (blaue Linie = Vogel beringt in Finnland, rote Linien = Vögel beringt in Schweden).

Immer wieder kommt es im Herbst auch zu Überquerungen der Ostsee in Süd-Nord Richtung (vgl. auch ZINK 1973), die sich auch in den hier ausgewerteten Kurzzeitwiederfunden widerspiegelt. Ob es sich dabei um reguläre Bewegungen oder desorientierte Individuen handelt, bleibt spekulativ. Der Wiederfund eines norwegischen Ringvogels östlich von Rügen zeigt, dass auch Vögel norwegischer Populationen durch den südwestlichen Ostseeraum ziehen können (vgl. auch BAKKEN et al. 2006)

2.3.3.2.5 Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*)

Bisheriger Kenntnisstand

Die Mönchsgrasmücke brütet in ganz Europa mit Ausnahme des zentralen und nördlichen Fennoskandiaviens und Nordwestrusslands (BERTHOLD et al. 1990, HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Nördliche und östliche Vögel verlassen im Herbst die Brutgebiete, um in West- und Südeuropa



sowie in Nordafrika zu überwintern. Nur sehr selten kommt es zu Überwinterungen in Südkandinavien (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). In Mitteleuropa sind Winterbeobachtungen nicht selten, jedoch die Ausnahme. Bei den teilziehenden Populationen Süd- und Westeuropas nimmt der Anteil der ziehenden Individuen von N nach S ab.

Das Gros der europäischen Mönchsgrasmücken verbringt den Winter im Mittelmeerraum. Eine unbekannte Anzahl Vögel aus wahrscheinlich nördlichen und östlichen Populationen muss allerdings als Langstreckenzieher bezeichnet werden, da sie regelmäßig die Sahara überqueren und in weiten Teilen West-, Zentral- und Ostafrikas, wenn auch selten in bemerkenswerter Zahl, angetroffen werden können (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, CRAMP 1998). Innerhalb der letzten 50 Jahre hat sich eine Überwinterungstradition auf den britischen Inseln entwickelt. Britische Vögel verlassen zwar die Inseln in Richtung Süd, werden allerdings durch v.a. aus Mitteleuropa stammende Wintergäste ersetzt (z.B. BERTHOLD et al. 1990).

Mönchsgrasmücken ziehen nachts und in breiter Front (BERTHOLD et al. 1990, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Da mitten durch Europa etwa zwischen 12 und 15°E eine Zugscheide verläuft, schwankt die bevorzugte Abzugsrichtung zwischen SW und SE. Vögel westlich dieser Zugscheide ziehen vor allem in Richtungen um SW ab, wohingegen östlich davon südöstliche Richtungen bevorzugt werden (ZINK 1973, BERTHOLD et al. 1990, BUSSE 2001). Diese Zugrichtungstrennung ist nicht scharf, weshalb Vögel des Überschneidungsbereichs sowohl nach SW als auch S und SE abziehen. Bei Brutvögeln ab etwa nördlich von 52°N dominieren Abzugsrichtungen um S (BERTHOLD et al. 1990). Die Art ist durch Übersprungzug (engl. *leap frog migration*) charakterisiert, d.h. nördliche Populationen haben längere Zugstrecken, ziehen früher und überwintern südlicher als mitteleuropäische (BERTHOLD et al. 1990, CRAMP 1998).

Zuggeschehen im Ostseeraum

Die Abzugsrichtung in Norwegen und Dänemark beringter Mönchsgrasmücken streut zwischen SW und SE, wobei im Gegensatz zu vielen anderen hauptsächlich im Mittelmeerraum überwinternden Singvögeln der hohe Anteil SE ziehender Vögel auffällt (ZINK 1973, BAKKEN et al. 2006, BØNLØKKE et al. 2006). Diese SE-Zieher dürften den westlichen Teil der Ostsee überfliegen. Schwedische und finnische Populationen ziehen in einem schmalen Sektor zwischen S und SE, seltener bis SSW ab (ZINK 1973). Wie hoch der Anteil der SSW ziehenden gegenüber den S bis SE abziehenden Mönchsgrasmücken ist, ist nicht bekannt.

Im Bereich der südlichen Ostsee setzt der Zug Ende August ein, erreicht sein Maximum Ende September und klingt bis Anfang November langsam aus (KOPIEC 1997, LAUSTEN & LYNGS 2004). Zunächst ziehen die nördlichen Populationen durch, denen erst ab Mitte September die mitteleuropäischen Vögel folgen. Von Ost nach West setzt der Zug sukzessive etwas später ein (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Alters- oder geschlechtsspezifische Durchzugsmuster scheinen, wenn überhaupt, nur gering ausgeprägt zu sein (KOPIEC 1997, LAUSTEN & LYNGS 2004, MEFFERT 2005).

Es gibt keine Hinweise auf regulären Schleifenzug, d.h. Mönchsgrasmücken kehren aus den Überwinterungsgebieten sehr wahrscheinlich auf direktem Weg zurück (ZINK 1973, BERTHOLD et al. 1990). Da sie aber im Winter aufgrund ihrer frugivoren Ernährungsweise in Zusammenhang mit dem Nahrungsangebot weit umherstreifen können, muss die gewählte Route nicht der im Herbst zurückgelegten entsprechen. Der Heimzug verläuft schneller als der Wegzug (BERTHOLD et al. 1990). Abhängig von den Witterungsbedingungen erreichen die ersten Vögel den baltischen Raum



Anfang/Mitte April. Der eigentliche Frühjahrsdurchzug setzt jedoch nicht vor Ende April ein, erreicht sein Maximum im Mai und fällt damit auf die mittleren Ankunftszeiten skandinavischer Vögel (LAUSTEN & LYNGS 2004). Mit den letzten Durchzüglern der nordischen Populationen Anfang Juni klingt der Zug ab (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, LAUSTEN & LYNGS 2004).

Kurzzeitwiederfundanalyse: Welche Populationen überqueren die westliche Ostsee?

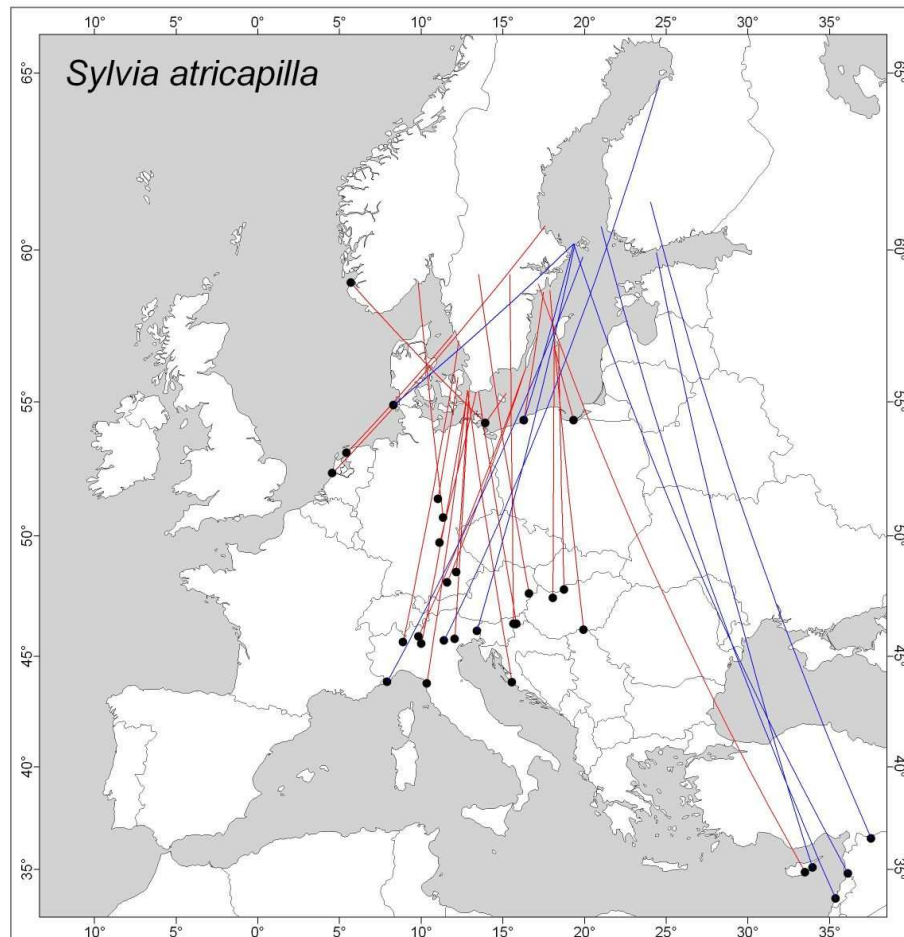


Abb. 26: Herbstfunde der Mönchsgrasmücke (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

In Schweden beringte Mönchsgrasmücken ziehen fast ausnahmslos in Richtungen, die schwach um S streuen und überqueren die Ostsee hauptsächlich zwischen Fehmarn und der Danziger Bucht in breiter Front (Abb. 27). Diese Feststellung stimmt mit der von BERTHOLD et al. (1990) für Vögel nördlich 52°N angenommenen Zugrichtung überein. Einige Vögel wählen offenbar eine westlichere Route, die sie über den Kattegatt oder die dänischen Inseln an die südliche Nordseeküste führt (Abb. 26). Da es in den Beneluxstaaten aufgrund der hohen Beringungsaktivität auch eine höhere Wiederfundwahrscheinlichkeit als in vielen anderen Gebieten Europas gibt, aber



nur zwei Funde schwedischer Vögel aus diesem Bereich existieren, ist diese Route als Ausnahme zu werten. Nur zwei Wiederfunde deuten auf einen direkt in Richtung SSE verlaufenden Zug hin, der Mönchsgrasmücken möglicherweise östlich der Danziger Bucht über die Ostsee führt.

Für in Finnland beringte Mönchsgrasmücken ist das Fehlen von Wiederfunden in Richtung S sehr auffällig (vgl. auch ZINK 1973). Offensichtlich werden entweder südsüdöstliche oder südsüdwestliche bis südwestliche Abzugsrichtungen gewählt (Abb. 26). Welcher Anteil der finnischen Populationen auf welcher Zugroute die Brutgebiete verlässt, kann anhand von Ringfunden nicht ermittelt werden. Die SSE abziehenden Vögel überqueren die Ostsee im Bereich des finnischen Meerbusens. Ob die auf den Alandinseln beringten Vögel finnischen oder auf dem Zug beringten nordwestlicheren Populationen entstammen, also schwedischen oder norwegischen, ist unklar. Bemerkenswert ist ein Vogel, der am 31. August 1978 beringt wurde. Er bewältigte die Strecke von den Alandinseln bis nach Syrien (rund 3000 km) in nur drei Tagen und erbrachte damit die bisher mit Abstand höchste bekannte Zugleistung dieser Art (vgl. BERTHOLD et al. 1990). Das frühe Datum der Beringung deutet auf einen Vögel nördlicher Herkunft hin, der wahrscheinlich auf dem Weg in das ostafrikanische Winterquartier war, und damit eine für Langstreckenzieher nicht so ungewöhnliche Leistung vollbracht hat (ZINK 1973). Die in südsüdwestlicher Richtung abziehenden Vögel dürften nach ihrer Ostseeüberquerung auf die polnische Küste treffen, also im Mittel östlicher durchziehen als schwedische Mönchsgrasmücken (Abb. 27). Der in südwestlicher Richtung auf Sylt gefundene Vogel kann, wie schon die beiden schwedischen Funde, einer Minderheit von SW-ziehenden und dabei den Kattegatt überfliegenden Vögeln zugeordnet werden.

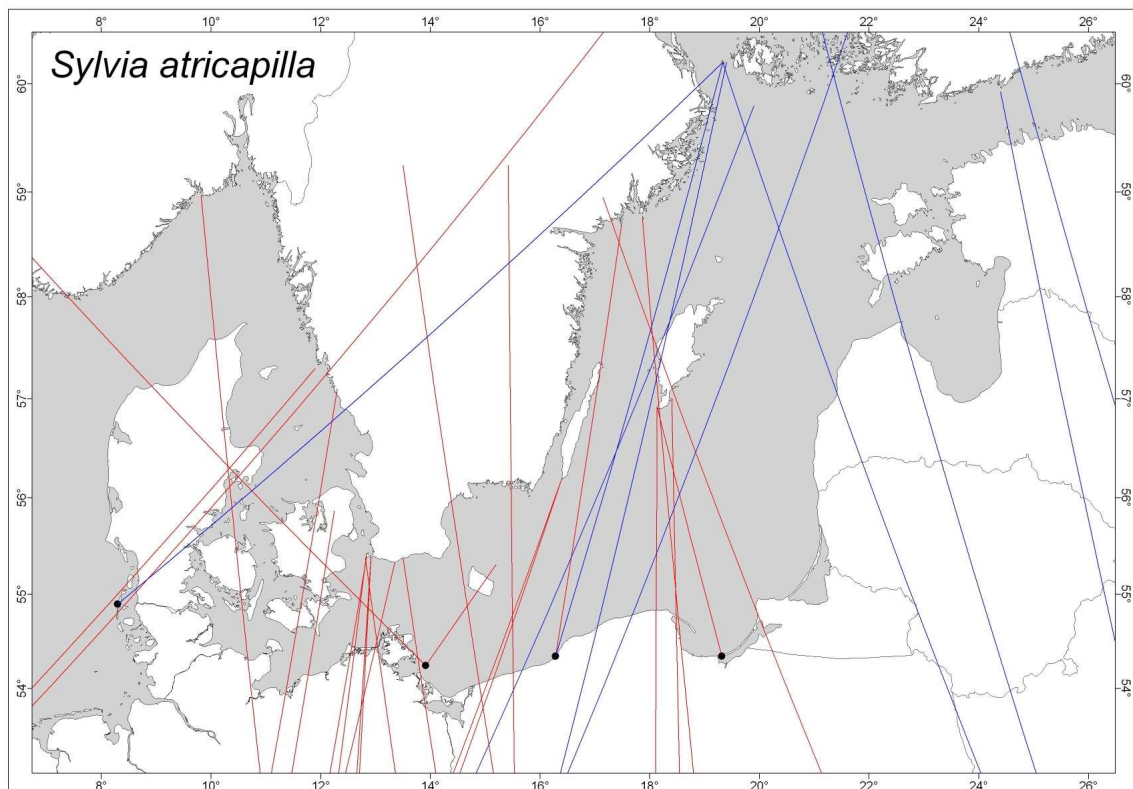


Abb. 27: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde der Mönchsgrasmücke (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).



2.3.3.2.6 Schafstelze (*Motacilla flava*)

Bisheriger Kenntnisstand

In Europa ist die Schafstelze mit Ausnahme eines Teils der britischen Inseln und Südeuropas ein überall verbreiteter Brutvogel (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Eine Besonderheit dieser Art ist die geografische Unterteilung in phänotypisch deutlich verschiedene Unterarten, die von einigen Autoren in jüngster Zeit als eigene Arten eingestuft werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985, TYLER 2004). Da in der Vergangenheit bei allen Arbeiten über das Migrationsverhalten der Zug der Unterarten nicht gesondert betrachtet wurde, wird an dieser Stelle ebenfalls so verfahren (z.B. ZINK 1975). Fast alle europäischen Populationen sind Langstreckenzieher mit Überwinterungsgebieten südlich der Sahara (Ausnahme: Teilpopulation von *M. f. iberiae* in Südspanien besteht aus Kurzstreckenziehern). Überwinternde Schafstelzen sind vor allem im Norden der Afrotropis zu finden. Im Osten Afrikas können Schafstelzen im Winter bis Südafrika angetroffen werden. Die Ost-West-Verteilung der Unterarten im afrikanischen Winterquartier entspricht weitgehend der im Brutgebiet, d.h. es kann von einem parallel verlaufenden Zug ausgegangen werden (ZINK 1975, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985). Die in Europa am weitesten verbreiteten Unterarten *flava* und *thunbergi* verteilen sich dabei auch am weiträumigsten über die Überwinterungsgebiete, wobei Winterortstreue in großem Umfang nachgewiesen wurde (ZINK 1975).

Die Schafstelze wird als Tagzieher mit gelegentlichen Nachtzugetappen eingestuft (DITTBERNER & DITTBERNER 1984). Die anfängliche Abzugsrichtung streut zwischen WSW und S (ZINK 1975, CRAMP 1998). Die Zugwege und Überwinterungsgebiete der Schafstelze sind aufgrund intensiver Beringungsaktivitäten und verhältnismäßig hoher Wiederfundwahrscheinlichkeit, die v.a. durch Schlafplatzfänge erzielt wurde, so gut bekannt wie bei kaum einer anderen Art.

Zuggeschehen im Ostseeraum

Westeuropäische Vögel sowie norwegische, dänische und ein Teil der schwedischen und finnischen Individuen schlagen einen WSW bis SW Kurs ein, der sie über die Iberische Halbinsel (hier erfolgt eine Richtungsänderung auf S) nach Afrika bringt. Ost- und mitteleuropäische und die übrigen schwedischen und finnischen Vögel erreichen mit Richtungen um S das zentrale Mittelmeer überfliegend Afrika (ZINK 1975, DITTBERNER & DITTBERNER 1984, BAKKEN et al. 2006, BØNLØKKE et al. 2006). Die Ostsee dürfte dabei von beiden fennoskandinavischen Unterarten in breiter Front überflogen werden. Über die Zugwege der nordwestrussischen Schafstelzen ist nichts bekannt.

Der Durchzug beginnt an der südlichen Ostseeküste bereits Ende Juli/Anfang August mit dem Durchzug der Vögel nördlicher Populationen. Er erreicht sein Maximum Ende August/Anfang September (beide Unterarten vertreten) und endet relativ abrupt Ende September/Anfang Oktober (BANZHAF 1936, DITTBERNER & DITTBERNER 1984, LAUSTEN & LYNGS 2004).

Bei der Überquerung des Mittelmeers im Frühling wählen Schafstelzen eine deutlich andere Route als im Herbst (Schleifenzug), diese Abweichung ist bei der Ankunft im baltischen Raum jedoch nicht mehr feststellbar, so dass die Vögel hier auf den gleichen Routen wie im Herbst die Ostsee um- bzw. überfliegen (ZINK 1975). *M. f. flava* kehrt im Frühjahr aufgrund ihrer in gemäßigteren Breiten gelegenen Brutgebiete früher als *M. f. thunbergi* zurück. An der Ostsee treffen die ersten



Männchen (im Mittel gut eine Woche vor den Weibchen) ab Ende März/Anfang April ein, das Gros der Vögel erreicht die Brutgebiete jedoch erst Ende April (DITTBERNER & DITTBERNER 1984, CRAMP 1998). Der Durchzug der skandinavischen *M. f. flava* und *M. f. thunbergi* beginnt ab Ende April, erreicht seinen Höhepunkt Mitte Mai und ist Anfang Juni abgeschlossen (LAUSTEN & LYNGS 2004).

Kurzzeitwiederfundanalyse: Welche Populationen überqueren die westliche Ostsee?

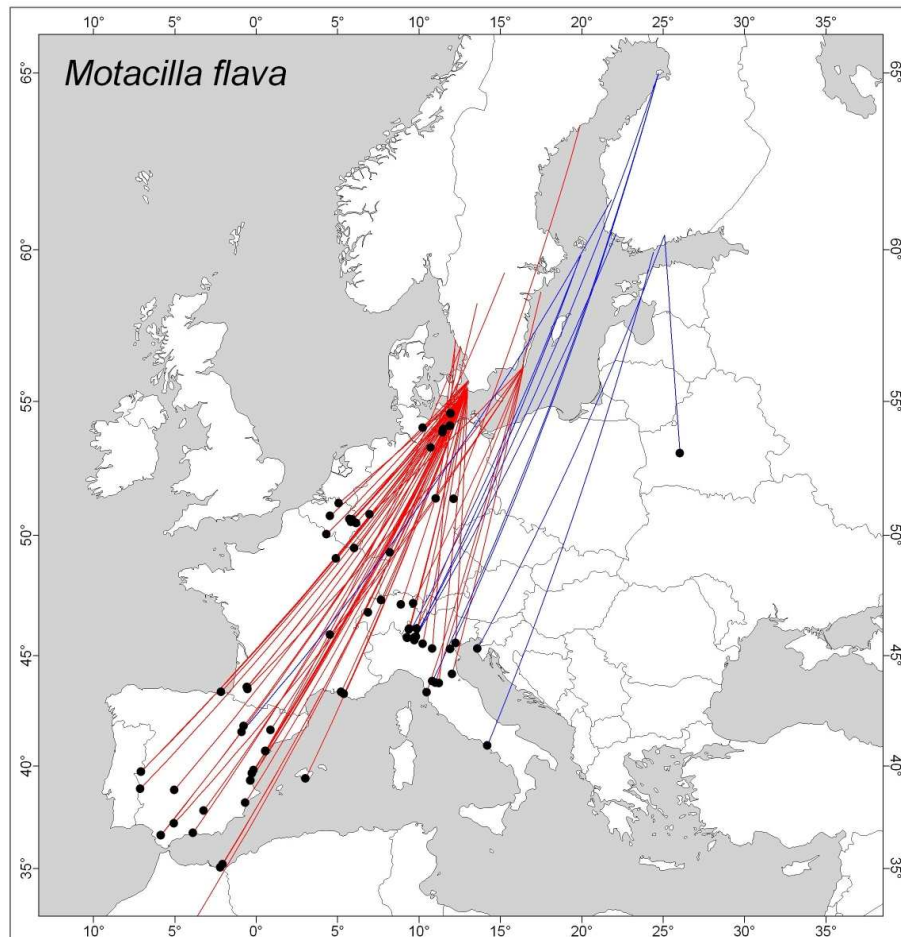


Abb. 28: Herbstfunde der Schafstelze (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

Die Verteilung der Kurzzeitwiederfunde der Schafstelze zeigt sehr gut den parallel in Richtung SSW durch Europa verlaufenden Zug. Leider lässt sich den Beringungsdaten nur selten die Unterart entnehmen, weshalb unterartsspezifische Zugrouten nicht ermittelt werden können. Verglichen mit finnischen Wiederfunden ist die breitere Streuung der schwedischen Funde auffällig. Der Zug durch Europa verläuft wahrscheinlich überwiegend in für Langstreckenzieher verhältnismäßig kurzen Einzeletappen, denn Funde innerhalb der ersten 14 Tage nach der Beringung wurden fast ausschließlich im nördlichen Mitteleuropa erbracht, wogegen die Funde aus



dem zentralen Mitteleuropa überwiegend zwischen der zweiten und dritten Woche nach der Beringung erfolgten.

Die Wiederfundverteilung schwedischer Schafstelzen wird sehr stark von auf dem Zug auf den beiden großen Beringungsstationen im Süden Schwedens markierten Vögeln bestimmt. Nimmt man eine Herkunft entgegengesetzt der geflogenen Richtung an, so dürfte es sich bei diesen zum großen Teil um schwedische und einige finnische und nordnorwegische Brutvögel handeln. Auffällig ist eine Aufteilung in vor allem in Richtung SSW bis S (via Norditalien) und SW bis SSW (via Südfrankreich und Spanien) ziehende Vögel (Abb. 28). Die Masse der schwedischen Vögel überquert dabei die westliche Ostsee zwischen den dänischen Inseln und Bornholm (Abb. 29).

Das Gros der finnischen Schafstelzen zieht SSW in Rastgebiete im adriatischen Raum und Norditalien und erreicht Mitteleuropa die östliche Ostsee überquerend an der polnischen Ostseeküste oder folgt dem Verlauf der östlichen Ostseeküste (Abb. 29). Anscheinend wird die Ostsee nur selten westlich von Bornholm überquert. Ein Fund in südlicher Richtung repräsentiert die von finnischen Schafstelzen nicht selten gewählte Route in ostafrikanische Winterquartiere (vgl. ZINK 1975).

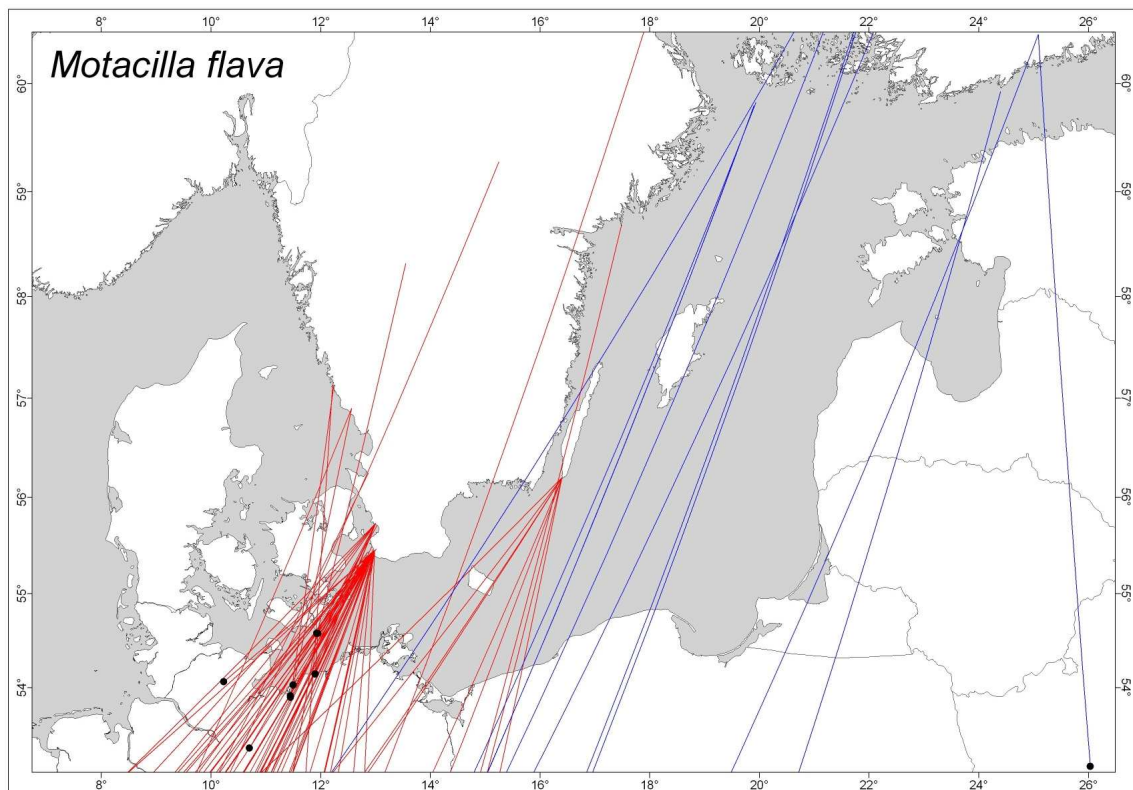


Abb. 29: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde der Schafstelze (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).



2.3.3.2.7 Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*)

Bisheriger Kenntnisstand

Der Schilfrohrsänger ist mit Ausnahme des Südes in ganz Europa verbreitet. Die Winterquartiere dieses Nachtziehers befinden sich in Feuchtgebieten südlich der Sahara in fast ganz Afrika, vom äußersten Westen über Zentral- bis nach Südafrika (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, CRAMP 1998).

Der Wegzug erfolgt in breiter Front und meist in südlicher bis südsüdwestlicher Richtung (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, CRAMP 1998). Seltener wird eine südöstlichere Richtung eingeschlagen. Tendenziell ziehen die verschiedenen Populationen parallel versetzt, so dass es zu einer parallelen Verteilung in den Winterquartieren kommt, die der in den eurasischen Brutgebieten entspricht (ZINK 1973, BUSSE 2001). Generell zieht der Schilfrohrsänger über längere Einzeletappen und macht weniger Zwischenstopps als der nahe verwandte Teichrohrsänger, was u.a. dazu führt, dass er die Zugstrecke schneller bewältigt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, BENSCH & NIELSEN 1999). Das Mittelmeer wird offenbar in breiter Front überflogen, wie Funde auf dem direkten Wegzug auf Malta, Zypern oder im zentralen Nordafrika zeigen (ZINK 1973).

Zugeschehen im Ostseeraum

Wiederfunde fennoskandinavischer und nordwestrussischer Schilfrohrsänger zeigen, dass der Wegzug in südliche bis südsüdwestliche, seltener bis südöstliche Richtungen verläuft (ZINK 1973, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Ein Teil der dänischen und südnorwegischen Vögel scheint auf dem Zug die westliche Ostsee zu überqueren (BAKKEN et al. 2006, BØNLØKKE et al. 2006). Einer Zugrichtung zwischen SSW und SSE folgend, muss ein Großteil der nordnorwegischen und schwedischen Schilfrohrsänger die Ostsee im südwestlichen Bereich überfliegen. Diese Annahme wird durch Wiederfunde untermauert (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, BAKKEN et al. 2006). Finnische und eine Teil der nordwestrussischen Vögel dürften die Ostsee weiter östlich im Bereich des bottnischen Meerbusens überfliegen, da deren Wiederfunde auf dem Herbstzug eher im Osten und Südosten Europas liegen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Zugsbewegungen werden in Mitteleuropa zwischen Ende Juli und Anfang Oktober registriert und erreichen den Höhepunkt zwischen Anfang August und Mitte September. Die Jungvögel ziehen etwa eine Dekade später als die Altvögel (CRAMP 1998, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991)

Je nach Überwinterungsgebiet verläuft der Heimzug in Richtung NNE bis NNW entlang der auch im Herbst geflogenen Routen (ZINK 1973). In den Brutgebieten im baltischen Raum treffen die ersten Vögel ab Mitte/Ende ausnahmsweise Anfang April ein. Der Durchzug der fennoskandinavischen Schilfrohrsänger beginnt erst Ende April, gipfelt Anfang/Mitte Mai und ist Ende Mai weitgehend abgeschlossen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991).

Kurzzeitwiederfundanalyse: Welche Populationen überqueren die westliche Ostsee?

Die Verteilung schwedischer und finnischer Kurzzeitwiederfunde zeigt gut den mit Richtungen um S bis SSW (seltener bis SW) parallel durch Europa verlaufenden Wegzug. Die Annahme, dass der Zug schnell voranschreiten kann, wird durch viele Wiederfunde aus dem südlichen Mittel- und nördlichen Südeuropa bis maximal sieben Tage nach der Beringung bestätigt. Auffällig ist eine Bündelung der Funde im zentralen Mittelmeerraum, was dafür spricht, dass die mittlere



Abzugsrichtung finnischer Schilfrohrsänger etwas westlicher ist als die schwedischer (Abb. 30). Diese Feststellung könnte allerdings auch durch die geringere Beringerdichte in den osteuropäischen Ländern verfälscht sein.

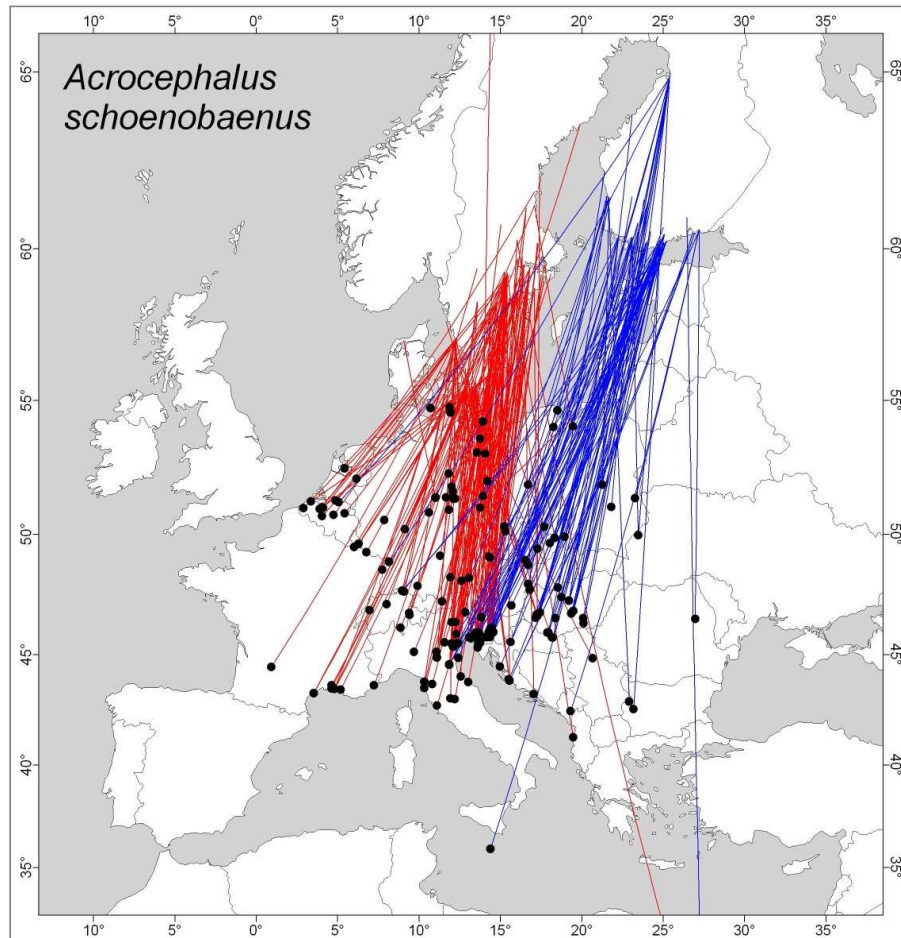


Abb. 30: Herbstfunde des Schilfrohrsängers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

Wiederfunde von in Schweden beringten Schilfrohrsängern stammen sowohl von an der Küste als auch im Binnenland beringten Vögeln, was zeigt, dass wahrscheinlich ein hoher Anteil von Vögeln mit bekannter Populationszugehörigkeit im Datensatz enthalten ist. Die vorherrschende Abzugsrichtung ist S mit leicht westlicher Komponente. Ein geringerer Anteil der Vögel zieht in Richtung SSW bis SW bzw. SSE ab (Abb. 30). Der weitaus größte Teil der schwedischen Brutvögel überquert die Ostsee in breiter Front und erreicht die mitteleuropäische Küste zwischen Fehmarn und der Danziger Bucht (Abb. 31). Ein nicht genau quantifizierbarer Teil der schwedischen Population zieht in Richtung SW ab und dürfte daher den Kattegatt überfliegen, um nach Westeuropa zu gelangen. Eventuell wird dieses Bild auch durch auf dem Durchzug beringte nordfinnische Brutvögel verzerrt. Dafür spricht, dass zwei der wenigen finnischen Wiederfunde in südwestlicher Richtung von in Nordfinnland beringten Vögeln stammen.



Generell ist die Abzugsrichtung finnischer Schilfrohrsänger SSW, seltener bis S. Die Vögel überqueren dabei die Ostsee in breiter Front östlich von Gotland, viele davon bereits über den finnischen Meerbusen (Abb. 31). Nur wenige, wahrscheinlich überwiegend nordfinnische Brutvögel, folgen einer südwestlicheren Richtung und überqueren dabei die westliche Ostsee.

Ein Fund stammt von einem nordnorwegischen Brutvogel, der in südlicher Richtung auf der Greifswalder Oie gefangen wurde. Er repräsentiert die nordnorwegischen Schilfrohrsänger, die ebenfalls auf dem Zug die westliche Ostsee überqueren (vgl. BAKKEN et al. 2006).

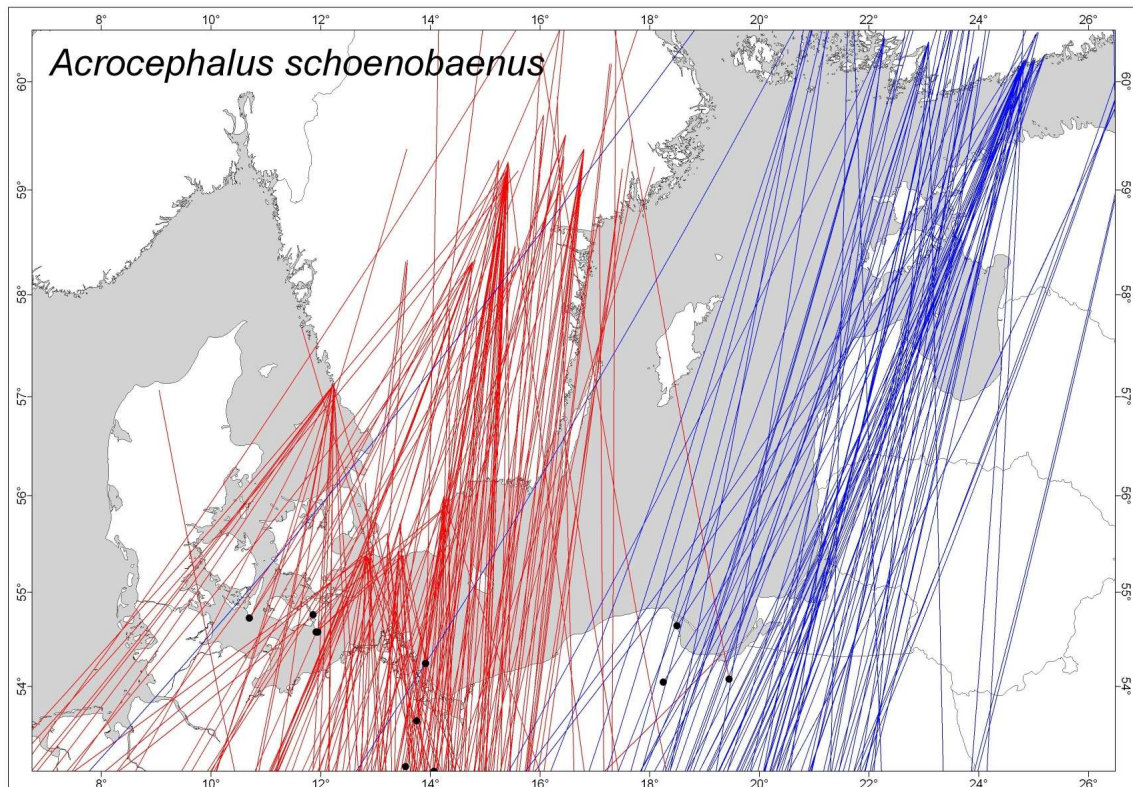


Abb. 31: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Schilfrohrsängers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

2.3.3.2.8 Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*)

Bisheriger Kenntnisstand

Die europäische Unterart *A. s. scirpaceus* ist in ganz Europa mit Ausnahme eines Teils der Britischen Inseln, des zentralen und nördlichen Skandinaviens sowie des Nordostens und Ostens verbreitet (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Die Winterquartiere dieser nachziehenden Art befinden sich in den Sumpf- und Feuchtsavannegebieten West-, Zentral- und Ostafrikas.

Die anfängliche Abzugsrichtung mittel- und nordeuropäischer Teichrohrsänger ist WSW bis SSW (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, FORMELLA & BUSSE 2002, FRANSSON & STOLT 2005). In Westeuropa zieht die Art eher in Richtung SSW bis S ab. Für den Großteil der europäischen Vögel



führt der Zug in der Regel in kleineren Einzeletappen als beim Schilfrohrsänger über West- nach Südwesteuropa (ZINK 1973, CRAMP 1998). Über Westeuropa kommt es zu einer Bündelung des Zuges. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1991) gehen dabei aber generell vom Zugmuster des Breitfrontzuges aus. Um die Winterquartiere in Westafrika zu erreichen, muss sich die Zugrichtung auf Süd ändern, so dass das Mittelmeer hauptsächlich zwischen der Iberischen Halbinsel und NW-Afrika überquert werden dürfte (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, CRAMP 1998). Innerhalb Westafrikas kommt es tendenziell zu einer parallelen Verteilung der Vögel, bei der die West-Ost-Verteilung der Brutpopulationen auch im Winterquartier beibehalten wird (PROCHÁZKA et al. 2008). Bemerkenswert ist die Existenz einer Zugscheide zwischen Teichrohrsängern des südöstlichen Mitteleuropas, Italiens und Südosteuropas und den übrigen europäischen Populationen. Diese südöstlichen Vögel ziehen in Richtung SE ab, über- bzw. umfliegen das östliche Mittelmeer und ändern ihre Zugrichtung in Nordafrika auf S bis SW, um im östlichen Westafrika bis Zentralafrika zu überwintern (ZINK 1973, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, PROCHÁZKA et al. 2008).

Zuggeschehen im Ostseeraum

Die skandinavischen und nordwestrussischen Vögel folgen einer Abzugrichtung um SW, wobei die östlicheren Populationen offenbar etwas südlicher über das europäische Festland ziehen (FRANSSON & STOLT 2005). Küsten scheinen bereits im Nord- und Ostseeraum eine gewisse Leitlinienfunktion zu übernehmen, da offenbar einige der norwegischen Ringvögel zunächst der Küste bis nach Südschweden folgten und nicht mit der zu erwartenden Zugrichtung SSW flogen (BAKKEN et al. 2006). Im südlichen Ostseeraum beginnt der Durchzug ab Mitte Juli, gipfelt zwischen Anfang und Anfang September und endet erst Anfang Oktober. Die Altvögel ziehen innerhalb eines relativ schmalen Zeitfensters deutlich früher als die Jungvögel, deren Durchzugsmaximum ein bis drei Wochen später erreicht wird (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, LAUSTEN & LYNGS 2004).

Anhand von relativ wenigen Frühjahrsfunden lässt sich kein Unterschied zwischen den zur jeweiligen Zugsaison gewählten Zugrouten erkennen (ZINK 1973). In Mitteleuropa treffen die ersten Teichrohrsänger ab Ende April ein. Frühere Beobachtungen sind die Ausnahme. Das Gros erreicht die Brutplätze nicht vor Anfang Mai, wobei die Männchen meist deutlich früher eintreffen als die Weibchen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Der Durchzug der nordischen und östlichen Vögel beginnt ab Anfang/Mitte Mai, hat ein Maximum Ende Mai/Anfang Juni und setzt sich bis Anfang Juli fort (LAUSTEN & LYNGS 2004).

Kurzzeitwiederfundanalyse: Welche Populationen überqueren die westliche Ostsee?

Bei der Analyse von Wiederfunden des Teichrohrsängers ist der von vielen Beringergruppen in Belgien praktizierte intensive Lockfang mittels Abspielen des Gesangs zu beachten, welches das Bild der Wiederfundverteilung verzerrt (Abb. 32, FRANSSON & STOLT 2005). Dabei wird zur Zugzeit während der Nachtstunden der Gesang der Zielart mit starken Lautsprechern abgespielt, um die Vögel vom Himmel zu locken und zu fangen. Diese Methode ist so erfolgreich, dass die Vorstellung über die Zugrichtung des Teichrohrsängers durch die sehr deutliche Erhöhung der Wiederfundwahrscheinlichkeit verzerrt werden würde, weshalb für die Betrachtung der Zugrouten der einzelnen Populationen die belgischen Wiederfunde komplett ausgeklammert wurden. Es ist jedoch wichtig festzuhalten, dass ein nicht unwesentlicher Teil der fennoskandinavischen Vögel über Belgien zieht, auch wenn sie vielleicht nicht zwischengelandet wären (vgl. auch SCHAUB et al.



1999). Ohne die Berücksichtigung der belgischen Funde ist die Abzugsrichtung etwas weiter nach S verschoben, bleibt jedoch SW bis SSW (Abb. 33). Für den Teichrohrsänger wird eine stärkere Orientierung entlang von Leitlinien, wie Küsten, als bei anderen Nachtziehern angenommen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Es ist anhand der Wiederfunde nicht zu beurteilen, ob ein Teil der Vögel dem Küstenverlauf folgend von der direkten Route abweicht oder nicht. Sicher ist nur, dass Teichrohrsänger Meere auch in breiter Front überfliegen, wie Wiederfunde in Algerien zeigen. Die Annahme, dass der Teichrohrsänger langsamer und in kürzeren Einzeletappen zieht als der Schilfrohrsänger, wird durch die Verteilung der Funde nach sieben Tagen unterstützt. Die durchschnittliche Entfernung bis zum Wiederfund war kürzer und nur zwei Vögel hatten nach sieben Tagen das südliche Mittel- oder Südeuropa erreicht (vgl. Kap. 2.3.3.2.7).

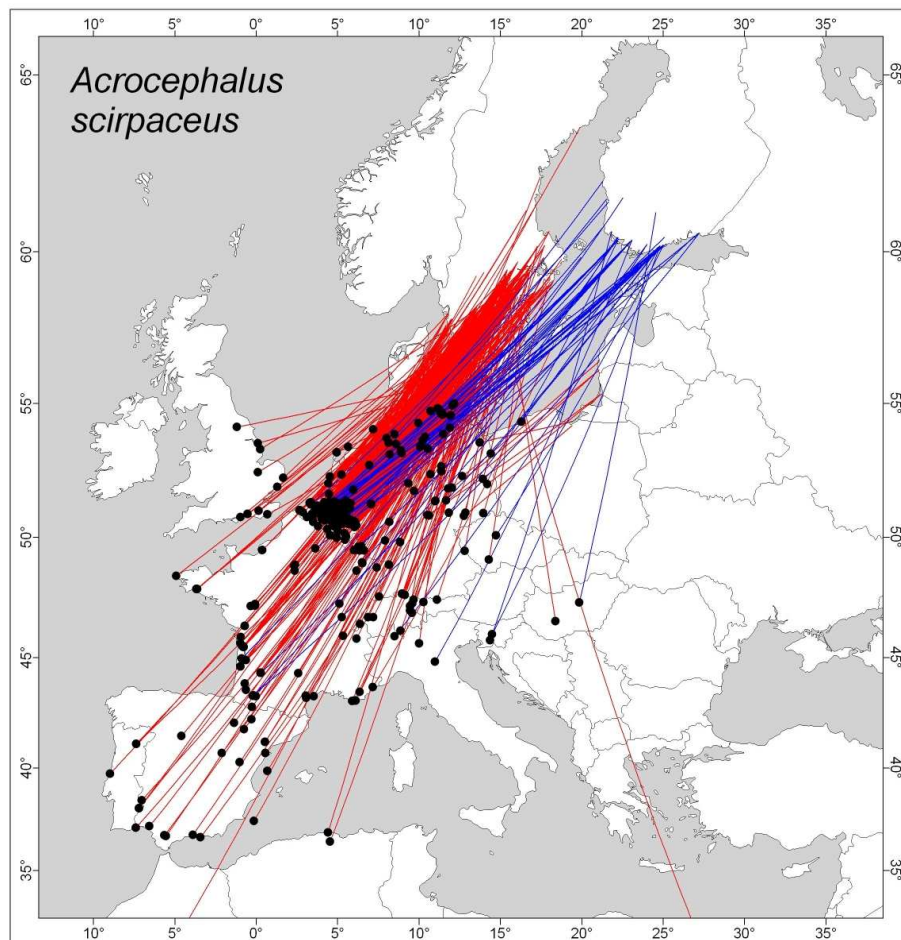


Abb. 32: Herbstfunde des Teichrohrsängers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

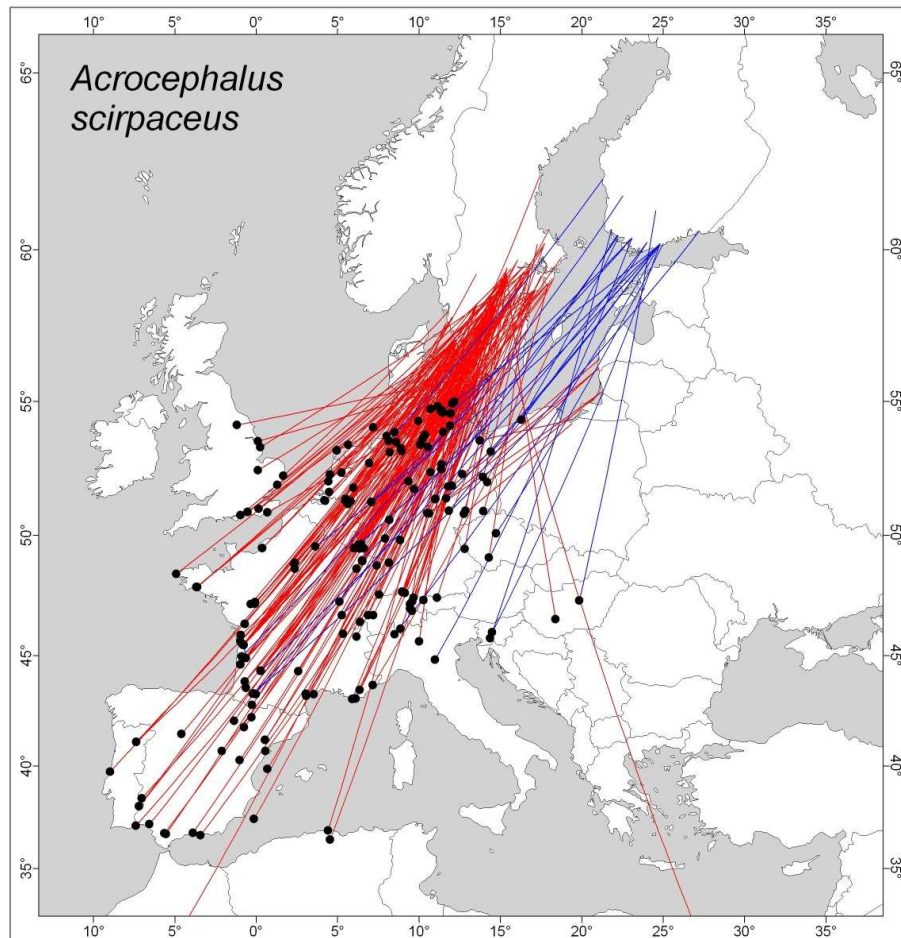


Abb. 33: Herbstfunde des Teichrohrsängers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) ohne Funde in Belgien bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

In Schweden beringte Teichrohrsänger haben anfängliche Abzugsrouten von W bis S, die Funde konzentrieren sich jedoch in Richtung SW bis SSW. Für die drei in Richtung SSE erbrachten Funde kann aufgrund des sehr frühen Datums und der großen Ähnlichkeit zum früher ziehenden Sumpfrohrsänger angenommen werden, dass es sich um fehlbestimmte Individuen handelt. Ein großer Teil der SSW bis S ziehenden Teichrohrsänger sowie die ostschwedischen SW-Zieher überqueren die westliche Ostsee westlich von Öland (Abb. 34). Ein nicht unerheblicher Teil fliegt allerdings über die dänischen Inseln und den Kattegatt und rastet im nördlichen Mittel- und Westeuropa.

Verglichen mit den schwedischen Teichrohrsängern streut die Abzugsrichtung finnischer Vögel in einem schmalen Bereich um Richtung SW, sie haben also im Mittel eine etwas westlichere Orientierung (vgl. FRANSSON & STOLT 2005). Ein kleiner Teil der finnischen Population folgt einer südsüdöstlichen Route, überquert die östliche Ostsee und gelangt so bis in den adriatischen Raum. Ob die in Westeuropa wiedergefundenen Teichrohrsänger die Ostsee auf direktem Weg



oder abweichend von der eigentlichen Zugrichtung zunächst im Bereich der Alandinseln und später über die dänischen Inseln gequert haben, kann aus den Wiederfunden nicht gefolgert werden.

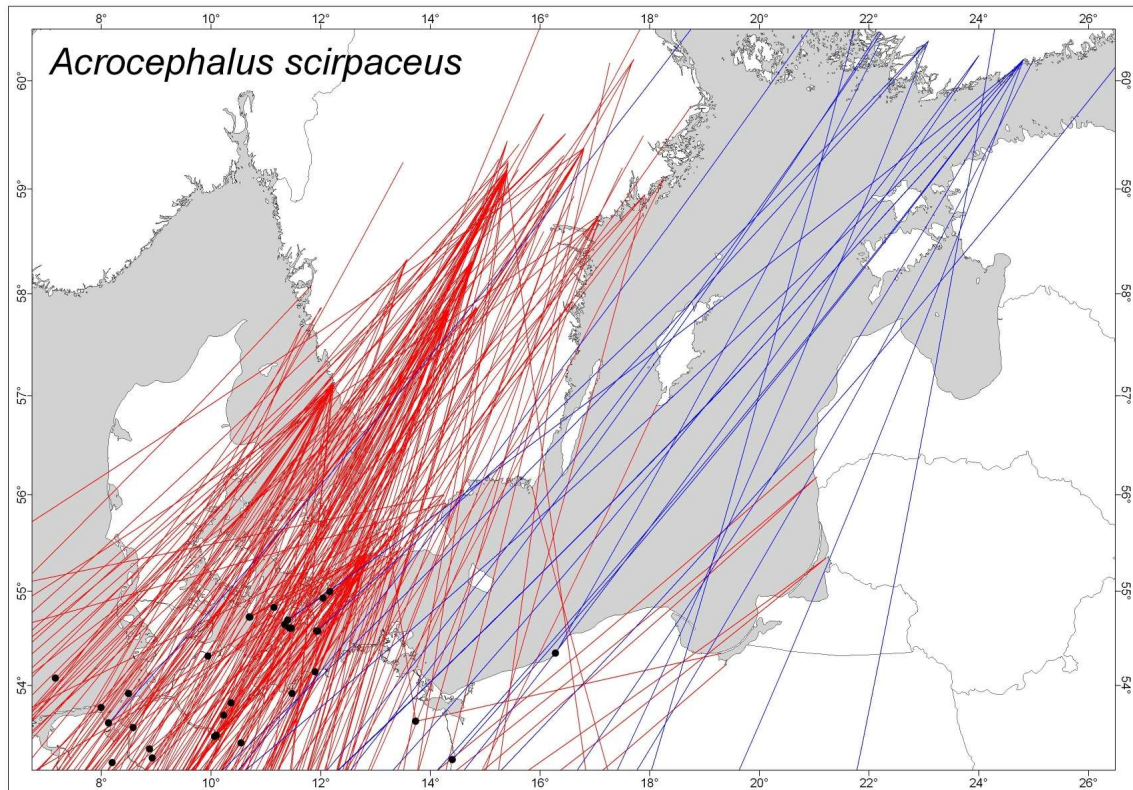


Abb. 34: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Teichrohrsängers (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) ohne Funde in Belgien bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

2.3.3.2.9 Fitis (*Phylloscopus trochilus*)

Bisheriger Kenntnisstand

Der Fitis ist der häufigste nachziehende Langstreckenzieher Europas, was vor allem mit den hohen Beständen in Skandinavien zusammenhängt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). In Südeuropa fehlt die Art als Brutvogel. Erst nördlich etwa 47° N erstreckt sich das Brutareal bis in den äußersten Norden und Osten (SCHÖNFELD 1982, HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Bei europäischen Fitissen werden zwei Unterarten unterschieden. Nördlich und östlich einer durch Zentralskandinavien und Osteuropa verlaufenden Linie brütet die Unterart *acredula*, deren Winterquartiere sich in Zentral-, Ost- und Südafrika befinden, während das übrige Europa von *P. t. trochilus* besiedelt wird, die den Winter hauptsächlich in Westafrika verbringen (HEDENSTRÖM & PETTERSSON 1987, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Der Zug erfolgt in breiter Front, wobei die beiden Unterarten allerdings durch unterschiedliche Abzugrichtungen gekennzeichnet sind (z.B. ZINK 1973). Einige Autoren haben sich bereits intensiv mit dem Zugverhalten der Art befasst, weshalb die Zugrouten der einzelnen skandinavischen Populationen bereits sehr gut bekannt sind (z.B. HEDENSTRÖM & PETTERSSON 1987, CHAMBERLAIN et al. 2000). Die Masse der Vögel von *P. t.*



trochilus zieht auf ihrem Weg nach Afrika zunächst in Richtungen um SW ab und gelangt entlang der Küstenlinien bis nach Südspanien, um von dort aus unter Änderung der Zugrichtung den afrikanischen Kontinent zu erreichen. In unbekannter Größenordnung wird das Mittelmeer aber auch in breiter Front überflogen, wie Wiederfänge in Algerien zeigen (BØNLØKKE et al. 2006). Beobachtungen auf den Mittelmeerinseln (z.B. Mallorca, Malta) sprechen ebenfalls für diese Annahme. Die nach S bis SSE abziehenden *P. t. acredula* über- bzw. umfliegen auf ihrem Weg nach Afrika das östliche Mittelmeer (Wiederfunde sowohl auf Kreta, Zypern und Ägypten als auch in Israel, Libanon, Saudi-Arabien; GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, FRANSSON et al. 2005, BAKKEN et al. 2006, BØNLØKKE et al. 2006). Ab welcher geografischen Länge östliche Fitisse einer südöstlichen Route folgen, ist noch ungeklärt.

Zugeschehen im Ostseeraum

Die Unterart *trochilus* (Südskandinavien) zieht zunächst Richtung WSW bis SSW ab (ZINK 1973, HEDENSTRÖM & PETERSSON 1987, BAKKEN et al. 2006). Nur die schwedischen Populationen überqueren dabei den westlichen Teil der Ostsee. (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Nordskandinavische und finnische Vögel der Unterart *acredula* ziehen in süd- bis südsüdöstlicher Richtung ab, wobei die norwegischen und schwedischen Vögel die Ostsee in breiter Front überqueren. Im baltischen Raum beginnt der Durchzug Mitte Juli bis Anfang August, erreicht sein Maximum Mitte August bis Anfang September und endet mit einzelnen Nachzüglern Anfang Oktober (LAUSTEN & LYNGS 2004, MEFFERT 2005). Altvögel scheinen dabei etwas früher durchzuziehen als Jungvögel. In Süd- und Ostschweden werden zwei Zugwellen registriert, die durch den zeitlich versetzt ablaufenden Zug der beiden Unterarten gebildet werden. Die früher ziehende Unterart *trochilus* erreicht das Durchzugsmaximum bereits Mitte bis Ende August, wogegen *P. t. acredula* hauptsächlich Mitte September durchzieht (HEDENSTRÖM & PETERSSON 1987).

Wiederfunde deuten darauf hin, dass Fitisse der Unterart *trochilus* einen Schleifenzug durchführen, bei dem sie auf dem Heimzug auf einer etwas östlicheren Route ziehen als im Herbst (ZINK 1973, BØNLØKKE et al. 2006). Die unterschiedlichen Routen machen sich aber vor allem im Mittelmeerraum bemerkbar. In Mitteleuropa befinden sich die Vögel im Frühjahr und Herbst auf sehr ähnlichen Routen. Für *P. t. acredula* gibt es bisher nur sehr schwache Anzeichen einer verlagerten Heimzugroute. Die Männchen ziehen etwa eine Woche früher als die Weibchen (HEDENSTRÖM & PETERSSON 1986). Die ersten Fitisse erreichen die Ostseeküste Ende März/Anfang April. Der Durchzug der südskandinavischen Populationen von *P. t. trochilus* setzt erst Mitte/Ende April ein, erreicht Anfang/Mitte Mai das Maximum und ist Ende Mai beendet. Ab Anfang Mai ziehen die nordischen *P. t. acredula* durch, deren Zug Mitte Mai gipfelt und sich bis Anfang Juni hinzieht (HEDENSTRÖM & PETERSSON 1986, LAUSTEN & LYNGS 2004).

Kurzzeitwiederfundanalyse: Welche Populationen überqueren die westliche Ostsee?

Dank der Arbeit von CHAMBERLAIN et al. (2000) ist der Verlauf der Zugscheide durch Zentralskandinavien gut bekannt. Brutvögel nördlich einer Kontaktzone beider Unterarten zwischen 60°N und 63°N (Fitisse in diesem Bereich mit Zugrichtungen zwischen SW und SSE) ziehen fast ausschließlich in Richtungen um S bis SSE ab, während Vögel südlich davon bevorzugt nach SSW bis SW ziehen. Dass auch Vögel, die deutlich südlich von 60°N markiert wurden, in südöstlicher



Richtung wiedergefunden wurden, zeigt, dass es sich bei vielen Ringvögeln um auf dem Zug bringte Fitisse nördlicher Herkunft handelt.

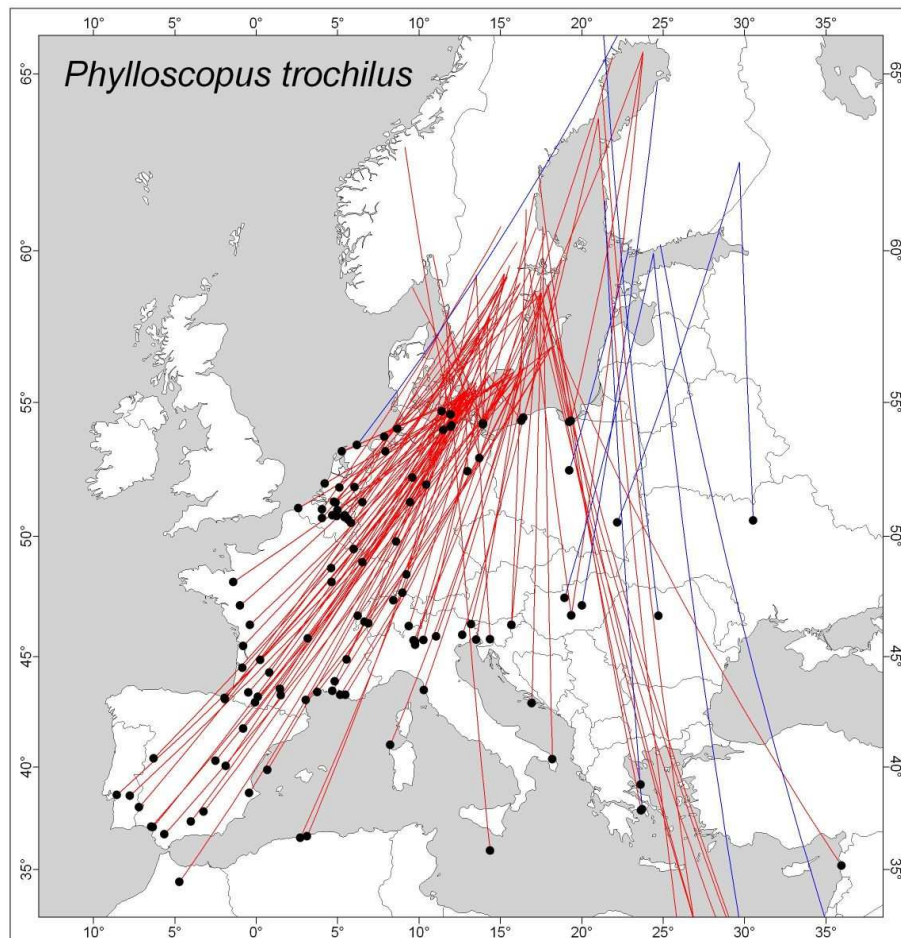


Abb. 35: Herbstfunde des Fitis (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

Wiederfunde norwegischer Fitisse in Ostdeutschland und Funde auf dem Zug an der schwedischen Küste bringter Vögel zeigen, dass die Ostsee von einem Großteil der nordskandinavischen *P. t. acredula* in breiter Front zwischen Fehmarn und der kurischen Nehrung überflogen wird. Die bevorzugte Abzugsrichtung der südschwedischen *P. t. trochilus* führt die ost- und südschwedischen Populationen in breiter Front zwischen Fehmarn und der westlichen polnischen Ostseeküste über die Ostsee, während die west- und südwestschwedischen Populationen via dänischer Inseln und Kattegatt nach Westeuropa gelangen.

Finnische Vögel überqueren die Ostsee normalerweise sehr weit östlich im Bereich des finnischen Meerbusens mit Zugrichtung S und gelangen nur selten weiter westlich als Höhe Danziger Bucht. Obwohl in Schweden nur etwa doppelt so viele Fitisse wie in Finnland beringt wurden, gibt es im schwedischen Datensatz mehr als zehnmals so viele Kurzzeitwiederfunde. Diese Tatsache hängt sehr wahrscheinlich mit der geringeren Beringerdichte im ost- und südeuropäischen



Durchzugsgebiet zusammen und zeigt gleichzeitig, dass der Zug in Richtung SW, wie ihn der Wiederfund eines im äußersten Norden Finnlands beringten Jungvogels in den Niederlanden repräsentiert, die absolute Ausnahme ist.

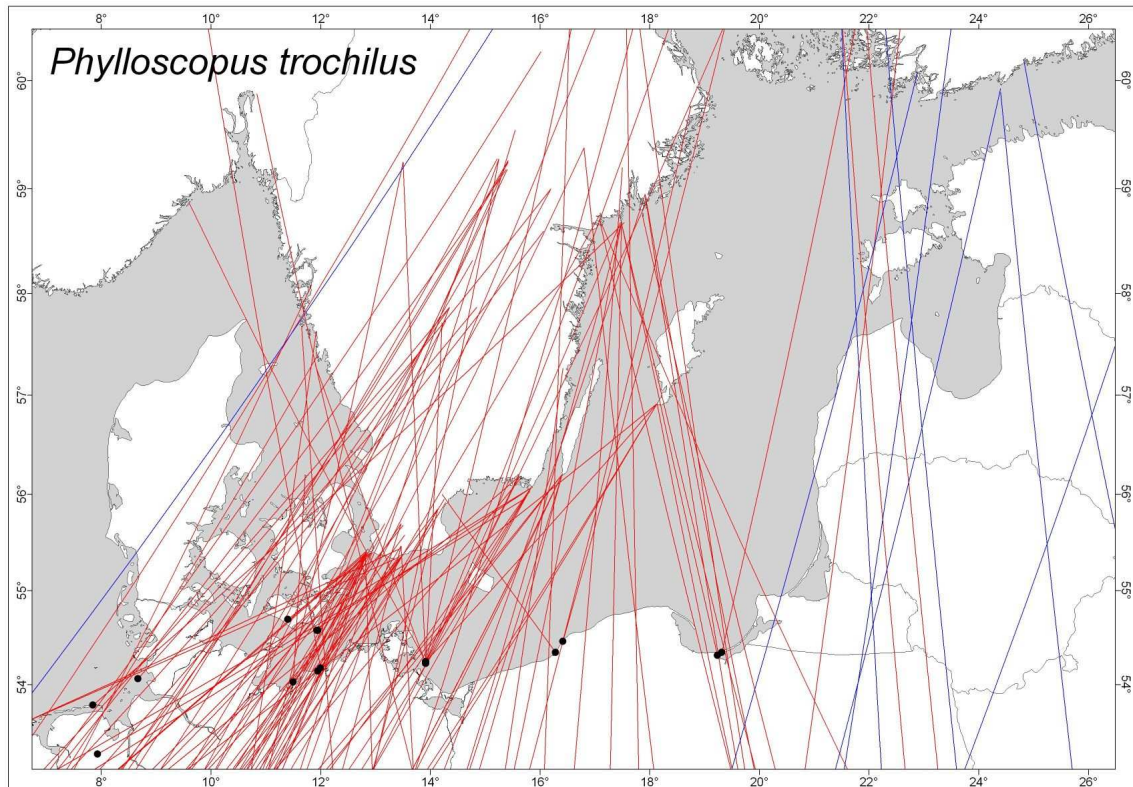


Abb. 36: Detailansicht baltischer Raum: Herbstfunde des Fitis (Punkte, durch Linien mit dem Beringungsort verbunden) bis max. 35 Tage nach der Beringung (blaue Linien = Wiederfunde in der finnischen Datenbank; rote Linien = Wiederfunde in der schwedischen und der Hiddenseedatenbank).

2.3.4 Zusammenfassung

Die meisten Zugvogelarten folgen auf ihren alljährlichen Wanderungen einer bestimmten genetisch fixierten Zugrichtung, die allerdings innerhalb einer Art populationsabhängig unterschiedlich sein kann (BERTHOLD 2000). Abhängig von verschiedenen Faktoren, wie z.B. Wettereinflüssen, können die ziehenden oder überwinternden Individuen einer Population je nach Art trotzdem über ein mehr oder weniger großes Durchzugs- und/oder Überwinterungsgebiet verteilt sein (z.B. ZINK 1973-1985). Die Mehrzahl der europäischen Zugvögel bewegt sich zur Zugzeit überwiegend entlang einer von NE nach SW verlaufenden Achse (GATTER 2000). Von den rund 200 regulär in Fennoskandinavien brütenden Zugvogelarten ziehen im Herbst mehr als drei Viertel vorrangig in Richtungen um SW bis SSW ab und kehren im Frühjahr auf ungefähr derselben Route zurück (CRAMP 1998, siehe auch Tab. 88 im Anhang). Bei vielen dieser Arten kommt es zu einem etwa parallel verlaufenden Zug, d.h. die unterschiedlichen Populationen haben ungefähr die gleiche Abzugsrichtung und bewegen sich daher entsprechend der Ost-West-Verteilung der Brutgebiete durch Europa (z.B. ZINK 1973-1985, ZINK & BAIRLEIN 1995, CRAMP 1998). Die übrigen Arten haben



eine dominierende Herbstzugrichtung zwischen S und SE. Das Zugverhalten einiger Arten ist durch eine Zugscheide gekennzeichnet, d.h. je nach Populationszugehörigkeit können sowohl südwestliche als auch südliche oder südöstliche Zugrichtungen eingeschlagen werden. Das Wissen über die bevorzugte Zugrichtung der einzelnen Arten beruht vor allem auf Wiederfunden beringter Vögel, die in vielen Fällen jedoch Langzeitwiederfunde sind, welche nicht aus der direkten Zugperiode stammen. Der Vorteil der durchgeführten Analyse von Kurzzeitwiederfunden liegt in der Verwendung von Ringfunde bis maximal 35 Tage nach der Beringung, wodurch eine größere Aussagekraft über die direkt geflogene Strecke und die Populationszugehörigkeit der Ringvögel erzielt wird. Der Bereich der westlichen Ostsee wird von einem großen Teil der in Schweden und Finnland brütenden Zugvögel in breiter Front überflogen. Die Hauptbrutbestände vieler Enten- und Limikolenarten sind weiter im Osten, im Norden Russlands. Dennoch überfliegt ein Großteil auf dem Zug den baltischen Raum.

Die Krickente als typische v.a. im nord- und nordosteuropäischen Binnenland brütende Ente folgt einer für fast alle Schwimmenten und die meisten Tauchenten gültigen Herbstzugrichtung um W bis SW. Ob die westliche Ostsee bei Tag in großen Höhen oder nachts überflogen wird, ist für viele dieser Arten noch nicht bekannt. Der Flussuferläufer ist eine typische Binnland-Limikole und zieht wie die anderen Vertreter dieser Gilde (z.B. Bruchwasserläufer, Bekassine, Waldschnepfe usw.) in Richtungen um SW quer durch das europäische Binnenland, wobei die Ostsee offenbar nachts in breiter Front überflogen wird. Der vorwiegend an den nordeuropäischen und sibirischen Küsten brütende Alpenstrandläufer ist ein Vertreter der arktischen Limikolenarten, wie z.B. Knutt, Kiebitzregenpfeifer, Pfuhlschnepfe u.v.m., die vermutlich in breiter Front mit Richtungen um W bis SW über die Ostsee hinweg in Rastgebiete an westeuropäischen Küsten ziehen. Der kurz- bis mittelstreckenziehende Buchfink gehört zu den tagziehenden Singvögeln, die die westliche Ostsee bei günstigen Windbedingungen in großen Höhen überfliegen, sich bei ungünstigen Witterungsbedingungen aber entlang von Leitlinien, wie dem Küstenverlauf, bewegen. Zu dieser Gilde gehören fast alle Finkenarten, Bachstelze, Wiesenpieper u.a.. Singdrossel, Rotkehlchen und Wintergoldhähnchen gehören wie die meisten Drosseln, Rohrammer, Nachtigall, Gartenrotschwanz, Wendehals u.v.m. zu den Nachtziehern, die ihre Winterquartiere in Westeuropa und im Mittelmeerraum bzw. Westafrika vorrangig in Richtungen um WSW bis SSW ziehend erreichen und dabei die Ostsee in breiter Front überfliegen. Dieser Zugrichtung folgt die Masse der über die westliche Ostsee ziehenden Vögel. Fitis und Teichrohrsänger repräsentieren die Arten von Nachtziehern, für die es Populationen gibt, die sowohl in Richtungen um SW als auch um S oder SE ziehen. Als weiteres Beispiel sei die Rotdrossel genannt. In Europa ziehen weit weniger Arten in Richtungen direkt nach S oder SE als in Richtungen um SW. Die vor allem S oder SE ziehenden Nachtzieher, wie Rohrschwirl, Klappergrasmücke, Gelbspötter, Neuntöter, Wachtelkönig u.a., werden durch den Schilfrohrsänger und die Mönchsgrasmücke repräsentiert. All diese Nachtzieher überfliegen die westliche Ostsee in breiter Front. Die wenigen tagziehenden Langstreckenzieher wie Schafstelze, Uferschwalbe oder Mauersegler haben in der Regel eine deutlich südlicher ausgerichtete bevorzugte Zugrichtung und überqueren die Ostsee in breiter Front, zeigen also verglichen mit tags ziehenden Kurz- und Mittelstreckenziehern keinerlei Orientierung entlang von Leitlinien.

Die Kenntnis der vorrangig gewählten Zugrichtung einzelner Vogelarten ist wichtig, um Eingangsparmeter für die Modellierung von Kollisionen von Zugvögeln an Offshore-Windenergieanlagen abschätzen zu können. Im vorliegenden Kurzzeitwiederfundanalyse-Kapitel wurden diese Zugrichtungen ermittelt, wodurch es möglich war eine Eingrenzung der voraussichtlich betroffenen Populationen vorzunehmen (siehe auch Tab. 88).



2.4 Erfassung des aktiven Vogelzuges

2.4.1 Methoden

2.4.1.1 Erfassung des aktiven Vogelzuges gemäß StUK (BSH 2007)

2.4.1.1.1 Sichtbeobachtungen

In den Untersuchungsjahren 2002 bis 2008 wurden an verschiedenen Orten entlang der westlichen Ostseeküste sowie in verschiedenen Offshore-Gebieten Beobachtungen des sichtbaren Vogelzuges durchgeführt (Übersicht in Abb. 37).

Auf See war mindestens ein Beobachter von Sonnenauf- bis Sonnenuntergang auf dem Peildeck oder an der Nock des Schiffes positioniert. Mit Ausnahme der schiffsfolgenden Großmöwen wurden sämtliche beobachteten Vögel unter Angabe von Vogelart (soweit identifizierbar), Flugrichtung und –höhe protokolliert. Während der Transektfahrten zur Zählung rastender Wasservögel wurden durchziehende Vögel gleichfalls notiert. Die Ankerpositionen sowie die Koordinaten der Transektfahrten sind Tab. 75, Tab. 76 (Anhang) und Abb. 37 zu entnehmen. Für die nahe beieinander liegenden Untersuchungspunkte auf dem Adlergrund wurden die Sichtbeobachtungen als ein Gebiet zusammengefasst.

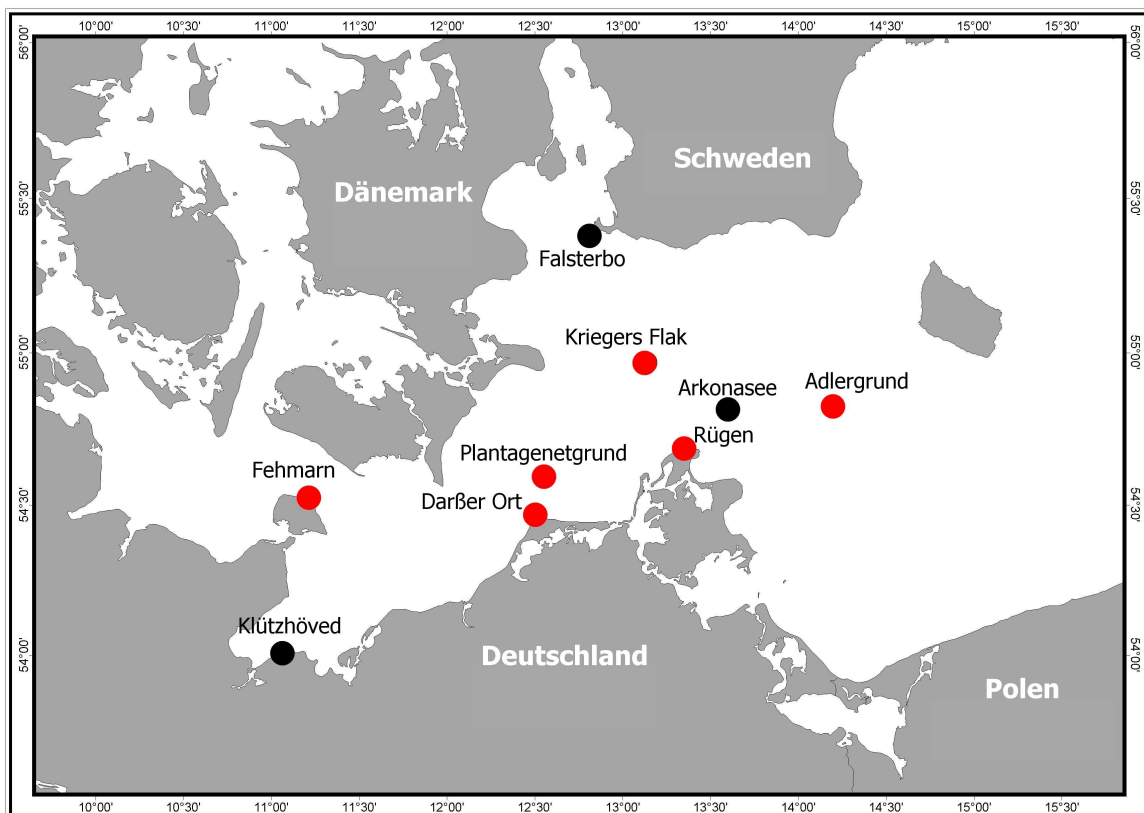


Abb. 37: Lage der Erfassungsstandorte des sichtbaren Vogelzuges (Falsterbo: keine eigenen Beobachtungen). Rote Punkte kennzeichnen zusätzlich eine Datenerfassung mittels vertikal rotierendem Schiffsradar (vgl. Kap 2.4.2.2.5).



Die Vogelzug-Planbeobachtungen von der Küste wurden grundsätzlich nach der Methode des „seawatching“ durchgeführt (z.B. CAMPHUYSEN & VAN DIJK 1983, DIERSCHKE et al. 2005). Am Darßer Ort wurde ganztags von einem Gebäude aus beobachtet, welches sich ca. 100 m nördlich vom Leuchtturm „Darßer Ort“ befindet. Bei geeignetem Wetter wurde vom Balkon aus beobachtet (ca. 14 m hoch), bei Regen oder starkem Wind konnte durch ein Fenster der Vogelzug verfolgt werden. Auf Rügen wurde vor allem westlich von Kap Arkona beobachtet (ganztags). Beobachtungen des Zuges auf Fehmarn erfolgten vor allem westlich von Puttgarden (nach Sonnenaufgang 4 Stunden, Mittagszeit 2 Stunden, vor Sonnenuntergang 2 Stunden). An der Steilküste bei Brook (Standort Klützhöved) wurden die Beobachtungen auf die ersten vier Stunden nach Sonnenaufgang begrenzt.

Für jeden beobachteten Vogel/Trupp wurde Uhrzeit (Beginn einer jeden Viertelstunde), Art, Anzahl, Zuegrichtung, geschätzte Entfernung zum Land sowie die geschätzte Flughöhe notiert.



Abb. 38: Sichtbeobachtungen vom Balkon des Gebäudes der Bundesmarine am Darßer Ort.

Die **Entfernung** des Vogels vom Beobachter wurde in vier Kategorien geschätzt:

- unter 1 km
- 1 bis 2 km
- 2 bis 5 km
- über 5 km.

Als Orientierungshilfe zur Entfernungseinschätzung wurden Fahrwassertonnen herangezogen.

Die **Flughöhe** wurde in drei Kategorien unterteilt:

- unter 10 m
- 10 bis 50 m
- über 50 m.



Eine Differenzierung von Flughöhen über 50 m ist sehr unsicher und wurde deshalb unterlassen. Bei einigen Arten war es schwer einzuschätzen, ob wirklich Zug vorlag oder ob es sich um lokale Bewegungen handelte (z.B. Nahrungsflüge). Großmöwen zeigten z.B. oft Bewegungen in alle Richtungen bzw. auch Flüge zu Schlafplätzen. Bei den meisten Arten ließ jedoch ein deutliches zielstrebiges Flugverhalten auf Vogelzug schließen (z.B. Enten, Gänse, Kormorane etc.). Bei guter Sicht war eine Artbestimmung bei Wasservögeln häufig bis zu einer Entfernung von 5-6 km möglich, bei weiter entfernten Vögeln war oft nur eine Bestimmung auf Gattungsniveau durchführbar. Die Zugrichtung wurde in 45°-Sektoren geschätzt, d.h. in N, NE, E, SE, S, SW, W und NW.

Als Beispiel für die Zeitspannen für jeden Beobachtungstag im Verlaufe einer Saison sowie Sichtweiten sind die Daten für den Frühjahrszug 2003 am Darßer Ort dargestellt (Abb. 39, entsprechend Kap. 2.4.2.1.1 über Wettereinfluss auf das Zugverhalten von Wasservögeln). An nur wenigen Tagen wurde in diesem Frühjahr eine Sichtweite von 5 km unterschritten.

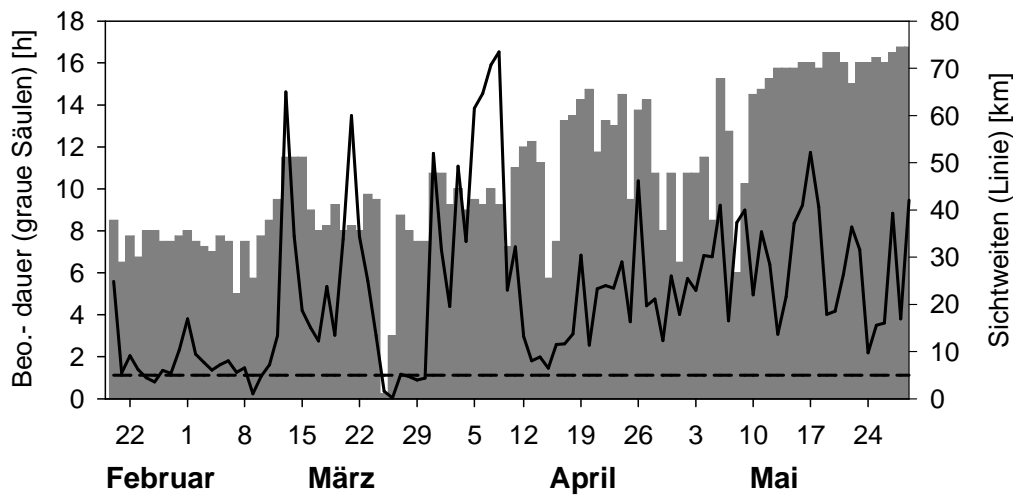


Abb. 39: Beobachtungsdauern und Sichtweiten an den Beobachtungstagen im Frühjahr 2003 am Darßer Ort. Gestrichelte Linie: Sichtweite = 5 km.

Die Sichtbeobachtungen in den einzelnen Gebieten wurden über unterschiedliche Zeiträume und mit unterschiedlichen Intensitäten durchgeführt (Tab. 3).

Tab. 3: Zeitliche Verteilung der Sichtbeobachtungen in verschiedenen Untersuchungsgebieten und Summe der Beobachtungstage (d) bzw. -stunden (h).

	DO		AG		KF		Klü		PG		FE		RÜ		Ark_see	
	D	h	d	h	d	h	d	h	d	h	d	h	d	h	d	h
2002																
Mai			9	135	7	79										
Juni			1	9	1	7										
Juli			1	9	4	46										
August	8	29	4	59	3	34										
September	21	173	15	203	11	71										
Oktober	23	187	6	48	2	11										
November	10	68	14	90	5	44										
Dezember			5	32	2	13										



	DO		AG		KF		Klü		PG		FE		RÜ		Ark_see	
	D	h	d	h	d	h	d	h	d	h	d	h	d	h	d	h
2003																
Januar			3	17	2	12										
Februar	9	90	11	75	8	39										
März	31	356	17	143	10	45										
April	30	418	16	165	4	47			3	44						
Mai	30	467	20	404	10	136										
Juni			3	37	2	16										
Juli	12	186	5	40	9	114										
August	31	477	10	125	6	64										
September	15	195	16	175	4	29			4	31						
Oktober			14	142	8	69										
November			8	70	5	45										
Dezember			2	18	1	7										
2004																
Januar			4	25	1	8										
Februar			7	38	4	28										
März			12	108	5	37	12	43								
April			9	93			10	40								
Mai			9	107												
Juni			3	28												
Juli			5	44												
August			4	27												
2005																
März											14	58				
April											27	116				
Mai											7	33				
Juli													6	25		
August											10	52	13	65		
September											29	141	14	61		
Oktober											14	65	22	180		
2006																
März													15	55		
April													9	37		
2007																
März													26	268		
April													30	346		
Mai													5	53		
September													26	50		
Oktober													15	40		
2008																
Februar													12	107		
März													31	328	9	76
April													28	348	7	63
Mai													26	379		
∑ Tage	220		233		114		22		7	75	101		278		16	
∑ Stunden		2.646		2.466		1.001		83		75		465		2.342		138

DO = Darßer Ort; AG = Adlergrund; KF = Kriegers Flak; Klü = Klützhöved; PG = Plantagenetgrund, FE = Fehmarn, RÜ = Rügen, Ark_see = Arkonasee



2.4.1.1.2 Vertikalradar

Spezifikation der verwendeten Radargeräte

Für die Untersuchung des nächtlichen Vogelzuges wurden Schiffsradargeräte der Marken *Bridgemaster* und *Furuno* verwendet. Sie wurden in vertikaler Position betrieben (Abb. 40).



Abb. 40: Vertikal rotierende Schiffsradargeräte an Land (links, Fehmarn) und auf einem Schiff (rechts).

Die räumliche und zeitliche Verteilung der Radargeräte auf die Untersuchungsgebiete ist Abb. 37 , Tab. 5 sowie Tab. 82 (Anhang) zu entnehmen. Die Radargeräte unterschieden sich vor allem in den Sendeleistungen sowie in einigen weiteren Parametern (Tab. 4), die zusammengenommen eine unterschiedliche Erfassungscharakteristik bewirkten. Filter wurden nicht eingesetzt, da sie neben Wellenreflexionen und Regenechos auch Vogeleos löschen. In Ausnahmefällen wurde bei starkem Zug von Insekten, die auf dem Radarbildschirm ebenfalls dargestellt werden (charakteristische radial verlaufende Echos im Bereich von etwa 500 m um das Radar), der Filter für

„seaclutter“ etwas hochgedreht, um noch eine Detektion von Vögeln zu ermöglichen (Minimalwerte, da schwache Vogeleos ebenfalls herausgefiltert würden). Dies geschah jedoch nur an wenigen Tagen und vor allem am Standort Darßer Ort. Die Signalverstärkung (GAIN) wurde so weit zurückgedreht, bis das „Hintergrundrauschen“ nicht mehr erkennbar war (Einstellung ca. 65%). Diese Einstellungen wurden durch mehrstündiges Experimentieren ermittelt und dann während der gesamten Messzeit beibehalten.



Tab. 4: Technische Merkmale der verwendeten Radargeräte.

Radar-Typ → Leistung/Bezeichnung →	Bridgemaster		Furuno	
	10 kW	25 kW	FR-2115	FR-2125
Sendeleistung (kW)	10	25	12	25
Frequenz (MHz)	9.410±30	9.410±30	9.410±30	9.410±30
Wellenlänge (cm)	3	3	3	3
Länge der Antenne (ft)	6	8	6,5	6,5
Horizontaler Winkel des Strahls (°)	1,3	1,0	1,23	1,2 3
Vertikaler Winkel des Strahls (°)	24	24	20	20
Range/Entfernung (km)	1,5	1,5	1,5	1,5
Pulslänge (µs)	0,25	0,25	0,15	0,15
Puls Repetition Frequency (PRF; Hz)	1.800	1.800	1.500	1.500
Rotationsgeschw. der Antenne (rpm)	45	45	42	42
Nachleuchtdauer (s)	45	45	30	30

Das Zentrum des auf dem Monitor des Radargerätes angezeigten Kreisbildes wurde soweit unterhalb vom Mittelpunkt des Radarbildschirmes positioniert, dass ca. 2/3 des Bildschirms zur Vogelbeobachtung nutzbar waren (Abb. 41). Dadurch war es möglich, Echos bis zu einer Höhe von über 2.000 m zu erfassen und bis zu 1.500 m ein nahezu rechteckiges Erfassungsfeld zu erzeugen.

An Landstandorten wurden die Geräte senkrecht zur angenommenen vorherrschenden Zugrichtung ausgerichtet (ca. 210° im Herbst, vgl. Kap. 2.4.1.4.4), um einen korrekten Flächenbezug zu gewährleisten. Auf Schiffen hing die Ausrichtung des Radars von der Ausrichtung des ankernden Schiffes ab und variierte somit v.a. unter dem Einfluss des Windes und Richtung des Wellenverlaufs. Das hat zur Folge, dass nicht immer senkrecht zur Zugrichtung gemessen wurde. Die Detektionsfläche war dann geringer als die angenommen Fläche und die berechneten Werte für Zugraten sind deshalb als Minima zu verstehen.

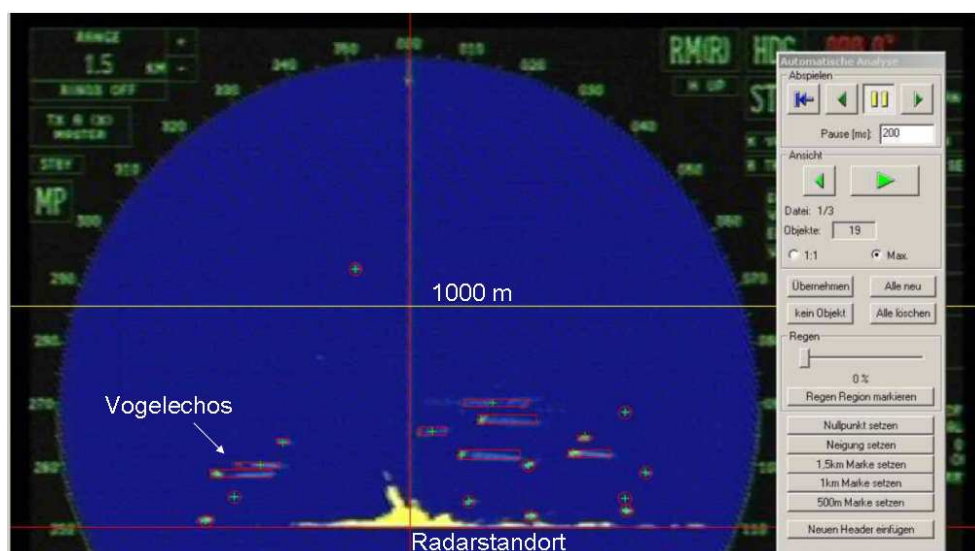


Abb. 41: Radarschirm im Vertikalbetrieb mit Vogelechos (gelbe Punkte). Die blauen Streifen hinter den Punkten markieren die Echos aus zurückliegenden Antennenumläufen. Die rote Umrandung kennzeichnet die automatische Erkennung der Echos im Auswertemodus des Erfassungsprogramms.



Die Aufzeichnung der auf dem Radarbildschirm dargestellten Vogeleos erfolgte automatisch mit Hilfe eines VGA-zu-Video-Konverters (Videowandler), welcher das aktuelle Radarbild über eine Framegrabber-Karte auf ein Notebook übertrug. Eine von den Firmen HaSoTec GmbH (Rostock) und IfAÖ speziell zur Erfassung und Auswertung von Radarbildern entwickelte Software produzierte zunächst Schwarz-Weiß-Summenbilder der Echos. Im Rahmen dieses Projektes wurde das Erfassungsprogramm weiterentwickelt. Anstelle der Schwarz-Weiß-Summenbilder wurden Momentaufnahmen des aktuellen farbigen Radarmonitors als Bitmap-Dateien abgespeichert (s. Abb. 41). Neben einer besseren Bildqualität war damit über die Nachleuchtdauer der Echos auch ein korrekter Zeitbezug der auf dem Bild befindlichen Echos möglich. Bei einer Nachleuchtdauer von 45 Sekunden bei den Bridgemaster-Modellen stellen die Echos alle Vögel dar, die sich in den vergangenen 45 Sekunden im überwachten Raum befunden haben. Eine automatische Bilderkennung registrierte die Echos anhand der Leuchtstärke und der horizontalen/vertikalen Distanz von Einzelpunkten (s. roter Rahmen in Abb. 41). Die Echoerkennung wurde anschließend für jede Aufnahme von einem Mitarbeiter verifiziert. Die Daten wurden in einer Text-Datei gespeichert (Höhe, Entfernung vom Radar, horizontale Entfernung).

Um eine Vergleichbarkeit der anfänglich erzeugten integrierten Schwarz-Weiß-Fotos mit den Farbmomentaufnahmen zu gewährleisten, wurden im Frühjahr 2005 auf Fehmarn beide Erfassungsmethoden (integrierte Schwarz-Weiß-Aufnahmen und farbige Momentaufnahmen) zeitlich synchron betrieben. Insgesamt wurden 467 Aufnahmen aus 82 Erfassungsstunden ausgewertet. Die hochsignifikante Korrelation zwischen beiden Methoden erlaubte anschließend eine Umrechnung der Schwarz-Weiß-Fotos in entsprechende Echozahlen der farbigen Aufnahmen ($y=0,609x + 0,408$; $r_s=0,989$, $p<0.001$).

Die Radarerfassungen erstreckten sich über einen Zeitraum von 5 Jahren (2002-2006) in 6 unterschiedlichen Gebieten. Aufgrund der räumlichen Nähe der beiden Standorte am Adlergrund werden die Daten zu einem Gebiet zusammengefasst.

Die Erfassungstage/-stunden sind auf Monatsbasis in Tab. 5 dargestellt. Die nicht verwertbaren Aufnahmen beruhen vor allem auf Störechos durch Regen (überlagern Vogeleos) sowie auf Interferenzen durch Schiffe oder Insekten. In einzelnen Erfassungsmonaten lag der Anteil nicht verwertbarer Aufnahmen relativ hoch (bis 40 %). Bei der Berechnung von Zugraten werden für jede Aufnahme getrennt Zugraten berechnet und dann über die Erfassungsstunde gemittelt (s. Kap. 2.4.1.3.2). Bei nicht verwertbaren Aufnahmen mindert sich die Anzahl der Fotos je Stunde (z.B. 3 Regenfotos bei 6 Aufnahmen je Stunde, d.h. nur 3 verwertbare Fotos), so dass sich der Mittelwert je Stunde bei starken Schwankungen des Zuggeschehens ändern kann. Bei relativ konstantem Zuggeschehen (was bis auf die ersten Nachtstunden mit beginnendem Zug oft der Fall ist) hat die Minderung der Anzahl Aufnahmen je Stunde jedoch nur minimale Auswirkungen auf die mittlere Zugrate. Bei längeren Regenperioden können die Anzahl der Erfassungsstunden je Nacht gemindert sein.



Tab. 5: Untersuchungsaufwand je Gebiet und Monat sowie die Anzahl verwertbarer/nicht verwertbarer Radar-Aufnahmen.

Monat	2002			2003			2004			2005			2006		
	Stunden	verwertb. Aufnahmen	% nicht verwertbar	Stunden	verwertb. Aufnahmen	% nicht verwertbar	Stunden	verwertb. Aufnahmen	% nicht verwertbar	Stunden	verwertb. Aufnahmen	% nicht verwertbar	Stunden	verwertb. Aufnahmen	% nicht verwertbar
Adlergrund															
Feb				120	1424	0	70	775	5						
Mrz				152	1499	2	319	3525	6						
Apr				151	1603	8	129	1510	1						
Mai	58	628	3	453	5127	3	62	441	40						
Jun				13	154	0	22	261	0						
Jul				25	220	0	19	208	9						
Aug	32	317	2	141	1533	5									
Sep	171	1367	7	281	2648	12									
Okt	60	573	16	219	1969	19									
Nov	105	1024	3	157	1860	0									
Dez	17	181	9	44	515	2									
SUMME	442	4090	7	1755	18552	6	621	6720	8						
Darßer Ort															
Feb				175	988	6									
Mrz				715	3990	9									
Apr				711	3554	17									
Mai				704	3261	25									
Jul				265	1412	12									
Aug				743	3993	10									
Sep	76	628	19	346	1792	14									
Okt	481	3116	21												
Nov	217	2009	13												
SUMME	773	5753	18	3658	18990	14									
Fehmarn															
Mrz										242	1458	0			
Apr										661	3872	3			
Mai										272	1336	18			
Aug										216	1259	3			
Sep										712	3986	7			
Okt										323	1879	4			
SUMME										2425	13790	6			
Kriegers Flak															
Feb				75	827	7	64	719	4						
Mrz				141	1541	6	104	1108	9						
Apr				41	473	0									
Mai	74	691	7	161	1524	18									
Jul	24	165	1	58	345	0									
Aug	12	141	0	76	856	3									
Sep	90	975	8	58	423	37									
Okt	43	462	9	105	1060	9									
Nov				86	1014	0									



Monat	2002			2003			2004			2005			2006		
	Stunden	verwertb. Aufnahmen	% nicht verwertbar	Stunden	verwertb. Aufnahmen	% nicht verwertbar	Stunden	verwertb. Aufnahmen	% nicht verwertbar	Stunden	verwertb. Aufnahmen	% nicht verwertbar	Stunden	verwertb. Aufnahmen	% nicht verwertbar
SUMME	243	2434	7	800	8063	10	168	1827	7						
Plantagenetgrund															
Apr				74	883	0									
Sep				66	783	0									
SUMME				140	1666	0									
Rügen															
Mrz													225	1223	10
Apr													115	572	17
Sep										83	448	10			
Okt										289	2324	2			
SUMME										371	2772	3	340	1795	12

2.4.1.2 Erfassung des aktiven Zuges mit weiteren Methoden

Im Herbst 2005 und im Frühjahr 2006 wurden auf der Insel Rügen zusätzlich zu den beschriebenen Methoden zu Erfassung des sichtbaren Vogelzuges (Sichtbeobachtungen und vertikal rotierendes Schiffsradar) auch das Zielfolgeradar „Superfledermaus“ der Schweizerischen Vogelwarte Sempach eingesetzt (s. Kap. 2.4.1.4). Mit Hilfe dieser Methode wurden folgende Themen untersucht: 1. Kalibrierung von Schiffsradargeräten (Kap. 2.4.1.4.1), 2. Kranichzug über der Ostsee (Kap. 2.4.2.1.2), 3. Kleinvogelzug über der Ostsee (Kap. 2.4.2.1.3) und 4. nächtlicher Vogelzug (Kap. 2.4.1.4.3). Das Gerät wurde unter der Bezeichnung Feuerleitgerät 69 in der Fliegerabwehr der Schweizerischen Armee verwendet. In der Radarornithologie kann das mit einer Parabolantenne ausgestattete Gerät 1. mit fest stehender Antenne quantitativ Zugraten bestimmen (fixed pencil beam Modus) und 2. zur Verfolgung von Objekten eingesetzt werden (tracking Modus).

1. Fest stehende Radarantenne (fixed pencil beam Modus): Die Parabolantenne wird in einer bestimmten Elevation arretiert (meist 3 alternierende Elevationen, z.B. 100, 300, 1.000°, entsprechend ca. 5,6, 16,8 und 56°) und Vögel, die die Radarkeule durchqueren, werden als Echos erfasst. Durch die Änderung des Volumens des Vogels beim Schlagen entstehen Flügelschlagmuster, anhand derer auf Artengruppen geschlossen werden kann (BRUDERER & JACQUAT 1972, s. Abb. 42). Singvögel zeigen Schlagpausen, während Wasser- und Watvögel kontinuierlich durchschlagen. Die Schlagfrequenz lässt Schlüsse auf die Größe des Vogels zu. Sie nimmt mit der Größe ab, so dass eine grobe Einteilung in kleine und große Singvögel (bzw. Wasser- und Watvögel) möglich wird. Goldhähnchen (und Zaunkönige, die allerdings in weit geringerem Umfang ziehen) haben als einzige mitteleuropäische Vögel Schlagfrequenzen von > 20 Hz und sind damit auf Gattungsniveau identifizierbar. Abb. 42 zeigt das Beispiel eines Flügelschlagmusters einer Drossel (Schlagpausen, Schlagfrequenz ca. 11 Hz).

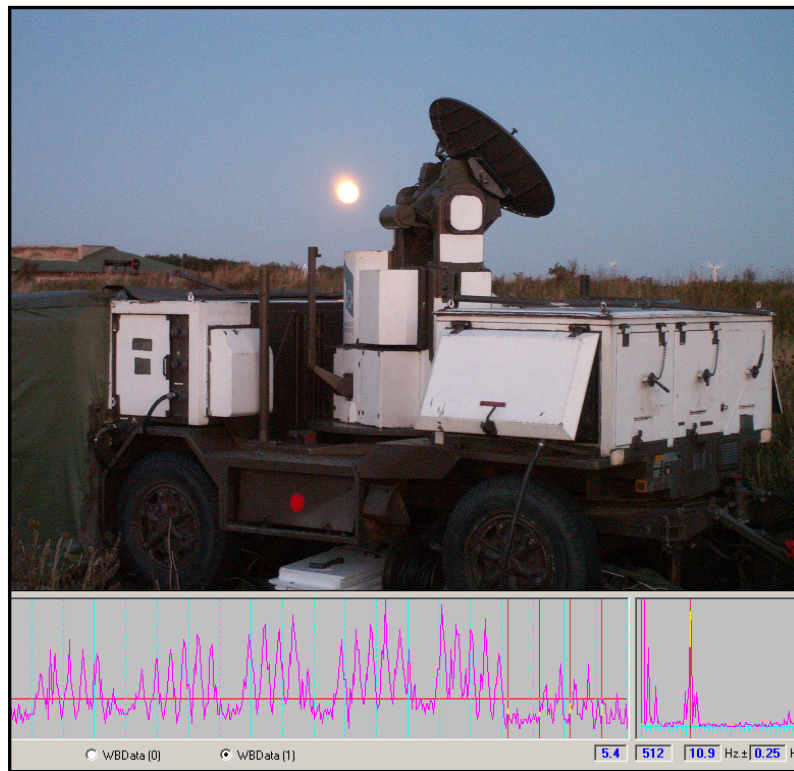


Abb. 42: Zielfolgeradar „Superfledermaus“ und Flügelschlagmuster einer Drossel (Schlagpausen und Schlagfrequenz von ca. 11 Hz).

Die Radarkeule hat ein definiertes Volumen, wodurch quantitative Berechnungen möglich werden (nominaler Strahlöffnungswinkel: 2°). Da die Echostärke auch von der Größe des Vogels abhängt, ergeben sich artspezifische Unterschiede in der Keulenform (größere Vögel werden auch im Randbereich der Keule erfasst, wo Kleinvögel eine zu geringe Echoreflexion verursachen). Durch die Kenntnis der Artengruppen (Flügelschlagmuster) ist es möglich, artengruppen-spezifische Keulenformen zu berechnen und bei der Quantifizierung zu berücksichtigen (SCHMALJOHANN et al. 2008, hier auch detaillierte Berechnungsschritte). Weitergehende technische Informationen über die „Superfledermaus“ (und über Radarornithologie im Allgemeinen, EASTWOOD 1967) liefern BRUDERER (1997a) und BRUDERER & LIECHTI (1998a).

2. Verfolgung von Objekten (tracking Modus): Das Zielfolgeradar ist in der Lage, einzelne Ziele automatisch zu verfolgen und sekundengenau dreidimensionale Koordinaten zu berechnen und abzuspeichern. Dadurch können folgende Parameter bestimmt werden: Flugrichtung, Flughöhe, Fluggeschwindigkeit und Höhenänderungen. Durch die Erstellung von Windprofilen mittels Windballons können windabhängige Verhaltensweisen (z.B. Winddrift, windabhängige Flughöhen) erfasst werden. Die Verfolgungsgenauigkeit beträgt in Azimut und Elevation $\pm 0,06^\circ$; in der Distanz ± 10 m. Bei einer Wellenlänge von 3 cm (x-Band Radar, Sendefrequenz 9.280 MHz) und einer Sendeleistung von 150 kW (maximale Pulsleistung) können einzelne Kleinvögel bis in eine Entfernung von 5 km verfolgt werden (BRUDERER & LIECHTI 1998a). Aus den sekundengenauen Messungen werden, unter Ausschluss nicht plausibler Daten (Überprüfungsroutine), durch Regression mittlere Koordinaten je 20 Sekunden berechnet, aus denen horizontale und vertikale Geschwindigkeiten sowie Flugrichtungen hervorgehen (Beispiel eines landenden Kleinvogeltrupps: Abb. 46).



2.4.1.3 Datenauswertung

2.4.1.3.1 Sichtbeobachtung

Für jeden Tag innerhalb der artspezifischen Zugperiode wurde eine Zugintensität ermittelt, indem die stündlichen Zugraten (bei < 1 Std. wurde entsprechend hochgerechnet; Beobachtungseinheit: 15 Minuten) über den jeweiligen Tag gemittelt wurden. Hierzu wurden für jede Art zunächst die saisonalen Zugzeiten festgelegt (KARLSSON 1992, Falsterbo, VON RÖNN 2001, Greifswalder Oie, GARTHE et al. 2003, Hiddensee, LAUSTEN & LYNGS 2004, Christiansø, HÜPPOP & HÜPPOP 2004, Helgoland). Je Zugperiode (Herbst-/Frühjahrszug) ergab sich damit eine Zugintensität als Mittel über alle Zugtage. Tage ohne Zugaktivität innerhalb der artspezifischen Zugzeit gingen als 0-Werte in die Berechnung ein. Beim Vergleich der zeitlich synchronen Beobachtungen an verschiedenen Standorten wurden zuvor die Datensätze herausselektiert, die auf die gleichen Stunden zurückzuführen waren. Da für Falsterbo nur Tagessummen der verschiedenen Arten vorliegen, wurden die Zugraten hier durch einen Bezug der Tagessummen auf die Beobachtungszeit des Tages ermittelt. Beim synchronen Vergleich mit anderen Standorten wurden deshalb auch dort mit den Tagessummen / Gesamtbeobachtungszeit gerechnet. Als maximale Zugintensität wird der höchste Tageswert innerhalb der Zugperiode angegeben. Die Angabe von Beobachtungstagen mit Ereignissen in Bezug zur Gesamtbeobachtungszeit (z.B. d Beob.: 31/10 = Zugperiode 31 Tage, davon 10 Tage mit pos. Beobachtungen der jeweiligen Art) geben Hinweise über die Stetigkeit der Art.

2.4.1.3.2 Vertikalradar

Für die Quantifizierung der Zugintensität und der Höhenverteilung wurden die Daten verschiedenen Korrekturschritten unterworfen, um entfernungsbedingte Schwankungen der Erfassungswahrscheinlichkeiten der Radargeräte auszugleichen bzw. um eine vergleichbare Einheit zu erhalten ($\text{Echos} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{km}^{-1}$; Übersicht in Tab. 6). Diese Korrekturschritte wurden auf jedes einzelne Radarfoto angewendet, so dass für jede Aufnahme eine Zugrate vorlag, die über die Erfassungsstunde gemittelt wurde.

Tab. 6: Zusammenstellung der Korrekturschritte und Kurzbeschreibung der entsprechenden Verfahren zur Berechnung von Durchflussraten.

Korrekturschritt	Verfahren
Distanzkorrektur	Entfernungsabhängige Gewichtung der Radarechos anhand einer Detektions-Anpassungsfunktion (Programm DISTANCE 3.5; BUCKLAND et al. 2001)
Bezug auf Zeiteinheit	Bezug auf volle Stunde anhand der Nachleuchtdauer
Bezug auf einheitliche Detektionsfläche	Bezug auf Erfassungsfläche von 1 km ($\text{Echos} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{km}^{-1}$)

Distanzkorrektur

Die distanzabhängige Erfassungswahrscheinlichkeit eines Vogels wurde mittels gerätespezifischer Distanzfunktionen korrigiert (HARMATA et al. 1999, HÜPPOP et al. 2002, Programm DISTANCE 3.5). Die Auswahl des optimalen Anpassungsmodells geschah anhand des Akaike Information



Criteria (AIC). In fast allen Fällen handelte es sich um eine halb-normale Hauptfunktion (key function) mit Cosinus-Anpassungsfunktionen (series expansions, Funktionsbeschreibung und Parameter sind im Anhang ersichtlich; Tab. 83, Tab. 84, Tab. 85).

Als oberste Grenze für eine Echokorrektur wurde der Faktor 10 angenommen. Dieser Wert wurde im Rahmen eines Radarseminars auf Helgoland im April 2005 zur Auswertung der synchronen Messungen mit der Schweizerischen Vogelwarte Sempach und dem Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“ als annehmbare Grenze der Korrektur festgelegt. Bei den 10/12KW-Geräten wurde diese Grenze bei einer Distanz von 900 m erreicht, bei 25KW Leistung konnte dagegen die gesamte Transektweite von 1.500 m ausgenutzt werden.

Bezug auf Zeiteinheit: Echos*h⁻¹

Der Zeitbezug wurde über die definierte Nachleuchtdauer hergestellt (Bridgemaster: 45 Sek., Furuno: 30 Sek.). Zum Zeitpunkt der Aufnahme werden alle Echos dargestellt, die innerhalb der vergangenen Zeitspanne (z.B. 45 Sek.) in den Radarstrahl hinein flogen. Für die Berechnung eines Zeitbezuges muss gewährleistet sein, dass die auf den Aufnahmen automatisch erfassten Echos auch wirklich den innerhalb der Nachleuchtdauer am Original-Radarbildschirm dargestellten Echos entsprechen. Eine solche Validierung der Echozahlen wurde im Herbst 2005 auf Fehmarn durchgeführt, indem während der Zeit der Nachleuchtdauer (d.h. genau in den 45 Sekunden vor der Aufnahme) direkt am Radarbildschirm die Anzahl der Echos notierte wurde (manuelle Strichliste). Dieses Verfahren erlaubte auch das Erkennen von möglichen Informationsverlusten bei der Übertragung der Signale vom Original-Radarbildschirm auf das Notebook (Video-Bildwandler, Framegrabber-Karte). Insgesamt wurden 638 Erfassungsintervalle ausgewertet (vom 28.08. bis 13.10.2005; Radar: Bridgemaster 25 kW, Aufnahmen i.d.R. in den vier Stunden nach Sonnenuntergang). Beide Werte waren hochsignifikant korreliert, und die Residuenverteilung zeigte, dass 58,5 % der Abweichungen vom erwarteten Wert innerhalb von nur einem Echo lagen (90,4 % innerhalb von 3 Echos, Abb. 43). Die minimalen Differenzen sind vermutlich vor allem auf die subjektive Beurteilung von sehr schwachen Echos (z.B. ganz am Rande des Erfassungsbereichs) zurückzuführen.

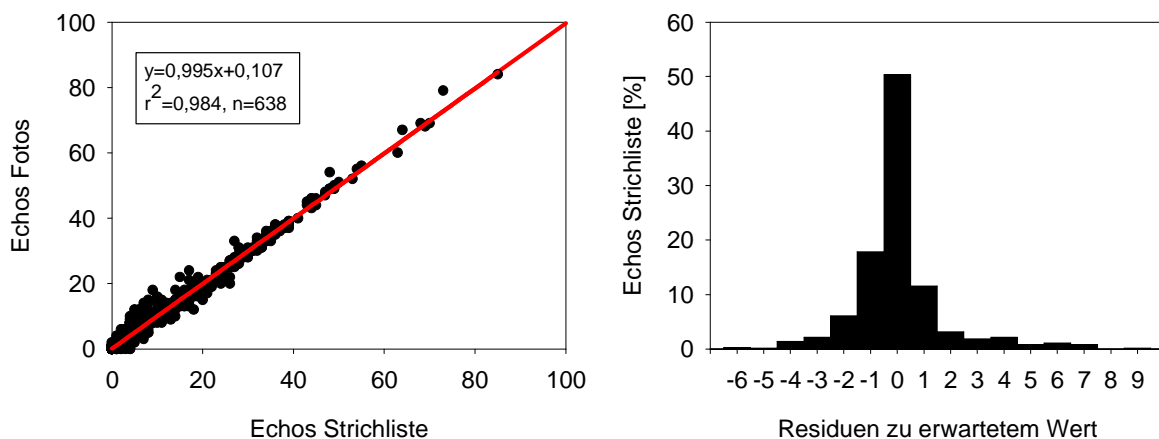


Abb. 43: Korrelation zwischen Echozahlen auf automatischen Aufnahmen (Echos Fotos) und manuell notierten Werten (Echos Strichliste) sowie die Abweichung der Residuen zum erwarteten Wert.



Die Ergebnisse zeigen somit, dass die automatisch erfassten Echos alle im Zeitintervall auf dem Monitor dargestellten Echos widerspiegeln und deshalb ein Zeitbezug gegeben ist.

Bezug auf einheitliche Detektionsfläche: $Echos \cdot h^{-1} \cdot km^{-1}$

Zur Berechnung der Detektionsfläche wurde von der kreisförmigen Erfassungsebene auf eine rechteckige Fläche hochgerechnet. Dies geschah getrennt für jedes Höhenintervall von 100 m. Da die kreisförmige Erfassungsebene mit der Höhe abnimmt, wurde während des Radarseminars auf Helgoland (Kalibrierung von Schiffsradaren mit der „Superfledermaus“) festgelegt, dass mindestens 30 % der rechteckigen Fläche einer jeden 100 m Höhenstufe innerhalb des Erfassungsbereichs des Radars liegen müssen. Die entsprechenden Detektionsflächen je 100 m-Höhenintervall wurden mit einer GIS-Anwendung ermittelt. Bei einer Erfassungsdistanz von 900 m (10/12kW-Radargeräte, festgelegt anhand des max. Korrekturfaktors von 10) lag der Erfassungsbereich bis zum obersten Höhenintervall oberhalb von 30 % (Höhendarstellung bis 900 m), während bei den 25kW-Geräten nur die oberste Höhenschicht unterhalb von 30 % lag (Höhendarstellung bis 1.400 m). Diese Berechnungen gehen von einer senkrechten Ausrichtung des Radars zur Hauptzugrichtung der Vögel aus. Abweichungen, z.B. beim Einsatz von Radargeräten auf Schiffen, werden nicht berücksichtigt.

Auswertungen von Vergleichsdaten zwischen einem Zielfolgeradar und verschiedenen Schiffsradargeräten (vgl. Kap. 2.4.2.2.5.1) zeigten geringere Erfassungsraten von Schiffsradargeräten in den unteren 50 m. Nach Messungen des Zielfolgeradars auf Rügen (Herbst 2005) übertrafen die Zugraten in dieser Schicht die Raten in den höheren Schichten. Als Minimal-Kompromiss nehmen wir deshalb an, dass die Zugraten in der Höhe 50-100 m den Zugraten in der Höhenschicht 0-50 m entsprechen. Die Zugintensität in der Höhenschicht 0-100 m wird demnach als die doppelte Zugintensität in der Höhenschicht 50-100 m angenommen.

2.4.1.3.3 Wetteranalysen und weitere Berechnungsgrundlagen

Wetterdaten

Allgemeine Wetterdaten auf Stundenbasis (Lufttemperatur, Sichtweite, Niederschlag, Bedeckungsgrad, Windrichtung, Windgeschwindigkeit) lagen von der Wetterstation des DWD für die Stationen Arkona (Rügen) und Westermarkelsdorf (Fehmarn) vor. Für den Darßer Ort wurden zusätzlich Daten der Wetterstation von Meteomedia direkt vor Ort verwendet (www.meteomedia.de).

Während der Projektphasen mit dem Zielfolgeradar „Superfledermaus“ wurden zwei Mal täglich Wetterballons bis in eine Höhe von 3 km verfolgt, wodurch ein Windprofil mit höhenabhängigen Windrichtungen und Windstärken berechnet wurde. Sie dienten u.a. der Berechnung der windbereinigten Eigengeschwindigkeit (airspeed) und der Ausrichtung des Vogels (heading).

Rückenwindkomponente

Zur Analyse von Windeinflüssen auf das Flugverhalten wird die so genannte Rückenwindkomponente (TWC = „Tailwind Component“) nach FRANSSON (1998) berechnet:



$$TWC = \cos(\varphi) * v$$

Hierbei entspricht φ = Winkel zwischen Windrichtung und Rückenwind für den fliegenden Vogel und v = Windgeschwindigkeit [$m*s^{-1}$]. Der TWC gibt damit dem Verhältnis von Windrichtung und -stärke zur Flugrichtung des Vogels an. Negative Werte bedeuten Gegen-, positive Werte Rückenwind. Die Windgruppen entsprechen folgender Einteilung: Gegenwind $TWC < -2$, neutraler Wind $-2 \leq TWC \leq +2$, Rückenwind $TWC > +2$.

Tageslängen

Aufgrund der saisonal bedingten Änderungen der Tageslängen wurden für tageszeitliche Abhängigkeiten (z.B. Zugintensität, Flughöhen) zeitnormierte Darstellungen gewählt. Die normierte Zeit ist bezogen auf einen 12 h-Tag, d.h. sie entspricht der prozentualen Lage in einem 12 h-Tag (SU: 18:00 Uhr, SA: 6:00; Hellphase: 06:01 bis 18:00, Dunkelphase: 18:01 bis 06:00; zur Methode s. FLORE & HÜPPOP 1997). Die Zeiten werden in UTC angegeben (Koordinierte Weltzeit im Bezug auf GMT, Greenwich Mean Time). Die Einteilung in „Nacht“ und „Tag“ wird anhand des Sonnenauf- bzw. -untergangs definiert.

Jacobs-Index

Die Selektivität für bestimmte TWC-Bedingungen wurde mittels Jacobs-Index nach folgender Formel berechnet (JACOBS 1974):

$$D = \frac{(r - p)}{(r + p - 2rp)}$$

wobei gilt:

D = Selektivität für TWC-Bedingung,

r = Anteil der Vögel je TWC-Wert in Relation zu gesamten Anzahl der Vögel

p = Anteil von TWC-Bedingungen in Relation zu Anzahl der Untersuchungstage.

Negative Werte entsprechen Meideverhalten, positive Werte entsprechen einer aktiven Selektion der TWC-Bedingungen.

Darstellung der Zugruten des sichtbaren Vogelzuges

Aus den ermittelten oder bekannten Zugruten werden für verschiedene Arten Karten für die relativen Zugintensitäten und Zugverläufe dargestellt (z.B. Abb. 76 für Trauerente). Für Greifvögel werden Jahressummen bzw. Summen über den gesamten Beobachtungszeitraum berechnet.

Hierbei wird folgende Symbolik verwendet (Farben: grün = Frühjahrszug, rot = Herbstzug):

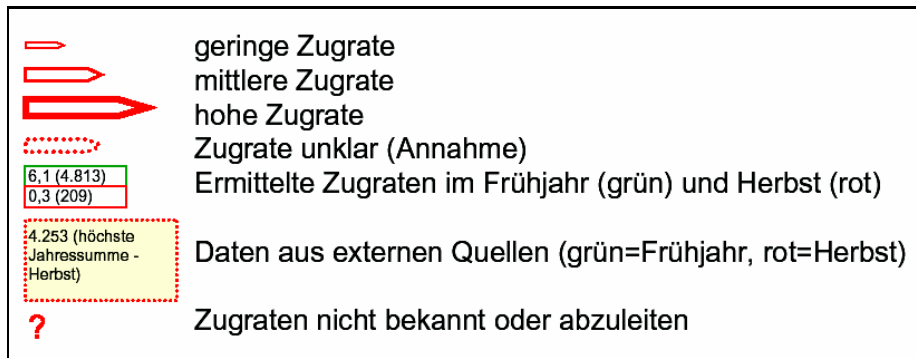


Abb. 44: Darstellung der verwendeten Symbole für Zugraten des sichtbaren Vogelzuges; ermittelte Zugraten in Vögel * h⁻¹ (Anzahl Vögel).

Zusätzlich zu den eigenen Messungen von Zugraten wurden folgende Quellen verwendet:

Falsterbo: <http://www.skof.se/fbo/>

Bornholm: <http://www.bornholmsfugle.dk/>

Christiansø: <http://www.chnf.dk/>; LAUSTEN & LYNGS 2004

Greifswalder Oie: VON RÖNN 2001

Fehmarn: BERNDT & DRENCKHAHN 1990, BERNDT & BUSCHE 1990, 1991, 1993, BERNDT et al. 2005

Hiddensee: Jahresberichte der Vogelwarte Hiddensee

Südschweden: <http://www.artportalen.se/birds/default.asp>

Vorgehensweise zur Ermittlung des sichtbaren Anteils des Tagzuges von Kleinvögeln

Zur Ermittlung des sichtbaren Anteils des Tagzuges von Kleinvögeln wurde ein Vergleich der potentiell ziehenden Vögeln (Anhand Brutpopulationen) mit den sichtbaren Individuenzahlen durchgeführt. Hierbei wird von folgenden Quellen/Annahmen ausgegangen:

- mittlere Zugraten/Zugvolumen bei Falsterbo (1973-2007)
http://www.skof.se/fbo/index_e.htm
- Größe der Ausgangspopulation: Anzahl Brutpaare nach BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004) für Schweden (mittlere Brutpaarzahl). Mittlere Reproduktionsrate=2 flügge juv. pro Brutpaar (vgl. Kap. 3.3.2.2 für Populationsgrößen bei Kollisionsmodellierung); Gesamtzahl Herbst=(2 ad. + 2 juv.) * Anzahl Brutpaare.
- Schätzung Zugraten/Zugvolumen auf See: Annahme Breitfrontenzug zwischen Møn und Bornholm (200 km Zugstrecke); Erfassungsbereich 250 m um das Schiff; Zugraten auf See: Werte vom Kriegers Flak (Zugratenermittlung: s.o.); tägliche Dauer des Zugeschehens: 12 Stunden (ermittelten Zugraten basieren ebenfalls auf Ganztags-Beobachtungen); artspezifische Zugperioden (basierend auf Dekaden, Quelle: s. Kap. 2.4.1.3.1): Buch-/Bergfink: II/9-I/11, Feldlerche: II/9-II/11, Wiesenpieper: II/9-I/11, Rauchschwalbe: I/8-III/10, Mehlschwalbe: I/8-III/9, Uferschwalbe: I/8-III/9.

Folgende Unsicherheiten bei der Abschätzung der Zugvolumen bleiben bestehen: 1. Das Zugvolumen zwischen Jütland und Falsterbo, 2. Die Herkunft der Zugpopulationen (Anteil Brutvögel aus Schweden bzw. Finnland), 3. der nicht ziehende, skandinavische Winterbestand (z.B. bei Buch-/Bergfink).



Quellen für Vogelbestände und Bestandsänderungen

In Falsterbo wird der Herbstzug von Anfang August bis Mitte November durch tägliche Beobachtungen von Sonnenaufgang bis 14:00 Ortszeit registriert (Greifvogelzug bei Bedarf länger, s. <http://www.skof.se/fbo/>). Arten mit signifikanten Ab- oder Zunahmen der Durchzugsraten in den Jahren 1973 bis 2003 sind in

Tab. 79 aufgeführt (Anhang, KJELLÉN 2004). Neben Sichtbeobachtungen zeigen auch Beringungszahlen in Falsterbo und Ottenby sowie Brutvogelzählungen in Schweden in den Jahren 1980 bis 1999 ebenfalls langfristige Trends von Brutpopulationen auf (Tab. 81 im Anhang, KARLSSON et al. 2005). Als wichtige weitere Referenzdaten zum Vogelzug in der westlichen Ostsee werden Beobachtungsdaten von Bornholm (<http://www.bornholmsfugle.dk/>), Christiansø (<http://www.chnf.dk/>; LAUSTEN & LYNNGS 2004), der Greifswalder Oie (VON RÖNN 2001) sowie von Fehmarn herangezogen (BERNDT & DRENCKHAHN 1990, BERNDT & BUSCHE 1990, 1991, 1993, BERNDT et al. 2005). Als Quelle für die Brutbestände und die Bestandstrends werden die Daten aus BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004) verwendet, die den aktuellen Stand bis maximal zum Jahr 2002 beschreiben. Weitergehende Daten bezüglich Bestandstrends gehen aus einem Populations-Monitoring hervor, das auf standardisierten Zählungen von Sommer- und Winterbeständen beruht (keine Brutpaarzahlen; LINDSTRÖM & SVENSSON 2005). Ein Populationsindex (TRIM-Index) gibt dabei die Populationsentwicklung im Bezug zu einem Referenzjahr wieder, wodurch langfristige Bestandsänderungen dargestellt werden.

2.4.1.4 Validierung von StUK-Methoden

Für Begleituntersuchungen zu geplanten Offshore-Windparks sind methodische Standards vorgeschrieben (StUK, BSH 2007). Diese Methoden setzen jedoch gewisse Bedingungen voraus, deren Gültigkeit an dieser Stelle näher betrachtet werden sollen. Hierbei geht es um folgende Punkte:

1. die Tauglichkeit von Schiffsradargeräten zur Quantifizierung des Vogelzuges,
2. die Erfassung des Tagzuges von Kleinvögeln mittels Sichtbeobachtungen zur Berechnung von Zugraten,
3. das Artenspektrum des nächtlichen Vogelzuges und
4. die Bedeutung der Zugrichtung für quantitative Erfassung mittels Schiffsradar.

2.4.1.4.1 Kalibrierung von Schiffsradargeräten

Die Messungen mit Schiffsradargeräten sollen quantitative Aussagen zum Vogelzug ermöglichen, wobei bislang nicht verifiziert wurde, ob diese Methode dazu geeignet ist. Um die Qualität der Daten von vertikal rotierenden Schiffsradargeräten beurteilen zu können, wurden daher in Kooperation mit dem Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“ und der Schweizerischen Vogelwarte Sempach vergleichende Erfassungen des nächtlichen Vogelzuges durchgeführt (WENDELN et al. 2007). Dabei wurden bis zu vier Schiffsradargeräte zeitlich synchron mit dem Zielfolgeradar „Superfledermaus“ der Schweizerischen Vogelwarte Sempach betrieben, dessen Detektionseigenschaften sehr genau bekannt sind (Abb. 45). Die Daten des Zielfolgeradars dienen



dabei als Referenzdaten – das definierte Volumen der Radarkeule ermöglicht korrekte Berechnungen von Zugraten (BRUDERER & LIECHTI 1995, 1998a). Die Messungen zur Kalibrierung von Schiffsradargeräten fanden an der Nordküste von Rügen vom 10. bis 20.10.2005 statt. Die Schiffsradargeräte mit einer Leistung von 10-25 kW (Furuno 25 kW, Raytheon 10 kW, Bridgemaster 10 kW, Bridgemaster 25 kW) wurden rechtwinklig zu einer angenommenen Zugrichtung von 210° ausgerichtet. Der Öffnungswinkel des fächerförmigen Radarstrahls beträgt je nach verwendeter Antenne 0,95° bis 1,85° bzw. 20° bis 25°. Das Zielfolgeradar zeichnet sich dagegen durch eine Radarkeule mit rundem Querschnitt (2°) und höherer Leistung (150 kW) aus (vgl. Kap. 2.4.1.2). Aus den Radarechos der Schiffsradargeräte wurden nach einer Distanzkorrektur (HÜPPOP et al. 2002, vgl. Kap 2.4.1.3.2) Zugraten als „migration traffic rates“ (MTR, Echos pro Stunde und Kilometer) berechnet. Zur gemeinsamen Auswertung und Festlegung von Berechnungsverfahren wurde im April 2006 ein einwöchiger Radar-Workshop auf Helgoland durchgeführt (Teilnehmer: Institut für Vogelforschung: Dr. Ommo Hüppop, Reinhold Hill; Institut für Angewandte Ökologie: Dr. Jan Kube, Dr. Helmut Wendeln, Vogelwarte Sempach: Dr. Felix Liechti, Dr. Herbert Stark).



Abb. 45: Synchrone Messungen mit vertikal rotierenden Schiffsradargeräten und der Superfledermaus (im Hintergrund mit Parabolantenne).



2.4.1.4.2 Erfassbarkeit des Tagzuges von Kleinvögeln

Zur Verifizierung der Sichtbarkeit des aktiven Zuges von Kleinvögeln am Tage wurde das Zielfolgeradar „Superfledermaus“ eingesetzt, welches im tracking Modus das Flugverhalten von Einzelvögeln und von Trupps genau verfolgen kann (s. Kap. 2.4.1.2). Für die Registrierung von Flugbewegungen wurde der Luftraum nördlich des Standortes auf Rügen systematisch nach Vogeleos abgesehen. Hierzu wurde von W (Richtung Hiddensee) über N nach E (Arkona) geschwenkt. Begonnen wurde jeweils mit einer hohen Elevation des Radars von 45° (800 Promille), um nahe Vögel, die kurz davor waren, die Küstenlinie zu überfliegen, auch zu erfassen. Die Elevation wurde dann stufenweise in Schritten von 50 Promille verringert bis herunter auf 0-50 Promille. Die anvisierten Vögel konnten dann mittels einem parallel zur Radarantenne montierten Fernglas (12x Vergrößerung) gesucht und, sofern möglich, identifiziert werden. Durch Funkkontakt mit einem zweiten Beobachter erfolgte ebenfalls eine Zuordnung und Identifizierung der Vögel. Bei Kleinvögeln war oft nur in den unteren 100 m eine Identifizierung möglich. Diese Methode entspricht ebenfalls dem Vorgehen bei der Suche nach Kranichen (s. Kap. 2.4.2.1.2).

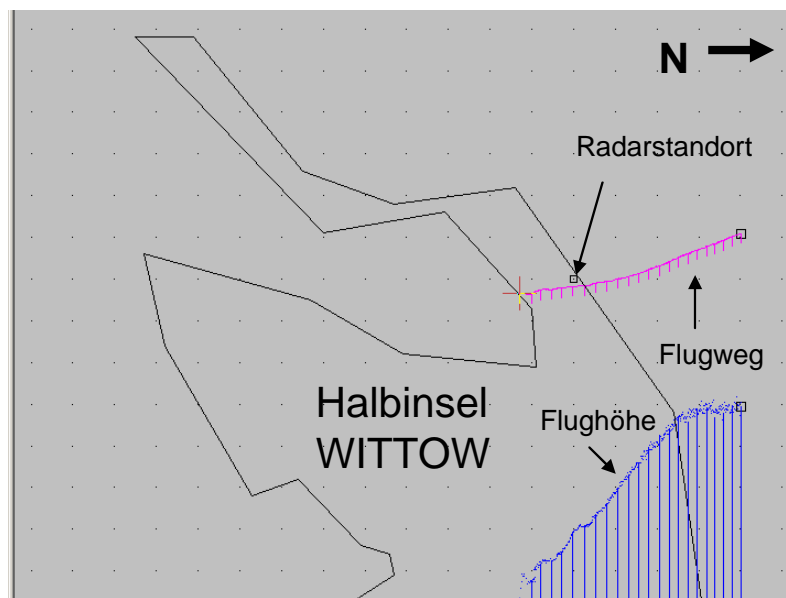


Abb. 46: Flugweg und Flughöhenänderung (relative Darstellung) eines Kleinvogeltrupps, der von See kommend im Schilfgürtel des Wieker Boddens landet (24.9.2005; 13:51 Uhr UTC).

Für die Registrierung des Tagzuges von Kleinvögeln über der Ostsee wurden Vögel von See kommend z.T. bis über Land verfolgt. In die Auswertungen gingen jedoch nur die Messintervalle ein, die über See aufgenommen wurden. Für die Bestimmung der Flughöhe über See wurde nur das erste 20-Sek.-Intervall verwendet (Entfernung über See bis 6.000 m) für den Fall, dass die vertikale Geschwindigkeit weniger als $0.5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ betrug (d.h. keine Tendenz zum Landen). Bei den Kleinvogelschwärmen handelte es sich meist um Finkenvögel in einzelnen Schwärmen von ca. 10 bis über 100 Vögeln. Bei höher fliegenden Vögeln wurde bei folgenden Indizien auf Kleinvogelschwärme geschlossen:



- Bei der Verfolgung von Einzelvögeln ist ein Flügelschlagmuster zu erkennen (s. Kap. 2.4.1.2). Konstantes Rauschen des Flügelschlagmusters über den gesamten Frequenzbereich weist auf einen Vogeltrupp hin,
- kein Vogel im Radarfernglas erkennbar (Tauben-, Enten-, Gänse- und Limikolenschwärme sind in weit größerer Entfernung zu erkennen),
- N-S-Ausrichtung des Zuges (Gänse-, Enten-, Limikolenzug im Herbst eher E-W ausgerichtet),
- gelegentliches/regelmäßiges Erkennen tief fliegender Schwärme (allgemeiner Hinweis auf Vorhandensein von Kleinvogelzug).

Quantitative Aussagen über Zugintensitäten z.B. in Abhängigkeit von Wetterparametern sind mit dieser Methode nicht möglich, da 1) keine genauen Informationen über Truppgrößen gesammelt werden konnten und 2) die Suchintensität nach Kleinvogeltrupps über die Zeit nicht konstant war.

Vertikal rotierende Schiffsradargeräte sind nicht geeignet, Zugraten von tagziehenden Vögeln zu berechnen. Das größte Problem beim Tagzug besteht in dem Verhältnis zwischen Echozahlen und Vogelindividuen. Während nachts Singvögel vornehmlich einzeln fliegen und somit die Echozahlen näherungsweise auch die Individuenzahlen widerspiegeln (z.B. BERTHOLD 2000), fliegen Vögel tagsüber oft in Trupps, so dass ein Echo aus vielen Individuen bestehen kann. Als eindringliches Beispiel sei hier der Finkenzug in den Morgen- bis Mittagsstunden erwähnt, der an allen Landstandorten mit dem Radar beobachtet werden konnte. Die großen Schwärme werden auf dem Radar als einzelne, große und flächige Echos dargestellt (s. Abb. 47); eine annähernde Zuordnung zu Individuenzahlen ist nicht möglich. Aus diesem Grund wurden keine mittels Radar erfassten Zugraten während des Tages berechnet.



Abb. 47: Radarbildschirm mit Echos von großen Vogeltrupps in ca. 800-1.000 m Höhe in der Mittagszeit am 27.03.2006 auf Rügen.

2.4.1.4.3 Artzusammensetzung und Flughöhen des nächtlichen Vogelzuges

Vertikal betriebene Schiffsradargeräte liefern keine Hinweise auf die Echoqualität bzw. -quantität (Vogel ja oder nein/Vogelart/Anzahl der Individuen pro Echo). Bei Begleituntersuchungen nach StUK (BSH 2007) werden bei der Registrierung des nächtlichen Vogelzuges jedoch vertikal rotierende Radargeräte eingesetzt. Die Verifizierung der Annahme von Einzelvögeln je Echo für den Nachtzug ist also von entscheidender Bedeutung für die korrekte Berechnung von Zugraten.

Das Zielfolgeradar „Superfledermaus“ der Schweizerischen Vogelwarte Sempach ermöglicht sowohl im Betriebsmodus „tracking“ als auch im Modus „fixed pencil beam“ die Erfassung von Flügelschlagmustern und -frequenzen, aus denen auf die beteiligten Artengruppen geschlossen werden kann (vgl. Kap. 2.4.1.2). Beim Vorliegen eines klaren Flügelschlagmusters war ebenfalls gegeben, dass es sich um einen Einzelvogel handelte. Im Herbst 2005 konnte im Rahmen von Vergleichsmessungen zwischen Schiffsradargeräten und der „Superfledermaus“ (s. Kap. 2.4.1.4.1) auch das Artenspektrum des beteiligten nächtlichen Vogelzuges ermittelt werden (fixed pencil beam Modus, Abb. 48).

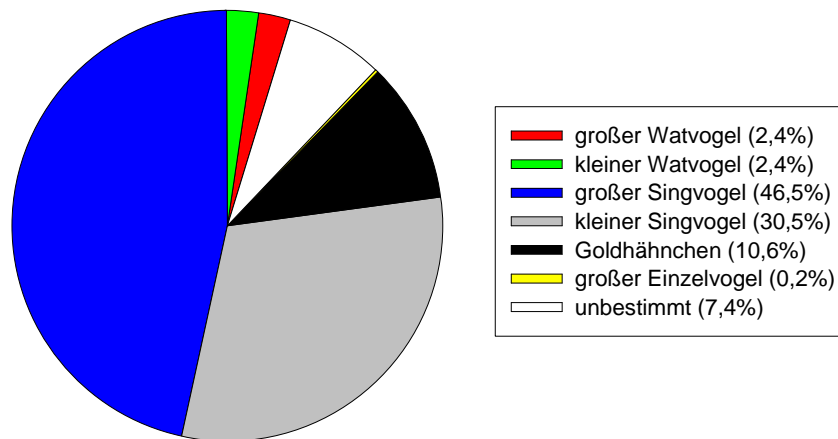


Abb. 48: Artzusammensetzung des nächtlichen Vogelzuges auf Rügen im Herbst 2005 (n = 26.612 Echos).

Bis auf 7,4 % der Echos konnten klare Flügelschlagmuster erkannt werden, d.h. die Annahme, dass die meisten Vögel nachts einzeln fliegen, wird hierdurch bestätigt. Singvögel machten etwa 88 % des Artenspektrums aus, Watvögel dagegen nur etwa 5 % (zu gleichen Anteilen große/kleine Watvögel). Große Singvögel (vor allem Drosseln) waren dabei häufiger als kleine Singvögel (ohne Goldhähnchen). Aufgrund der einzigartig hohen Flügelschlagfrequenz von Goldhähnchen (> 20 Hz), können diese von allen anderen Singvogelarten unterschieden werden. Die Flügelschlagfrequenz von Zaunkönigen liegt zwar in einem ähnlichen Bereich, die Art hat aber eine erheblich geringere Populationsgröße in Schweden im Vergleich zum Wintergoldhähnchen (300.000 BP Zaunkönige gegen ca. 3 Mio. Wintergoldhähnchen). Mit über 10 % nahmen sie einen sehr hohen Anteil am Gesamt-Artenspektrum ein.

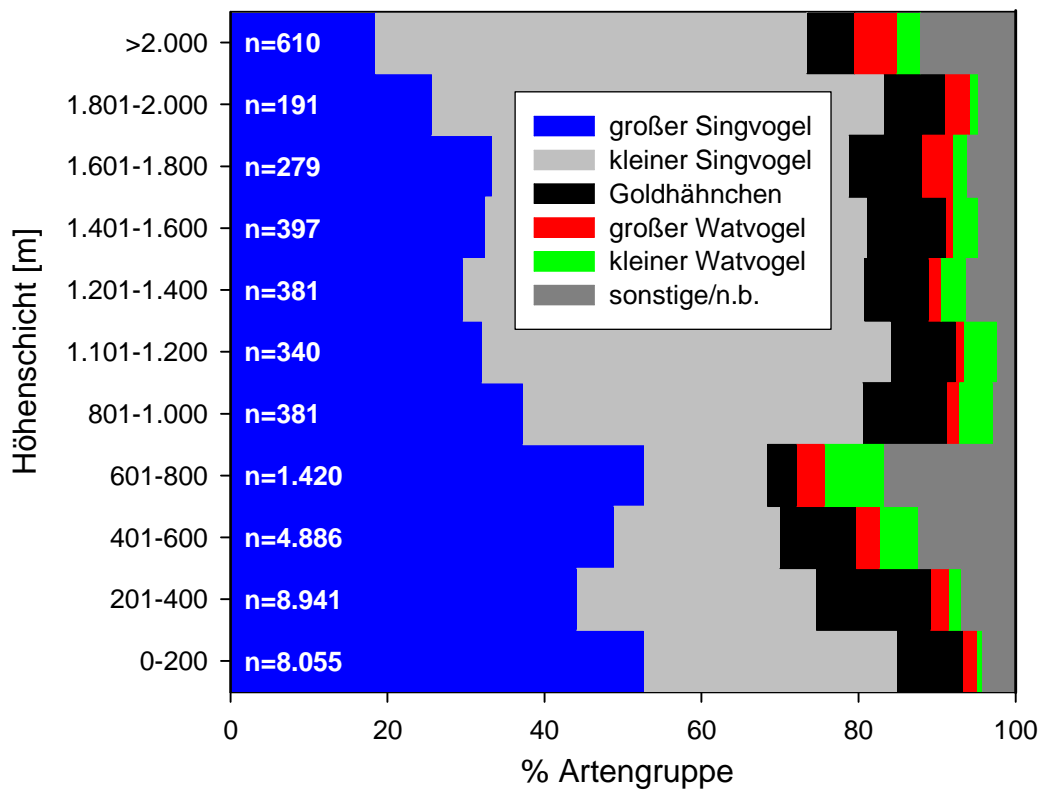


Abb. 49: Artzusammensetzung des nächtlichen Vogelzuges auf Rügen im Herbst 2005 in Abhängigkeit von der Flughöhe (n = Anzahl Echos).

Die höhenabhängige Artenverteilung zeigt, dass die großen Singvögel vor allem in den unteren 800 m überwogen, in denen auf Rügen insgesamt die größte Zugaktivität herrschte (s. Echozahlen, Abb. 49, vgl. Kap. 2.4.2.2.5.2). Mit zunehmender Höhe (und abnehmender Zugintensität) nahm der Anteil kleiner Singvögel stetig zu (innerhalb der 200 m-Höhenschicht; auf gesamte Höhenverteilung bezogen liegt bei beiden Gruppen der Schwerpunkt in den unteren 400 m). Innerhalb der Gruppen der Goldhähnchen und Watvögel war der relative Anteil in den Höhenschichten etwa gleich.

Auch im direkten Vergleich der Artengruppen zeigten sich Unterschiede bezüglich der Höhenverteilung, die vor allem oberhalb von 600 m auftraten (Abb. 50). 80 % aller Echos wurden für alle Artengruppen unterhalb von etwa 500 - 600 m registriert. Die folgenden 10-15 % der Echos verteilten sich bei den großen Singvögeln (und Goldhähnchen) auf die folgenden 200 - 300 m, während die kleinen Singvögel sich bis in Höhen von 2.000 m aufhielten. Der Anteil über 2.000 m fliegenden kleinen Singvögel lag bei etwa 5 % im Vergleich zu <1 % bei großen Singvögeln (und Goldhähnchen).

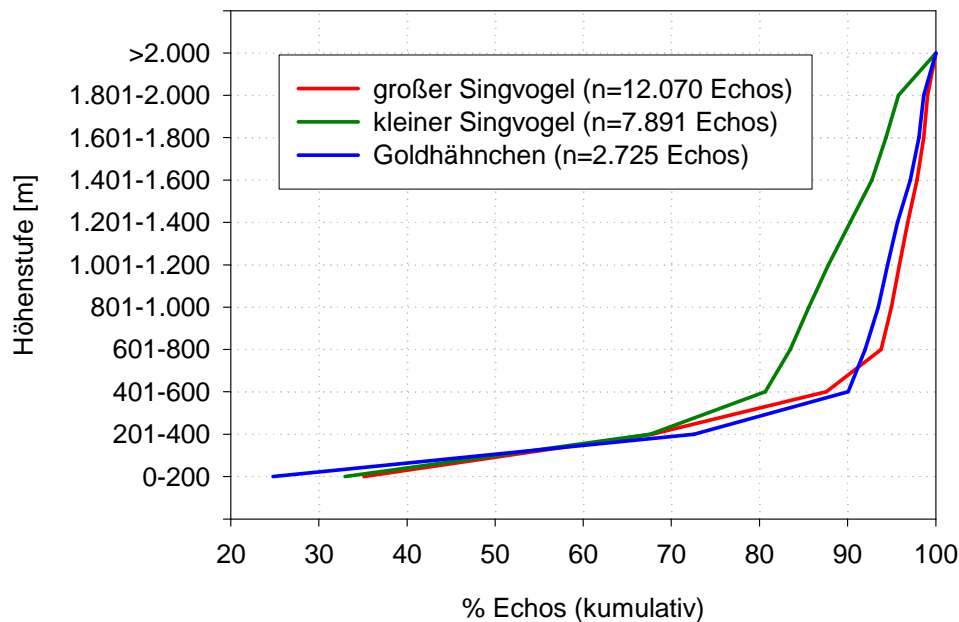


Abb. 50: Kumulative Echoverteilungen mit zunehmender Flughöhe für drei verschiedene Singvogelgruppen.

Ein Anteil von ca. 5 % Wasser- und Watvögel und ca. 90 Singvögel entspricht grob der Zusammensetzung der erwarteten Zugpopulationen (vgl. Tab. 1 zu Bestandsschätzungen von Zugvögeln). Da Wasser- und Watvögel ein sehr klar erkennbares Flügelschlagmuster haben (kontinuierlich durchschlagend und mit einer sehr konstanten Schlagfrequenz, BRUDERER & JACQUAT 1972), ist anzunehmen, dass ein Großteil der nicht bestimmbar Vögel ebenfalls Singvögel waren, deren Schlagmuster wesentlich variabler ist. Etwa 250 Millionen nachts ziehenden Kleinvögeln im südlichen Ostseeraum stehen 10 - 20 Millionen Wasservögel gegenüber (Tab. 1), wobei vor allem Limikolen mit etwa 5 Millionen Individuen auch nachts ziehen. Daraus folgt, dass mit Schiffsradargeräten, die keine Artbestimmung ermöglichen, fast ausschließlich der Kleinvogelzug erfasst wird, der bezüglich Kollisionsrisiken während des nächtlichen Zuges von besonderer Bedeutung ist. Limikolen fliegen oft sehr hoch (Frühjahrszug über Südschweden im Mittel bei ca. 2.000 m; GREEN 2004a), wodurch deren Anteil im Gefährdungsbereich von Windenergieanlagen während des Zuges als gering einzuschätzen ist. Anders ist die Situation dagegen an Küstenstandorten, wo Nahrungsflüge bzw. Flüge zwischen Nahrungs- und Rastgebiete oft in geringen Höhen stattfinden (DIRKSEN et al. 1998).

2.4.1.4.4 Ermittlung von Zugrichtungen als Grundlage für korrekte Quantifizierungen

Für die Vergleichbarkeit von Untersuchungen des nächtlichen Vogelzuges mittels vertikal rotierenden Schiffsradargeräten ist es erforderlich, die ermittelten Echozahlen auf eine einheitliche Detektionsfläche zu beziehen (Zugraten je Kilometer Zugstrecke). Hierfür ist es notwendig, das Radargerät möglichst genau senkrecht zur angenommenen Zugrichtung aufzustellen. Eine Abweichung führt zu einer geringeren Detektionsfläche und zu einer Unterschätzung der Zugraten,



so dass die Kenntnis von Zugrichtungen bzw. die Ausrichtung des Radars in Bezug zur Zugrichtung von großer Bedeutung ist.

Die vertikal rotierenden Radargeräte geben keine genauen Angaben über Zugrichtungen. Durch zeitweises Umstellen auf horizontalen Betrieb in der Messkampagne 2002/2003 am Darßer Ort war es jedoch möglich, auch Zugrichtungen zu messen. Diese spiegeln dabei jedoch nur den tiefen Zug wider (bei einem Öffnungswinkel nach oben von ca. 10° in 1000 m Entfernung bis etwa 180 m Höhe). In den Hauptzugmonaten zeigten sich im Herbst mittlere Zugrichtungen von $200 \pm 49^\circ$ (Vektorlänge: 0,69, $n = 120$ Zugwege) im September 2002 bzw. $210 \pm 89^\circ$ (Vektorlänge: 0,29, $n = 746$ Zugwege) im Oktober 2002 und im Frühjahr im März 2003 von $44 \pm 72^\circ$ (Vektorlänge: 0,45, $n = 1.197$ Zugwege), während im April die mittlere Zugrichtung nördlicher ausgerichtet war ($16 \pm 67^\circ$; Vektorlänge: 0,50, $n = 1.294$ Zugwege, Abb. 51).

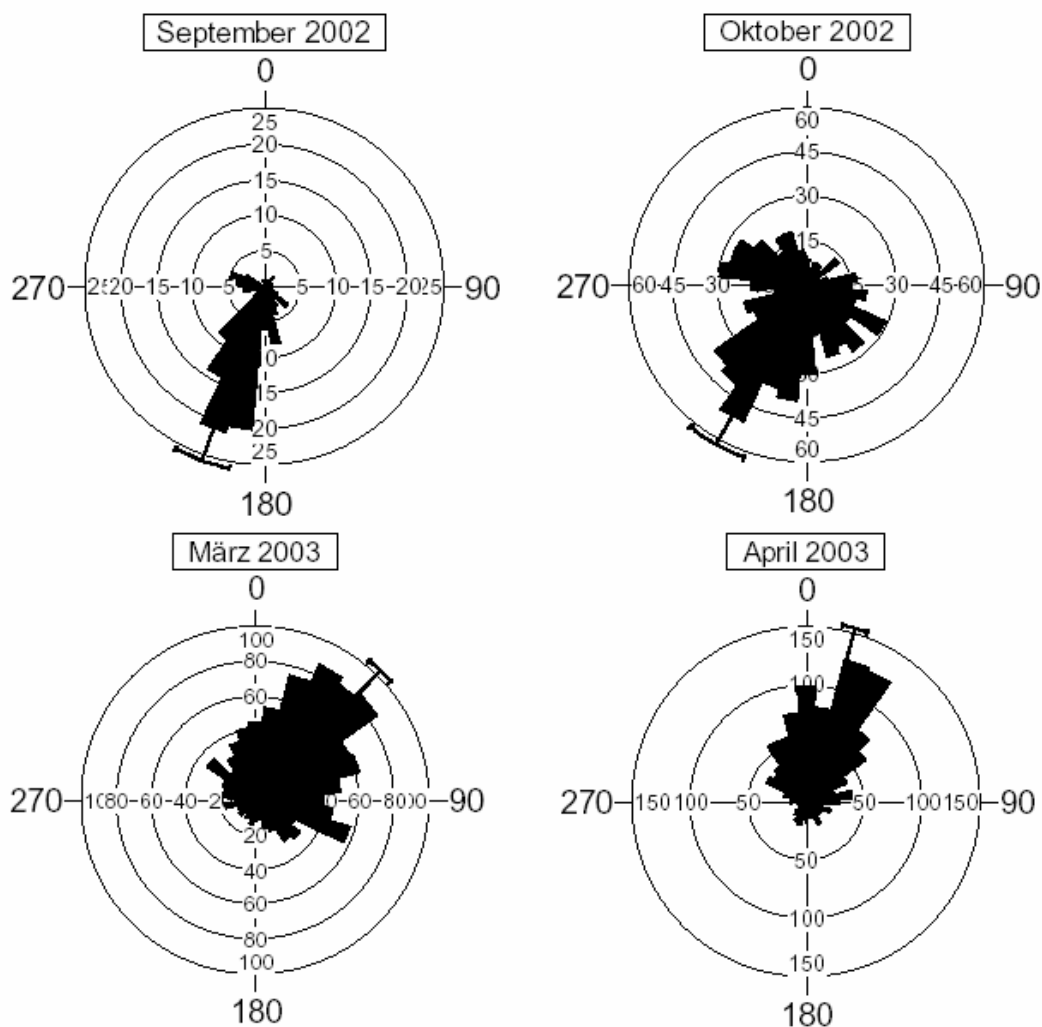


Abb. 51: Häufigkeit von Zugrichtungen in den Hauptzugmonaten im Herbst (oben) und im Frühjahr (unten) am Darßer Ort (Linie: mittlere Zugrichtung mit 95% Konfidenzintervall).

Während der Messungen im Herbst 2005 auf Rügen mittels Zielfolgeradar konnten genauere Richtungsmessungen vorgenommen werden bis in Höhen von > 2.000 m (Abb. 52). Die mittlere



Flugrichtung (Mittel über 9 Nächte vom 11. bis 19.10.2005; n = 712 Messungen) lag bei 218° (Vektorlänge: 0,73, Varianz: 46 %, Median: 213°), die Eigenrichtung war etwas südlicher ausgerichtet (208°, Vektorlänge: 0,73, Varianz: 46 %, Median: 207°, Analysen und zirkuläre Statistik mit Hilfe des Programms ORIANA 2.0, KOVACH 2004).

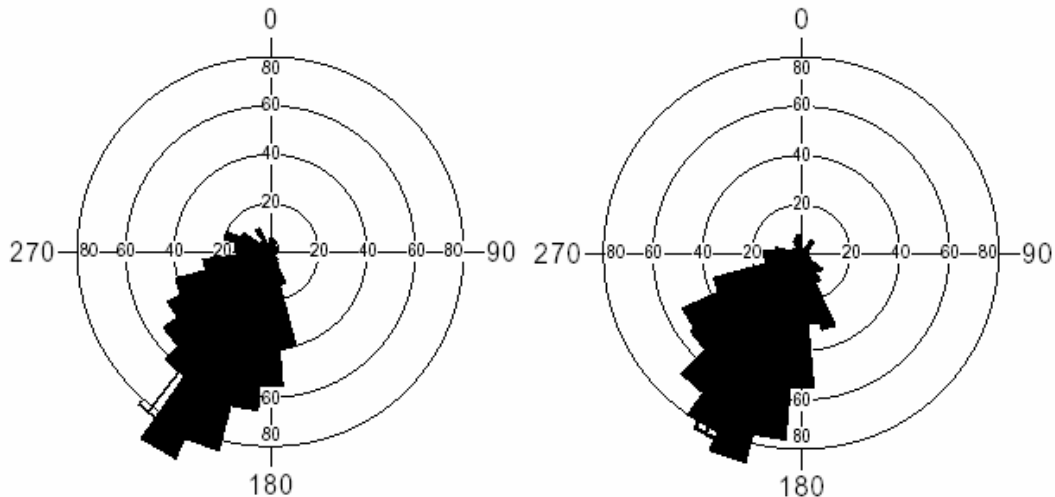


Abb. 52: Häufigkeit von Zugrichtungen des nächtlichen Vogelzuges (links: Flugrichtung, rechts: Eigenrichtung/Heading) gemessen mit dem Zielfolgeradar „Superfledermaus“ im Herbst 2005 auf Rügen (Linie: mittlere Zugrichtung mit 95% Konfidenzintervall).

Tab. 7: Zugrichtungen verschiedener nachts ziehender Vogelarten (bzw. -gruppen) in Südschweden im Herbst. Codierungen: Methode: A: Beringung/Widerfund, B: Infrarot-Kamera; C: Radiotelemetrie; Quelle: 1) SANDBERG & ÅKESSON 1999, 2) ZEHLER et al. 2001, 3) ÅKESSON et al. 2001, 4) ÅKESSON 1999.

Art	Zugrichtung	n	Methode	Quelle
Trauerschnäpper <i>Ficedula hypoleuca</i>	222	31	A	1
Teichrohrsänger <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	219/216	32/123	A	1 / 4
Teichrohrsänger <i>A. scirpaceus</i>	195	27	C	3
Schilfrohrsänger <i>A. schoenobaenus</i>	197	47	A	4
Singdrossel <i>Turdus philomelos</i>	220	130	A	1
Rohrhammer <i>Emberiza schoeniclus</i>	216/214	83/58	A	1 / 4
Rotkehlchen <i>Erithacus rubecula</i>	214	8	A	4
Rotdrossel <i>Turdus iliacus</i>	209	6	A	4
Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i>	197	11	A	4
Singvögel allgemein	219	17411	B	2
Mittelstreckenzieher	213	74	A	4

Die in dieser Arbeit gemessenen Richtungen des nächtlichen Vogelzuges an der Südküste der Ostsee (Darßer Ort und Rügen) stimmen sehr gut mit den angenommenen und bekannten Zugrichtungen überein. Die Ausrichtung der vertikal rotierenden Schiffsradargeräte an den Küstenstandorten entsprach also der für einen korrekten Flächenbezug zur Berechnung von Zugraten geforderten senkrechten Stellung zur Zugrichtung. Dies gilt sowohl für die Messungen auf Rügen mit dem Zielfolgeradar als auch mit dem horizontal rotierenden Schiffsradar am Darßer Ort, obwohl dieses Gerät nur tief fliegende Vögel messen konnte und die Zugrichtungen in



verschiedenen Höhenschichten variieren können (ZEHNDER et al. 2001). In Zentral- und Nordeuropa findet der Hauptzug im Herbst in Richtung SW statt (Hauptzugrichtung etwa um 210°, ALERSTAM 1990), im Frühjahr in Richtung NE (vgl. auch Kap. 2.3). Eine Zusammenstellung von Zugrichtungen von verschiedenen nachts ziehenden Arten in Südschweden (verschiedene Regionen/Untersuchungsmethoden) ist in Tab. 7 dargestellt.

2.4.2 Ergebnisse und Diskussion

2.4.2.1 Zugverhalten - Zugtypen

Für die Beschreibung von Zugwegen anhand von Sichtbeobachtungen (Tagzug) und Radarmessungen (Nachtzug) ist es wichtig, Kenntnisse über die Verhaltensweisen während des Zuges zu berücksichtigen. Hierunter fallen z.B. wetterabhängige Variationen von Zugwegen und Zughöhen (z.B. Zug von Meereseenten oder Kranichen) oder die Abschätzung des Umfangs von Zugsbewegungen, die mit den verwendeten Methoden nicht erfassbar sind (z.B. Kleinvogelzug am Tag). Für die verschiedenen Zugtypen werden deshalb im Folgenden Beispiele von Zugverhalten dargestellt.

2.4.2.1.1 Wasservögel: Wettereinfluss auf das Zugverhalten

Die Erfassung des Zugeschehens von Wasservögeln dient u.a. der Ermittlung von Zugwegen, die für die Beurteilung von möglichen Beeinflussungen des Zugverhaltens bzw. von Kollisionen mit geplanten Windparks erforderlich sind. Als Beispiel für die Variabilität des Wasservogelzuges in der westlichen Ostsee wird in diesem Kapitel der Zug von Trauerenten, Eiderenten und Seetauchern im Frühjahr 2003 in Abhängigkeit von Wetterfaktoren dargestellt. Zugraten dieser Art sind in Kap. 2.4.2.2.2 beschrieben.

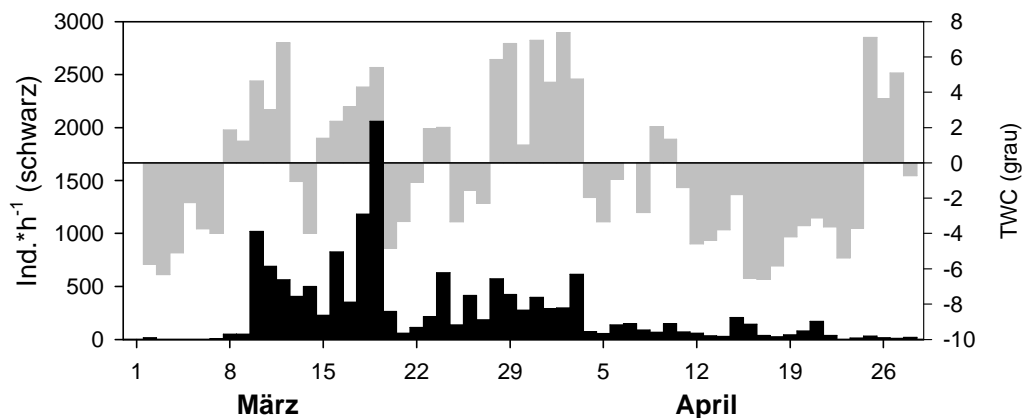


Abb. 53: Zugraten im Verlaufe der Monate März und April des Jahres 2003 am Darßer Ort mit täglichen TWC-Werten.

Die Reaktion von Trauerenten auf sich ändernde Windverhältnisse wird bei der Betrachtung der saisonalen Zugraten und der entsprechenden Rückenwindkomponente deutlich (Abb. 53). Die Rückenwindkomponente (TWC = tail wind component) kennzeichnet die Windrichtung in Bezug zur Zugrichtung des Vogels (d.h. Rückenwind = positive TWC, Gegenwind = negative TWC) und



bezieht die Windstärke mit ein (siehe Kap. 2.4.1.3.3). In der ersten Märzwoche ohne Trauerentenzug herrschte Gegenwind, der am 8./9. März in Rückenwind umschlug und zum Einsetzen eines starken Zuges führte (9. März: kaum Sichtbeobachtungen durch geringe Sichtweiten). Das Ende der intensiven Zugphase am 20. März fiel mit einem starken Windumschwung zusammen, der den Trauerentenzug zum Erliegen brachte. Auch im Verlaufe des weiteren Zuges zeichneten die Windverhältnisse das Verhalten der Trauerenten.

Die Windverhältnisse erwiesen sich damit als Hauptfaktor für die Regulation des Zuges nicht nur von Trauerenten, sondern auch von Eiderenten und Seetauchern (Abb. 54). Bei den Meeressäugern fand intensiver Zug praktisch nur bei Rückenwindssituationen statt, die aktiv selektiert wurden, wobei Eiderenten auch starken Rückenwind mieden (Jacobs-Index kennzeichnet die Selektion bzw. das Meiden bestimmter Bedingungen; Abb. 54). Bei Seetauchern war die Windselektion nicht so deutlich ausgeprägt wie bei Meeressäugern.

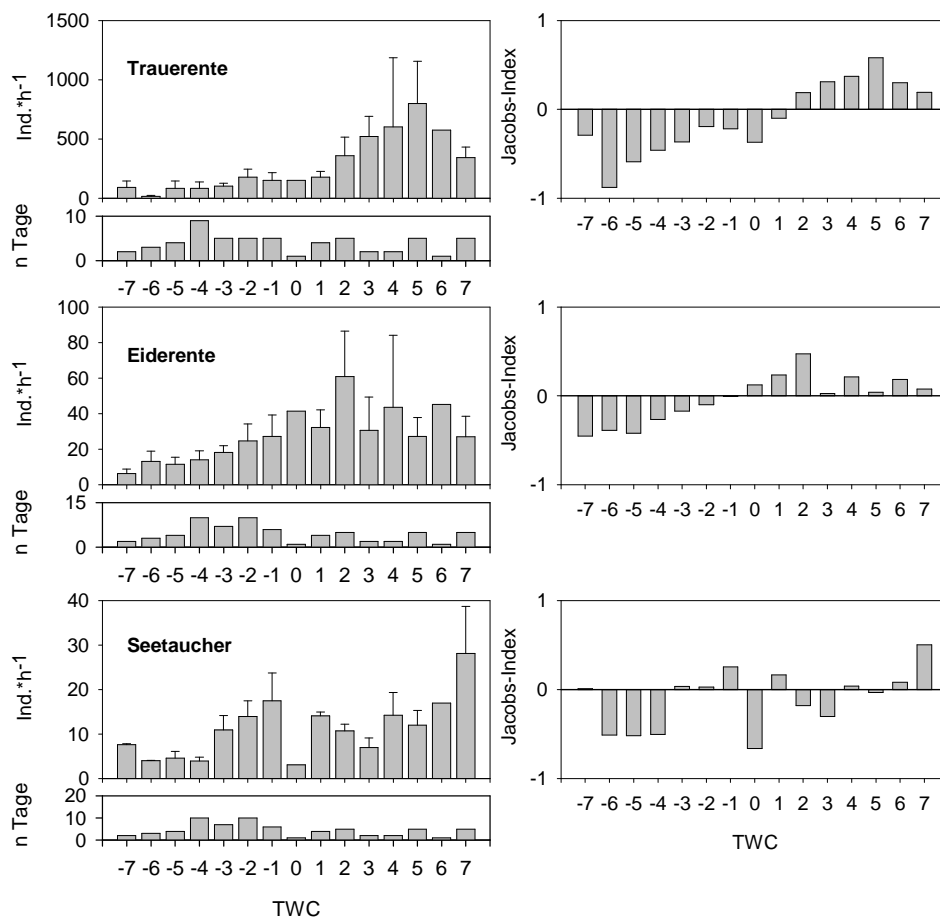


Abb. 54: Zugraten im Abhängigkeit von der Rückenwindkomponente (TWC, negativ: Gegenwind, positiv: Rückenwind) für Trauerente, Eiderente und Seetaucher, sowie Jacobs-Index für die Selektion bestimmter Windsituationen.

Von den untersuchten Wetterparametern zeigte nur die Rückenwindkomponente einen signifikanten Zusammenhang mit der Zugintensität (Tab. 8). Einzelne Wetterparameter wie Temperatur, Wolkenbedeckung, Sichtweiten und Niederschläge hatten dagegen keinen Einfluss



(im März/April waren die Niederschläge allerdings sehr gering, so dass ein entsprechender Einfluss kaum untersucht werden konnte).

Tab. 8: Korrelation der Zugrate von Trauerenten und Seetauchern im März/April mit verschiedenen Wetterparametern (Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman, * $p < 0,05$, * $p < 0,005$, ns = nicht signifikant).**

Wetterparameter	Trauerente Sterntaucher	
TWC [$m \cdot s^{-1}$]	0,522 ***	0,300 *
Windgeschwindigkeit [Bft.]	0,137 ns	0,042 ns
Temperatur [$^{\circ}C$]	-0,091 ns	-0,177 ns
Wolkenbedeckung [1/8]	0,100 ns	0,102 ns
Sichtweite um 6h [km]	-0,049 ns	0,188 ns
Niederschlag, Tagessumme [mm]	-0,041 ns	-0,099 ns

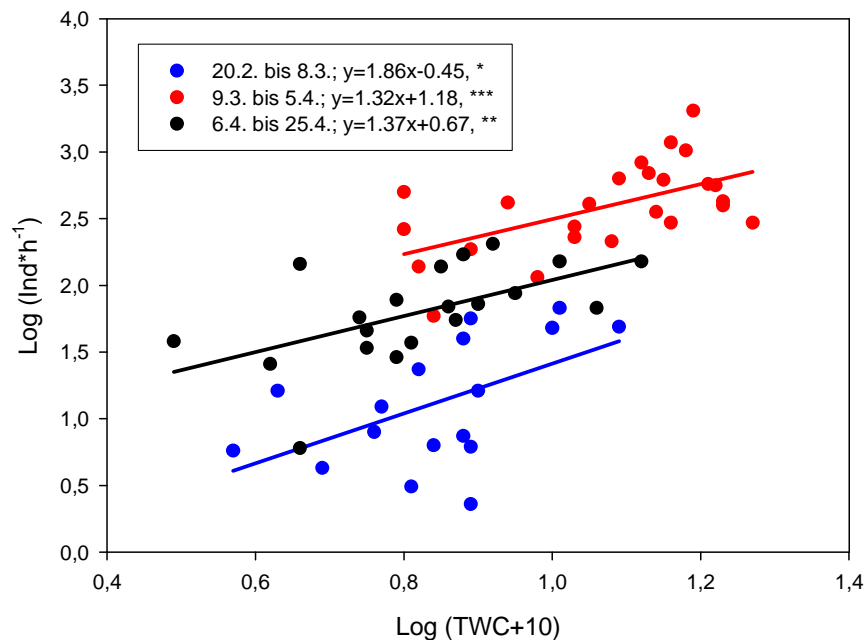


Abb. 55: Korrelation zwischen der Zugintensität und der Rückenwindkomponente (beides LOG_{10} -transformiert) in verschiedenen Zugphasen.

Die Zugphänologie der Trauerente zeigte Phasen mit unterschiedlichen Intensitäten (s. Abb. 53). Unabhängig von den absoluten Werten, waren die Zugintensitäten auch in einzelnen Zugphasen signifikant mit der Rückenwindkomponente korreliert (Abb. 55).

Neben der Zugintensität wurde auch die Flughöhe vom Wind bestimmt (Abb. 56). Während Trauerenten bei Gegenwind nur sehr selten über 10 m flogen (Seetaucher ca. 15 %), stieg der Anteil höher fliegender Trauerenten bei Rückenwind stark an (Abb. 56, $Chi^2 = 373,2$, $df = 2$, $p < 0,001$, $n = 5.125$ Trupps). Bei Seetauchern war der Höhengewinn bei Gegenwind noch ausgeprägter als bei Trauerenten ($Chi^2 = 413$, $df = 2$, $p < 0,001$, $n = 1.989$ Trupps).

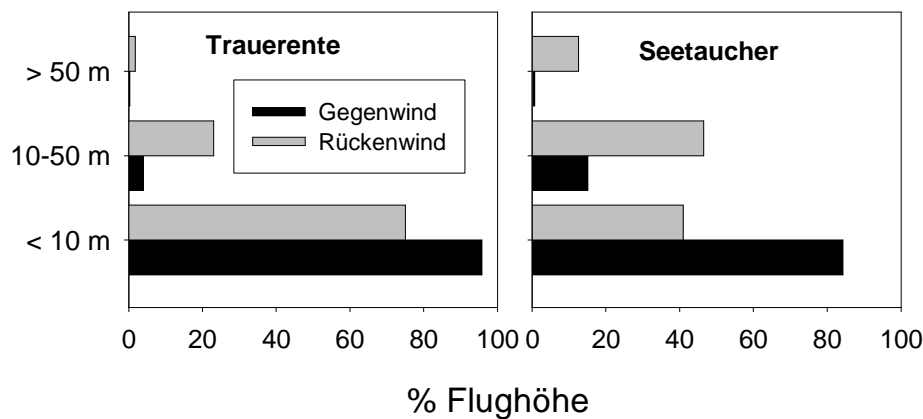


Abb. 56: Flughöhe in Abhängigkeit von Gegen-/Rückenwind.

Eine Abhängigkeit des Zugverlaufs der Trauerenten von generellen Wetterverhältnissen ist bereits dokumentiert (früher Zugverlauf bei warmem und früh einsetzendem Frühjahr, BERGMAN 1941). In Südfinnland zeigten Trauerenten ebenfalls positive Korrelationen zwischen der Zugintensität und der Rückenwindkomponente mit einem ähnlichen Anteil von Vögeln, die mit Rückenwind flogen (etwa 70 % BERGMAN & DONNER 1964, in dieser Studie: 73 TWC > 1). Im Gegensatz zu BERGMAN & DONNER (1964) fanden wir keinen Zusammenhang zwischen Zugintensität und Wolkenbedeckung (kein Zug mehr bei Wolkenbedeckung von 60-70 %), sehr hohe Zugraten von > 2.000 Vögel pro Stunde wurden sogar an Tagen mit starker Bewölkung festgestellt (7/8).

Für Eiderenten sind die Windverhältnisse ebenfalls entscheidend für die Phänologie des Zuges bei Falsterbo, Südschweden (ALERSTAM 1978). Die Zugrouten entlang der südschwedischen Küste unterliegen dabei starken windabhängigen Schwankungen (ALERSTAM et al. 1974a). Dass der Verlauf des Trauerentenzuges ebenfalls jährlichen Schwankungen unterliegt, ist zu vermuten, müsste jedoch durch entsprechende Untersuchungen belegt werden.

Die allgemeine Bevorzugung geringer Flughöhen von Trauerenten und Seetauchern über See stimmt mit anderen Untersuchungen überein, wobei die Windrichtung für die Höhenverteilung eine wichtige Rolle spielt (z.B. KRÜGER & GARTHE 2001). Während bei Gegenwind vor Rügen Trauerenten meist in Höhen von 1-2 m flogen, bewirkten Rückenwinde Zughöhen teilweise von bis zu 100 m (NEHLS & ZÖLLICK 1990). Ähnliches gilt für ziehende Trauerenten vor Wangerooe (Nordsee), die bei Gegenwind deutlich geringere Zughöhen bevorzugten als bei Rückenwind (KRÜGER & GARTHE 2001). Im Fehmarn Belt lagen die mittleren Zughöhen über See bei etwa 15 m (99 % unter 50 m), über Land bei der Überquerung Schleswig-Holsteins werden mittlere Höhen von 360 m angegeben (BERNDT & BUSCHE 1993). Die Windabhängigkeit der Flughöhe ist vor allem als Anpassung an eine Minimierung der energetischen Belastungen während des Fluges zu verstehen (z.B. LIECHTI & BRUDERER 1998, LIECHTI et al. 2000). Da die Windgeschwindigkeit i.d.R. mit zunehmender Höhe steigt, ist es bei Gegenwind vorteilhaft, in tiefen Luftschichten zu fliegen.

Das Beispiel des Zuges von Meereseenten und Seetauchern verdeutlicht die hohe Dynamik des Zuges von Meereseenten und den erheblichen Einfluss des Wetters (v.a. des Windes) auf den zeitlichen Verlauf des Zuges. Es zeigt, dass das Zugeschehen nicht kontinuierlich verläuft, sondern oft an nur wenigen Tagen mit Massenzug bei Rückenwind stattfindet.



2.4.2.1.2 Landvögel, Thermiknutzer: Kranichzug

Fakultative Thermiknutzer, d.h. größere Greifvögel oder Kraniche, sind durch Windparks an Land besonders gefährdet. Vor allem an Bergrücken mit Aufwinden kollidieren große Greifvögel oft mit Windenergieanlagen (HÖTKER et al. 2005). An Landstandorten halten Kraniche 300 (BRAUNEIS 2000) bis 700 m (KAATZ 1999) Abstand von Windenergieanlagen, lösen z.T. ihre Flugformation auf, steigern ihre Flughöhe, um die Anlagen zu überfliegen, bzw. sie umfliegen den Park in Abständen von bis zu 1.500 m, um dann in ihre ursprüngliche Richtung weiter zu fliegen. Ein entsprechendes Verhalten wäre auch bei Offshore-Windparks denkbar. Über das Verhalten von Kranichen gegenüber Windparks auf hoher See ist bisher jedoch nichts bekannt. Kraniche verfügen auch über ein gutes aktives Flugvermögen (ALERSTAM 1990). Anders als viele Greifvögel überqueren Kraniche die Ostsee in direkter N-S-Richtung, um im Herbst von Schweden bzw. zum Teil auch aus Finnland die Rastplätze südlich der Ostsee zu erreichen (vgl. Kap. 2.4.2.2.3, v.a. im Bereich der Rügen-Bock-Region, PRANGE 2001, ALERSTAM 1990). Die hier vorgestellten Untersuchungen mit dem Zielfolgeradar „Superfledermaus“ sollen v.a. dazu dienen, das Zugverhalten (Flughöhen, Flugrichtungen und -geschwindigkeiten) von Thermiknutzern im Hinblick auf mögliche Konfliktsituationen mit geplanten Offshore-Windparks zu beurteilen. Gemessen wurde von der Küste Rügens aus (Standort Rügen in Abb. 37), wobei Kraniche über See bis maximal ca. 20 km verfolgt werden konnten. Zwischen Rügen und der Südküste Schwedens sind mehrere Windparks geplant, die zumindest bei einer angenommenen windabhängigen Streuung der Flugwege auf den Zugrouten der Kraniche liegen.

Sowohl im Herbst als auch im Frühjahr erfolgte der Zug nicht gleichmäßig, sondern zeichnete sich durch eine starke Fluktuation mit einem an relativ wenigen Tagen stattfindenden Massenzug aus (Herbst: z.B. am 15.10.05, Frühjahr 28.03.06, Abb. 57). Die langen Phasen nahezu ohne Zugaktivität waren vor allem durch die Großwetterlage zu erklären, die im Herbst lange sehr warm war mit einem stabilen Hochdrucksystem, während es im Frühjahr sehr lange kalt war und die Kraniche nicht in ihre Brutgebiet abzogen. Als erklärende Wettervariable war die Rückenwindkomponente (TWC = tail wind component) sowohl im Herbst als auch im Frühjahr mit der Zugraten signifikant korreliert (Abb. 57). Die Kraniche nutzten also gezielt Rückenwindsituationen für die Überquerung der Ostsee. An einigen Tagen im Herbst setzte sich der Zug bis in die Dunkelheit fort. Der Anteil der Kraniche, die nachts die Ostsee überquerten, wurde anhand der vorliegenden Daten auf ca. 10 % geschätzt.

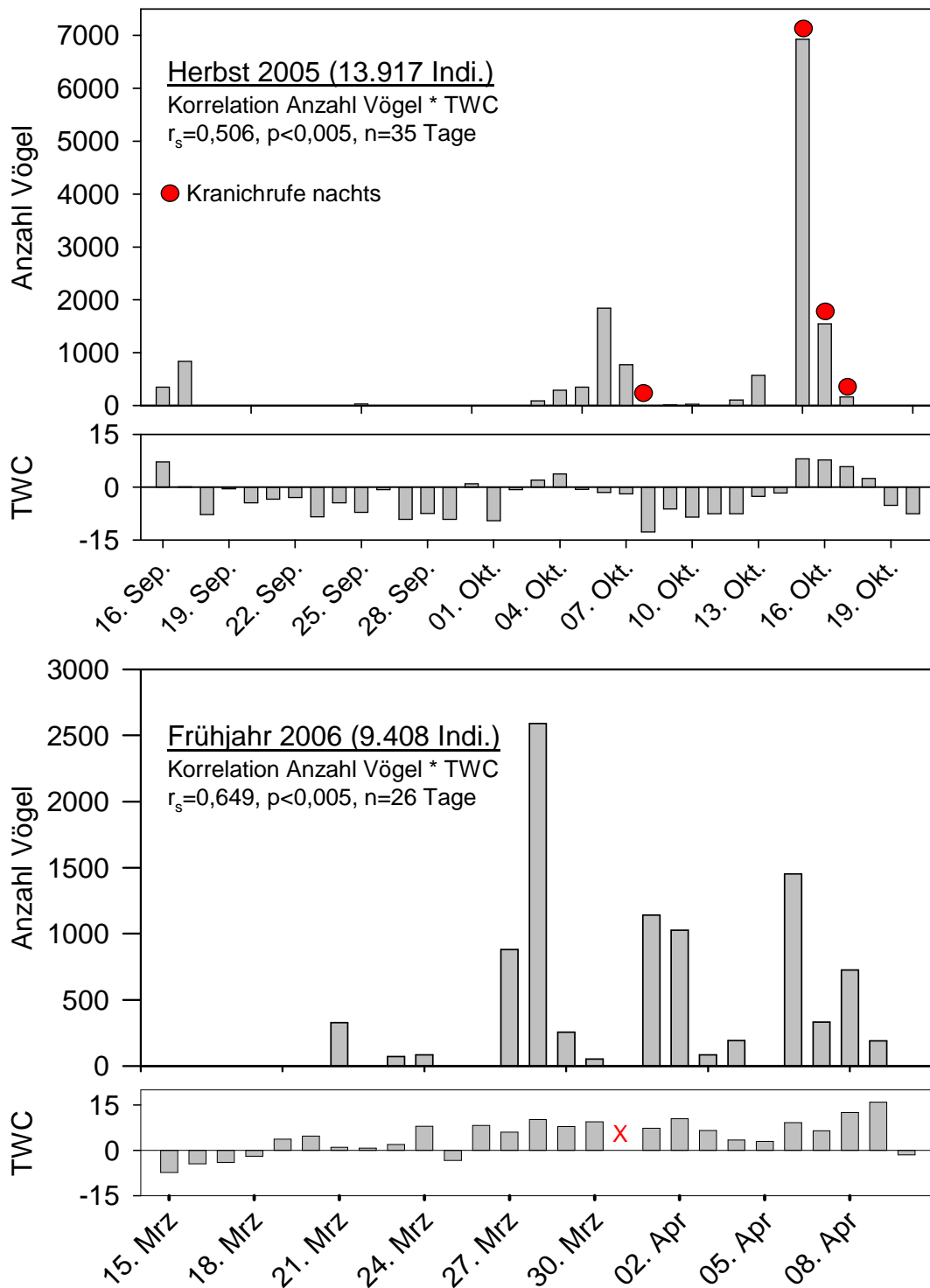


Abb. 57: Zugphänologie des Kranichs (Anzahl Vögel je Tag) im Herbst 2005 und im Frühjahr 2006 auf Rügen in Relation zur Rückenwindkomponente (TWC, Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman). X: keine Beobachtungen.

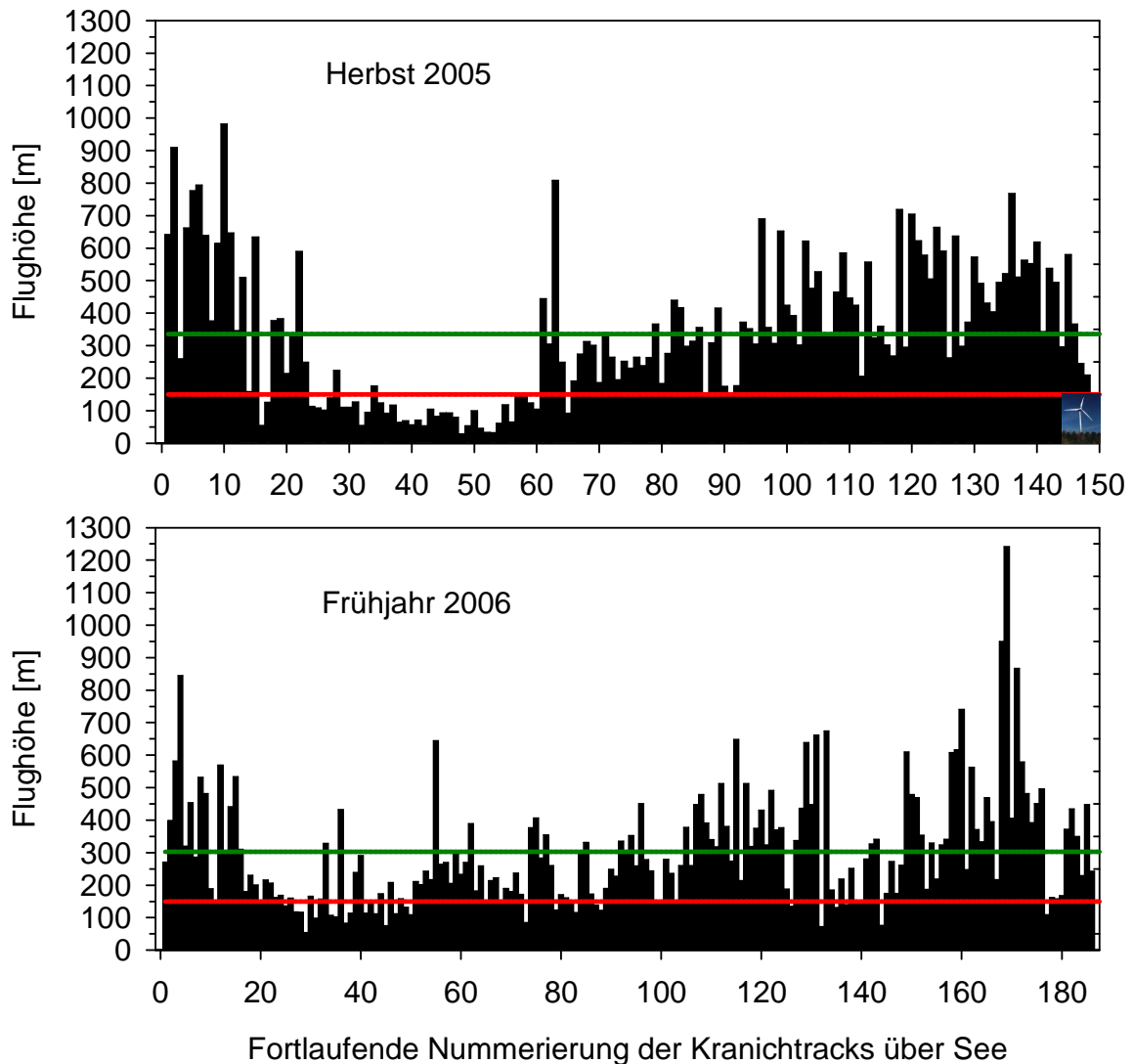
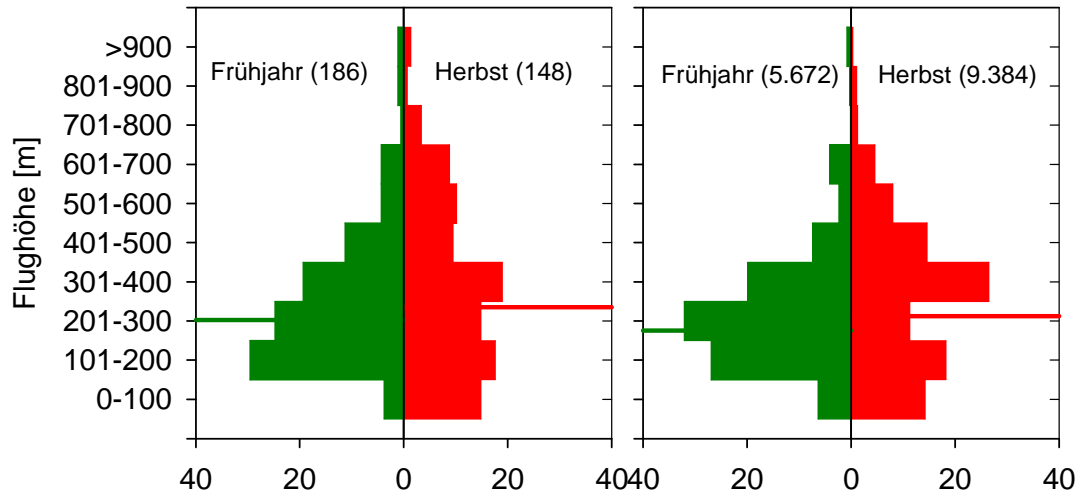


Abb. 58: Flughöhen einzelner Kranichtrupps während des Herbst- und Frühjahrszuges. Grüne Linie: mittlere Flughöhe über die gesamte Saison, rote Linie: max. Höhe Windräder

Die Flughöhe über See war sehr variabel (Abb. 58). Der Anteil von unter 200 m fliegenden Kranichen war mit 32 % (Trupps und Individuen, $n = 148$ Trupps, 9.384 Ind.) im Herbst 2005 und 33 % im Frühjahr 2006 (Trupps und Ind.; $n = 186$ Trupps, 5.672 Ind.) nahezu identisch. Im Herbst flogen die Kraniche in einer Phase, die mit Gegenwind zusammenfiel (s.u.), zu einem hohen Anteil auch unter 100 m (15 % der Trupps). Damit bewegt sich ein beträchtlicher Teil der ziehenden Kraniche über der Ostsee im Höhenbereich von Windenergieanlagen.



Tracks über See



Tracks über Land

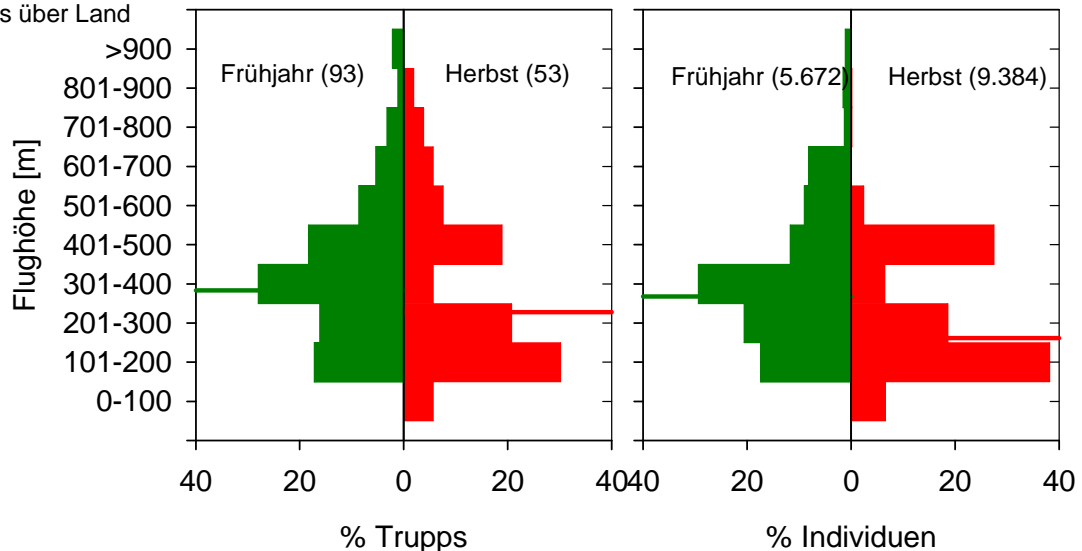


Abb. 59: Flughöhen (in %) von Kranichtrupps (links) und –individuen (rechts) für den Frühjahrs- und Herbstzug.

Die mittleren Flughöhen über See unterschieden sich nicht zwischen Frühjahrs- und Herbstzug (Abb. 59, Frühjahr: 302 ± 179 m, $n = 186$ Trupps, Herbst: 335 ± 214 m, $n = 148$ Trupps, $Z = -1,1$ $p = 0,281$). Über Land wurden dagegen im Herbst nach der Querung der Ostsee tiefere Flughöhen gemessen als bei dem Abflug von Rügen im Frühjahr (Frühjahr: 383 ± 195 m, $n = 93$ Trupps, Herbst: 328 ± 210 m, $n = 53$ Trupps, $Z = -2,0$ $p = 0,045$). Die mittleren Flughöhen lagen dabei im Bereich von ca. 300 bis 400 m, die maximalen Werte im Bereich von ca. 1.200 m.

Der Zug der Kraniche war generell sehr stark in Richtung N-S ausgerichtet (Herbst, bzw. S-N im Frühjahr, Tab. 9). Die Flugrichtungen wichen im Herbst und im Frühjahr jeweils gut 10° von einer direkten N-S-Richtung ab. Die Eigenrichtung der Vögel (das sog. „heading“, d.h. die Richtung der Körperachse) wich sowohl im Frühjahr als auch im Herbst von der Flugrichtung ab. Hierfür könnte Winddrift verantwortlich sein (die Vögel wollten in Richtung „heading“ fliegen, sind jedoch vom Wind verdriftet worden), die nahezu entgegengesetzte Flugrichtung im Herbst und Frühjahr spricht jedoch eher für eine Kompensation der Winddrift, d.h. um in die gewünschte Richtung zu gelangen



(Flugrichtung) wurde die Körperachse so variiert, dass der Wind die Vögel in die gewünschte Flugrichtung beförderte.

Tab. 9: Mittlere Flug-, Eigen- und Windrichtungen von Kranichen während des Herbst- und Frühjahrszuges.

	Flugrichtung		Eigenrichtung		Windrichtung	
	Herbst	Frühjahr	Herbst	Frühjahr	Herbst	Frühjahr
Mittelwert	193°	16°	184°	350°	34°	233°
Vektorlänge	0,95	0,96	0,89	0,88	0,69	0,89
Median	190°	17°	180°	349°	31°	240°
zirkuläre sd	18,6°	17,0°	27,5°	28,8°	49,0°	27,7°
n Trupps	148	186	140	185	140	185

Ein interessanter Aspekt des Flugverhaltens von Kranichen bei der Überquerung der Ostsee sind die gemessenen Fluggeschwindigkeiten (Tab. 10). Nicht nur die Fluggeschwindigkeit (vom Wind beeinflusst), sondern auch die Eigengeschwindigkeit (d.h. unabhängig vom Wind) des Fluges über See war beim Start der Ostseeüberquerung im Frühjahr höher als die Geschwindigkeit bei der Ankunft nach der Überquerung im Herbst. Offensichtlich sind die Kraniche bestrebt, beim Start des Überquerens einer ökologischen Barriere dieses Hindernis schnell zu überwinden, während die Geschwindigkeit „am Ziel“ dann geringer wird.

Tab. 10: Mittlere Flug- und Eigengeschwindigkeiten [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$] von Kranichen während des Herbst- und Frühjahrszuges über Land und über See. Vergleich der Jahreszeiten: T-Test, * $p < 0,05$, * $p < 0,005$, ns = nicht signifikant.**

	Mittelwert	sd	n Trupps	T
ÜBER LAND				
<i>Fluggeschwindigkeit</i>				
Frühjahr	69,9	22,0	93	-1,9 *
Herbst	63,2	15,1	53	
<i>Eigengeschwindigkeit</i>				
Frühjahr	49,9	16,2	93	1,1 ns
Herbst	52,6	7,8	48	
ÜBER SEE				
<i>Fluggeschwindigkeit</i>				
Frühjahr	80,1	15,4	186	-6,8 ***
Herbst	68,7	14,7	148	
<i>Eigengeschwindigkeit</i>				
Frühjahr	57,7	13,2	185	-3,6 ***
Herbst	53,1	8,6	140	

Der Wind hatte entscheidenden Einfluss auf die Flughöhe der Kraniche. Im Herbst stieg die mittlere Flughöhe von Gegenwind über „neutralem“ Wind zu Rückenwind kontinuierlich an (Abb. 60). Bei Gegenwind und „neutralem“ Wind wurden im Frühjahr signifikant höhere Flughöhen gemessen als im Herbst, während bei Rückenwind die Vögel im Herbst höher flogen als im Frühjahr. Dies macht deutlich, dass die Kraniche im Frühjahr bei relativ „ungünstigen“ Windbedingungen hoch starteten. Bei Rückenwind ist es dagegen möglicherweise einfacher, die Flughöhe ohne größere Anstrengung über eine lange Strecke zu halten, so dass sie auch nach der Ostsee-Überquerung im Herbst noch sehr hoch flogen.

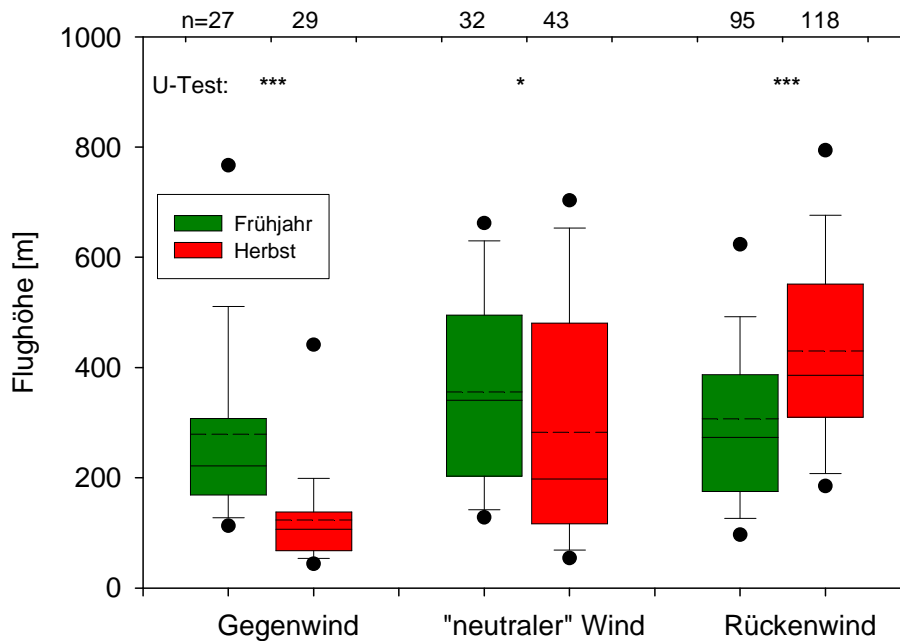


Abb. 60: Flughöhen im Vergleich von Herbst- und Frühjahrszug bei Gegenwind, „neutralem“ und Rückenwind (nur Tracks über See). Mann-Whitney-U-Test: * $p < 0.05$, *** $p < 0,005$.

Kranichtrupps zeigten vor allem über Land kreisende Flugbewegungen, bei denen sie an Höhe gewannen. Dies war vor allem im Frühjahr vor der Überquerung der Ostsee der Fall (28 % aller Tracks, Herbst: 17 % der Tracks). Regelmäßig konnten aber auch über Wasser kreisende Trupps mit deutlichem Höhengewinn beobachtet werden (ca. 8 % der Tracks).

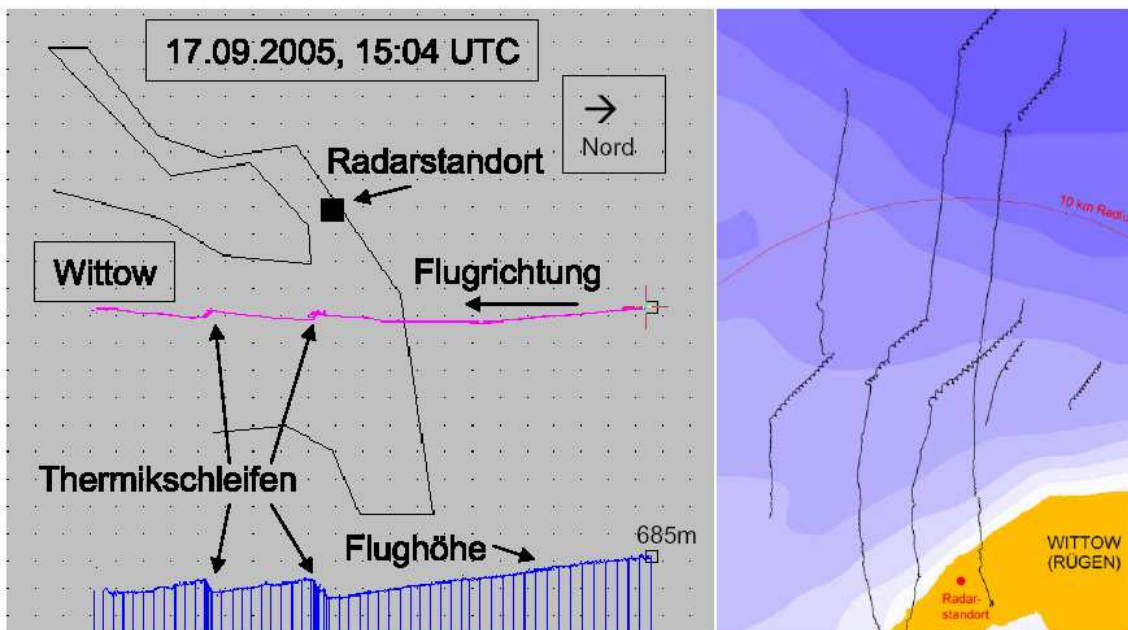


Abb. 61: Flugweg im Herbst mit Thermikschleifen über Land (links, rot: Flugrichtung; blau: Flughöhe) und ebenfalls Kreisen über See (rechts, Herbst 2005).



Kraniche können sich über Land in Thermikssäulen in große Höhen begeben (in Südschweden ca. 1.500 m), um dann in einer Gleitphase lange Strecken zu überwinden. Eine Ostseeüberquerung im Gleitflug ist jedoch aufgrund der zu überwindenden Strecke von ca. 80 Kilometern nicht möglich. Bei einer Starthöhe von 1.000 m können Kraniche über eine Strecke von maximal 16 km gleiten (ALERSTAM 1990). Da über Wasserflächen keine Aufwinde vorkommen, müssen sie den größten Teil der Strecke in aktivem Ruderflug überwinden. Entsprechend befanden sich die Vögel bei Ankunft auf Rügen im Herbst überwiegend in aktivem Ruderflug und die Flughöhe über See unterschied sich nicht zwischen Herbst und Frühjahr. Die Möglichkeit eines Höhengewinns durch Kreisen besteht auch über dem Meer. Dies konnte in Landnähe bis ca. 15 km Distanz über Wasser beobachtet werden (WENDELN et al. 2008). Die Höhenmessungen zeigten, dass sowohl im Herbst als auch im Frühjahr ca. 70 % der Kraniche über 200 m flogen. In diesen Höhenbereichen ist die quantitative Registrierung auch größerer Vögel bzw. Vogeltrupps mittels Sichtbeobachtungen eingeschränkt, d.h. viele hoch fliegende Trupps werden übersehen.

Aus Untersuchungen zum Frühjahrszug über der Ostsee ist Nachtzug von Kranichen bisher nicht bekannt (z.B. ALERSTAM 1975b, KARLSSON & ALERSTAM 1974). Bei den langen Anflügen von den Rastplätzen (400-500 km) in Schweden starteten einige Vögel offensichtlich bis in den Nachmittag hinein, so dass sie auch im Dunkeln ihren Zug über der Ostsee fortsetzten. Im Frühjahr liegt die Ausgangsbasis für die 1 bis 2-stündige Ostseeüberquerung dagegen direkt an der Küste (Rügen-Bock-Region) und die Vögel werden dementsprechend ihren Zug über die Ostsee nicht in der Dunkelheit (oder kurz davor) beginnen. Die großen Flughöhen bei Rückenwind v.a. im Herbst zeigen, dass die Windunterstützung offensichtlich nicht nur ein energiesparendes Fliegen ermöglicht (z.B. LIECHTI & BRUDERER 1998, ÅKESSON & HEDESTRÖM 2000), sondern die Kraniche auch befähigt, über eine lange Zugstrecke durch aktives Fliegen eine relativ große Flughöhe zu halten. Rückenwind sichert damit nicht nur eine schnelle und sparsame Querung der Ostsee, sondern auch einen „sicheren“ Flug (ein Zwischenlanden auf Wasser ist nicht möglich). Die Flughöhen und Flugrichtungen lassen vermuten, dass ein Teil der Kraniche auf der Ostsee auf geplante Windparks stoßen wird. Da sie i.d.R. tagsüber bei „gutem“ Wetter ziehen (Rückenwind, gute Sicht), sind analog zu Landstandorten Ausweichbewegungen anzunehmen. Entsprechenden Untersuchungen auf der offenen See zum Verhalten von Kranichen gegenüber Offshore-Windparks sind deshalb dringend zu fordern.

2.4.2.1.3 Landvögel, Ruderflieger – Tagzug

Die Erfassung ziehender Kleinvögel am Tage erfolgt zumeist ausschließlich mittels visuellen Beobachtungen an Konzentrationspunkten des Vogelzuges (z.B. Randecker Maar GATTER 2000, Falsterbo http://www.skof.se/fbo/Index_e.html). Kleinere Zugvögel sind dabei nur sichtbar, wenn sie tief fliegen. Da Vögel bei Gegenwind aus energetischen Gründen oft niedrige Luftschichten wählen (LIECHTI et al. 2000), ist der sichtbare Zug von Landvögeln insbesondere bei Gegenwind intensiv (z.B. GATTER 2000). Der in höheren Schichten stattfindende Zug kann dagegen mittels Sichtbeobachtungen nicht erfasst werden. Die vorliegende Untersuchung beschäftigt sich mit dem Flugverhalten von Kleinvögeln im Herbst direkt nach der Überquerung der Ostsee (von Schweden kommend). Aufgrund der beschriebenen Schwächen und Einschränkungen der visuellen Erfassung des Zuges von Kleinvögeln, wurde in der vorliegenden Untersuchung ein Zielfolgeradar eingesetzt, welches Kleinvögel bis in Entfernungen von 5-6 Kilometern verfolgen kann und somit das gesamte Höhenspektrum abdeckt. Diese Methode ermöglicht eine qualitative Beschreibung



des Flugverhaltens unter verschiedenen Wetterbedingungen (vor allem Wind). Die Messungen sollen dazu dienen, die Erfassbarkeit des Tagzuges von Kleinvögeln in der westlichen Ostsee durch visuelle Beobachtungen zu beurteilen.

Die Flughöhen über der See wurden in starkem Maße von den Windrichtungen im Bezug zur Flugrichtung bestimmt (Abb. 62). Während bei Gegenwind der Hauptzug unterhalb von 400 m stattfand, stieg die mittlere Höhenverteilung über neutrale Windverhältnisse zu Rückenwindsituationen immer weiter an (mittlere Zughöhe bei Rückenwind ca. 1.000 m). Bei Rückenwind erstreckte sich der Zug bis auf über 3.000 m Höhe, während bei Gegenwind oberhalb von 2.000 m kaum Echos auftraten.

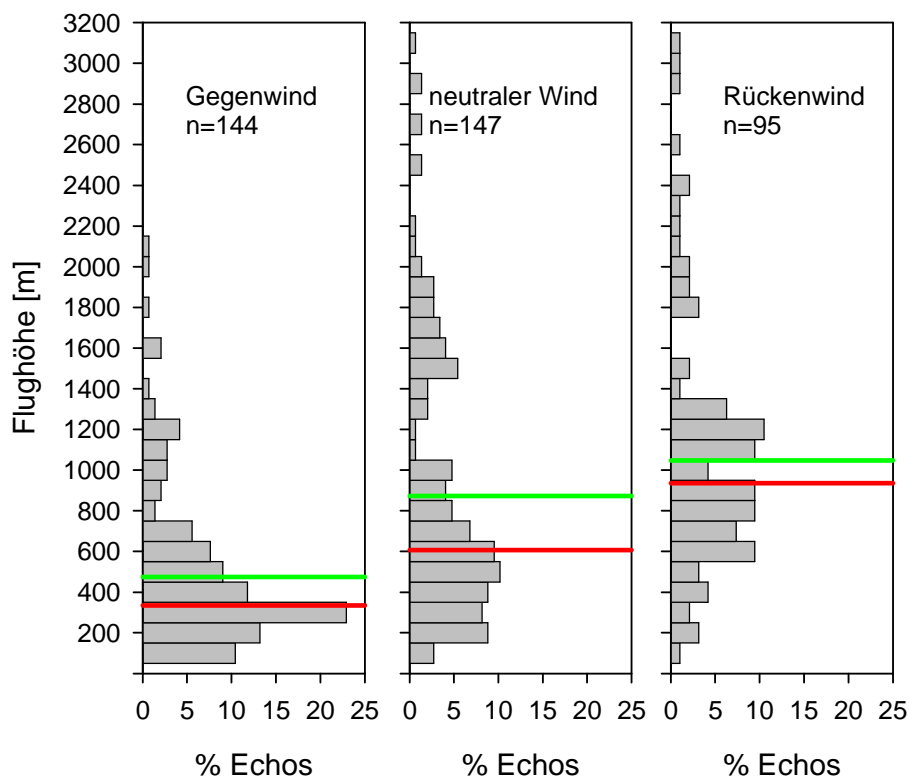


Abb. 62: Höhenverteilung der Vogeltrupps über See bei verschiedenen Windverhältnissen. Rote Linie: Flughöhe Median, Grüne Linie: Flughöhe Mittelwert.

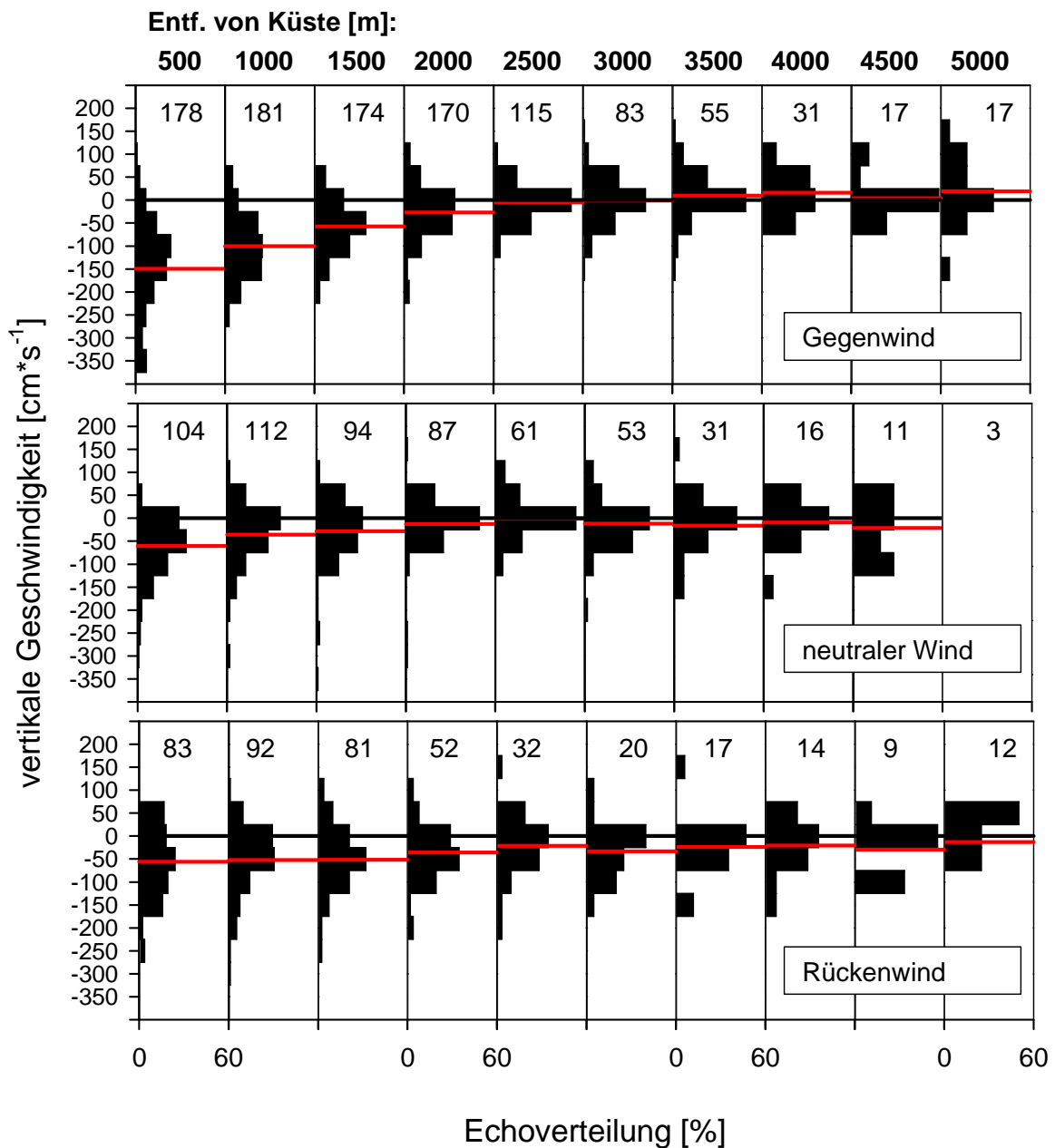


Abb. 63: Vertikale Geschwindigkeiten in Abhängigkeit von der Entfernung zum Land (z.B. 500 = 0 – 500 m). Rote: Mittelwert (Zahlen: Anzahl 20 Sek-Intervalle).

Die vertikale Richtungsänderung im Bezug zur Entfernung von der Küste unterschied sich deutlich zwischen verschiedenen Windsituationen (Abb. 63). Bei Gegenwind zeigten Vögel, die weiter als 2.000 m von der Küste entfernt waren, keine Höhenänderung, um bei der Annäherung an die Küste in einen Sinkflug überzugehen und dann auch oft zu landen (Höhenabnahmen bis zu $-4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$). Bei neutralen Windverhältnissen waren die Bedingungen prinzipiell ähnlich, die Höhenabnahme war jedoch weit weniger ausgeprägt. Bei Rückenwind war ebenfalls eine Tendenz der Höhenabnahme vorhanden, die auch bis in weiteren Entfernungen von der Küste zu erkennen war (hoch fliegende Vögel erkennen die Küstenlinie früher als tief fliegende Vögel). Die Höhenänderungen bewegten sich jedoch in einem mittleren Bereich von nur ca. $-0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, so dass



die meisten Vögel weiter zogen, ohne ihre Flughöhe über Land deutlich zu senken oder sogar zu landen.

Die festgestellten Zugrichtungen schwankten um S bis SE (Tab. 11). An einigen Tagen wichen Zugrichtung und Eigenrichtung aufgrund der vorherrschenden Windrichtungen deutlich voneinander ab (z.B. 30.9., 5.10.). Der Windeinfluss auf die Zugrichtung wurde ebenfalls bei der Betrachtung der mittleren Zugrichtung bei verschiedenen Windrichtungen deutlich (Abb. 64). Bei Winden aus S bis NW war die Zugrichtung deutlich in Richtung SE verschoben, während bei Winden aus N bis SE die Vögel eher in Richtung S bis SW zogen.

Tab. 11: Mittlere Zugrichtungen, Heading (Eigenrichtung) und Windrichtung an ausgewählten Tagen mit hohem Zugaufkommen. r = Vektorlänge, sd = zirkuläre Standardabweichung, n = Anzahl Tracks.

Datum	Richtung	r	sd	Heading	r	sd	Windrichtung	r	sd	n
21.09.2005	154	0,94	20	163	0,96	17	189	0,98	12	35
24.09.2005	159	0,98	12	162	0,99	10	171	0,95	18	34
30.09.2005	168	0,98	12	183	0,97	14	299	0,96	17	56
03.10.2005	178	0,96	17	185	0,95	17	311	0,87	29	72
04.10.2005	184	0,96	16	174	0,96	17	64	0,81	35	59
05.10.2005	184	0,96	17	167	0,97	14	118	0,87	30	77
10.10.2005	167	0,93	21	169	0,98	13	168	0,99	10	30
14.10.2005	171	0,93	22	188	0,92	24	262	0,93	22	79
ges. Zeitraum	173	0,94	20	176	0,94	19	231	0,17	74	442

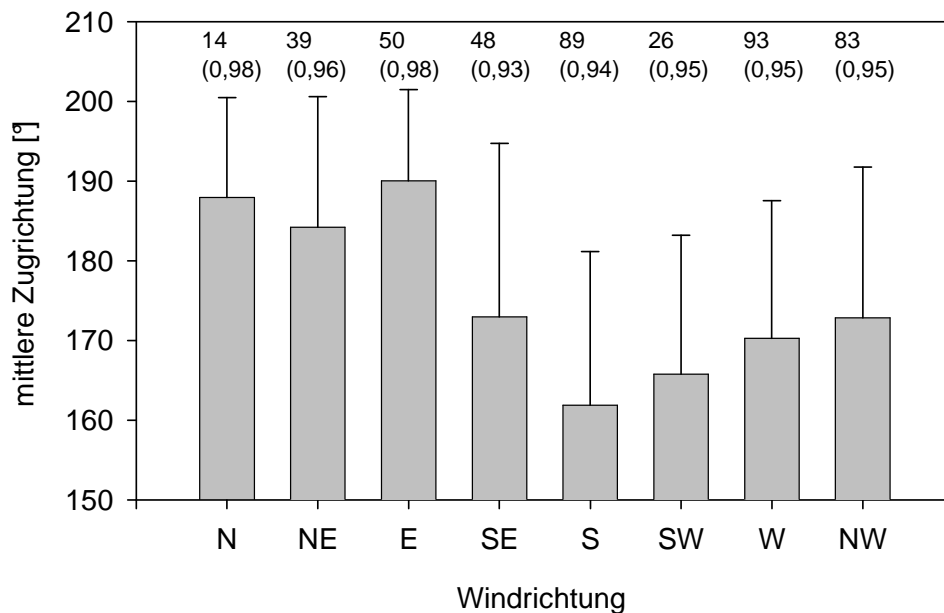


Abb. 64: Mittlere Zugrichtung (\pm sd) in Abhängigkeit von der Windrichtung. Zahlen: n Tracks, Klammern: Vektorlänge.

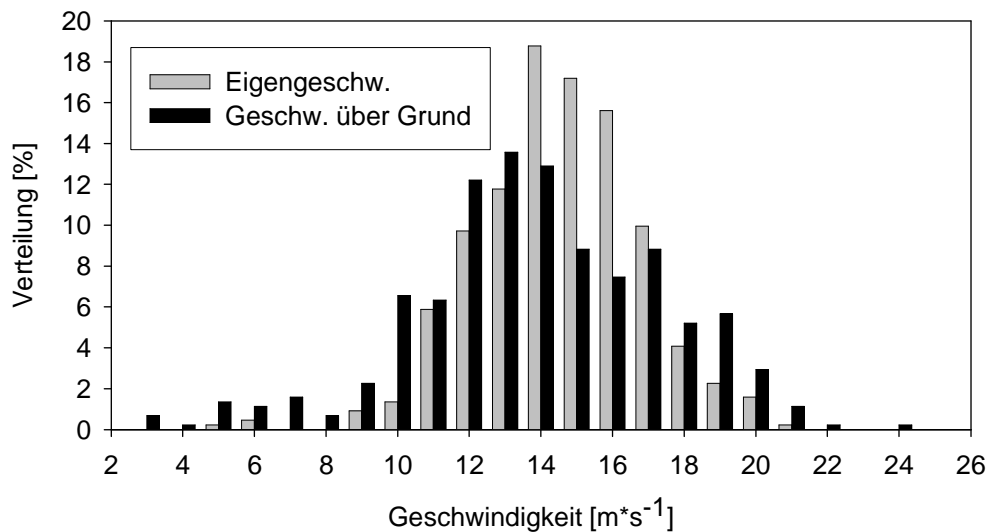


Abb. 65: Verteilung der Fluggeschwindigkeit über Grund sowie Eigengeschwindigkeit (n = 442 Tracks).

Die Fluggeschwindigkeit (Geschwindigkeiten über Grund) variierte zwischen 3 und 24 m*s⁻¹, mit einem Mittelwert von $13,9 \pm 3,5$ m*s⁻¹ (n = 442 Tracks, Abb. 65). Die Eigengeschwindigkeiten streuten weniger und lagen im Mittel mit $14,5 \pm 2,3$ m*s⁻¹ (n = 442 Tracks; von 5 bis 21 m*s⁻¹) aufgrund häufiger Gegenwindsituationen etwas über den Geschwindigkeiten über Grund.

Die Höhenverteilungen von ziehenden Kleinvögeln am Tage zeigten, dass eine rein visuelle Erfassung des Kleinvogelzuges über der See selbst bei Gegenwindsituationen nur einen kleinen Teil des Gesamtzuges erschließen konnte, während bei Rückenwind das Zugeschehen nahezu vollständig nicht erfassbar war. Bei Gegenwind flogen etwa 10 % der erfassten Trupps unterhalb von 100 m. Wenn man von einer Höhengrenze für die visuelle Erfassung des Kleinvogelzuges von ca. 50 m ausgeht (wahrnehmbarer Zug von Finkenvögeln an Land, GATTER 2000), bestätigen diese Messungen somit die Abschätzung, dass nur ein sehr geringer Anteil der schwedischen Zugpopulation durch visuelle Beobachtungen erfassbar ist (vgl. Kap. 2.4.2.2.4). Vögel wählen meist die Flughöhe, in der ihr Energieverbrauch am geringsten ist (z.B. BELLROSE 1967, BRUDERER & LIECHTI 1995), wobei weitere Parameter, wie z.B. die Länge der Flugstrecke, eine Rolle spielen (ALERSTAM 1979). Geringere Flughöhen bei Gegenwind wurden in vielen Untersuchungen festgestellt (z.B. EASTWOOD 1967, BRUDERER 1971, KRÜGER & GARTHE 2001, DIERSCHKE & DANIELS 2003) und werden als Anpassung an allgemein geringere Windgeschwindigkeiten in geringen Höhen interpretiert.

Die generell südlichen Ankunftsrichtungen der auf Rügen ankommenden Kleinvögel stimmen gut mit den in Südschweden gemessenen Abflugrichtungen überein (ALERSTAM & ULFSTRAND 1972) und bestätigen, dass neben der durch Sichtbeobachtungen allgemein bekannten „Vogelfluglinie“ (Flugrichtung SW) ein nicht quantifizierter Anteil Tagzieher die Ostsee südwärts überquert. Die Radarmessungen des Zuges von Buch-/Bergfinken in Südschweden zeigten, dass die höchsten



Zugruten über die Ostsee bei Wind aus N herrschten, wobei die Vögel bei Hauptzugrichtungen von S bis SSW Rückenwind hatten (ALERSTAM & ULFSTRAND 1972). Der Zug vollzog sich in breiter Front mit gleichen Dichten über Land und See. Dies wird als Hinweis gewertet, dass ein großer Teil des Zuges südwärts gerichtet vor allem bei Rückenwind und in großer Höhe stattfindet. Die Windabhängigkeit der Ankunftsrichtungen lassen eine Winddrift vermuten; möglicherweise liegt aber auch eine Pseudodrift vor, d.h. die Vögel wählten bei östlichen Winden aktiv eher westliche Zugrichtungen, um damit den Rückenwindfaktor zu erhöhen und energiesparender zu fliegen. Die mittlere Eigengeschwindigkeit von $14,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ liegt über den für Buchfinken gemessenen mittleren Werten von $12,8 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (52 Tracks gemessen ebenfalls mit der Superfledermaus, BRUDERER & BOLDT 2001). In beiden Studien sind die Spannen jedoch sehr hoch und überlappen sich stark (z.B. Geschwindigkeit über Grund: $8 - 23 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ bei BRUDERER & BOLD 2001, $3 - 24 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ in dieser Studie). Die höheren Fluggeschwindigkeit in der vorliegenden Studie könnten möglicherweise damit zusammen hängen, dass Vögel gemessen wurden, die eine Meeresfläche überquerten, während die meisten Messungen bei BRUDERER & BOLDT (2001) auf Landstandorte zurückgehen.

Angesichts anderer ökologischer Barrieren für Kleinvögel in Nordeuropa (z.B. zwischen Norwegen und England bzw. zwischen Norwegen und der niederländisch/deutschen Nordseeküste) oder verglichen mit Langstreckenziehern, die das Mittelmeer oder die Sahara überfliegen, stellen die ca. 80 km zwischen Südschweden und der Küste Rügens eine eher schmale Barriere dar. Dennoch zeigt die Tatsache, dass tagziehende Kleinvögel bei Gegenwind oft landeten, während bei Rückenwind der Flug fortgesetzt wurde, dass bei Gegenwind möglicherweise aufgrund energetischer Belastungen eine Unterbrechung des Zuges erforderlich wurde. Beim Überqueren größerer Wasserflächen, z.B. des Mittelmeeres, sind extreme Sinkflüge tagziehender Kleinvögel aus großer Höhe beim Auftreffen auf Landmassen gemessen worden (durchschnittlich ca. $29,9 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, max. $52,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, HEDENSTRÖM & LIECHTI 2001). Diese Vögel landeten oder setzten ihren Flug in geringerer Höhe fort. Die Tatsache, dass derartige extreme Sinkflüge auf Rügen nicht gemessen wurden, hängt vermutlich mit der relativ geringen zurückgelegten Entfernung über Wasser zusammen, nach der die Vögel bei guten Zugbedingungen noch keine Unterbrechung des Zuges anstrebten.

2.4.2.1.4 Landvögel, Ruderflieger – Nachtzug

2.4.2.1.4.1 Höhenverteilung

Vertikal rotierende Schiffsradargeräte geben trotz einer geringeren Genauigkeit im Vergleich zu einem Zielfolgeradar verlässliche Angaben über die Höhenverteilung des Vogelzuges in der Nacht (vgl. Kap. 2.4.2.2.5.1). Der sehr tiefe Zug wird hierbei allerdings unterschätzt.

Im Frühjahr zeichneten sich die beiden Orte mit den höchsten nächtlichen Zugruten (Fehmarn und Darßer Ort) durch nahezu gleich bleibend hohe Zugruten bis in Höhen von 1.400 m aus, wobei der Anteil von unterhalb 200 m fliegenden Vögeln bei etwa 22 % lag (Abb. 66). Die Höhenverteilungen im Herbst zeigten weniger Unterschiede im Vergleich von Küsten- und Seestandorten. Sie lagen oft im Bereich von ca. 25-30 % unterhalb von 200 m, nur auf Rügen war der Anteil < 200 m fliegender Vögel höher. Da Zughöhen, genau wie Intensitäten, saisonalen Schwankungen unterliegen können, werden in Abb. 67 die Zughöhen von den drei Landstandorten aus gleichen kalendarischen Zeiträumen verglichen (jedoch aus verschiedenen Jahren). Es bestätigte sich, dass



der Frühjahrszug auf Fehmarn höher verlief als auf Rügen, wogegen im Herbst die Verteilung im Monat September vergleichbar war (im Oktober wieder höherer Anteil tief fliegender Vögel auf Rügen). Die Höhenverteilungen für den Darßer Ort und Rügen im Frühjahr waren vergleichbar, allerdings lagen den Daten vom April nur 9 Tage zugrunde, in denen am Darßer Ort nur geringer Zug in relativ geringer Höhe herrschte (an folgenden Tage stärkerer Zug in größerer Höhe).

Im Herbst war dagegen eine Abnahme der Zugraten mit zunehmender Höhe zu erkennen. Dies galt insbesondere auch für den dritten Landstandort Rügen, wo in beiden Jahreszeiten die Zugraten mit zunehmender Höhe immer deutlicher abnahmen und über 60 % des Zuges unterhalb von 400 m stattfand (40 - 44 % unterhalb von 200 m). Abgesehen von insgesamt deutlich geringeren Zugraten (Angaben in Abb. 66 in real vergleichbaren MTR) verlief der nächtliche Frühjahrszug in den Offshore-Gebieten Kriegers Flak, Adlergrund und Plantagenetgrund auch deutlich tiefer als bei Fehmarn und am Darßer Ort (> 30 % unterhalb von 200 m). Dennoch wurde auch hier Vogelzug regelmäßig bis in Höhen von 1.400 m registriert, während des Herbstzuges über dem Kriegers Flak sogar mit relativ gleich bleibender Intensität mit zunehmender Höhe.

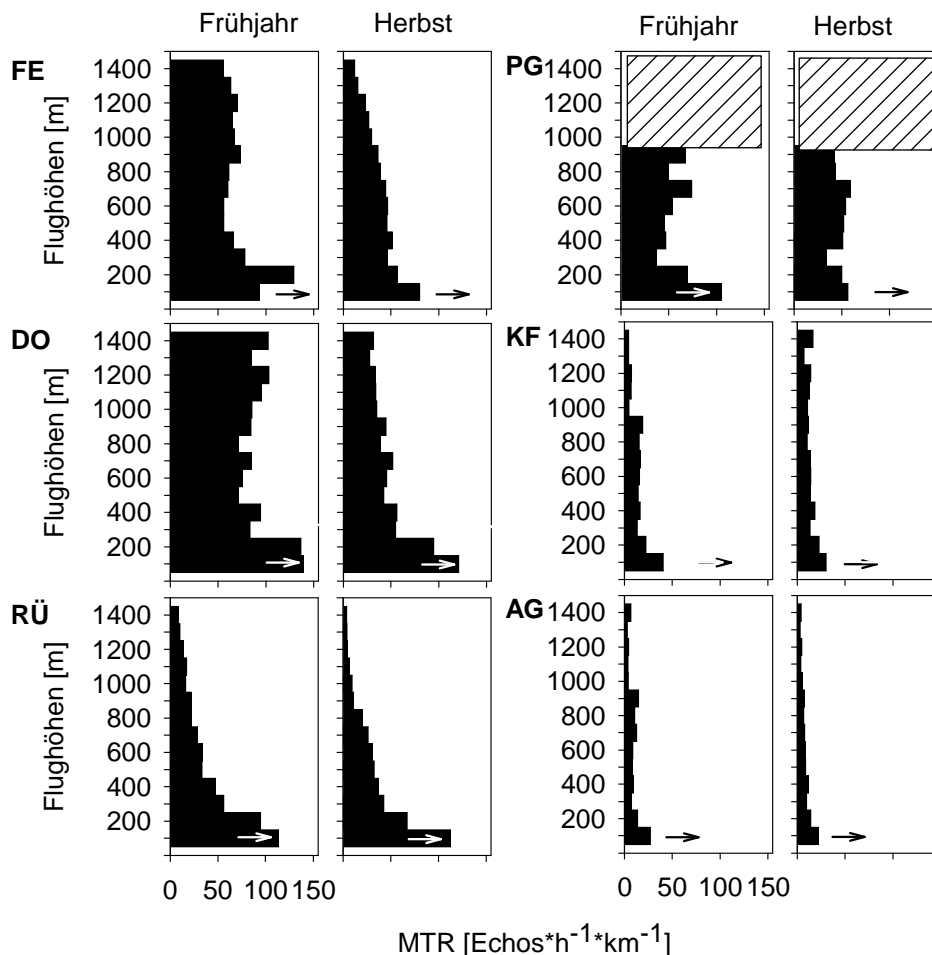


Abb. 66: Höhenverteilung des Nachtzuges in Fehmarn (FE), Darßer Ort (DO), Plantagenetgrund (PG), Kriegers Flak (KF), Rügen (RÜ) und Adlergrund (AG). Angaben in MTR = migration traffic rate (Anzahl Tage/Echos: s. Abb. 91, Tab. 5). Pfeil: unterste Höhenschicht unvollständig erfasst.



Die Höhenverteilungen im Herbst zeigten weniger Unterschiede im Vergleich von Küsten- und Seestandorten. Sie lagen oft im Bereich von ca. 25-30 % unterhalb von 200 m, nur auf Rügen war der Anteil < 200 m fliegender Vögel höher (Tab. 12).

Da Zughöhen, genau wie Intensitäten, saisonalen Schwankungen unterliegen können, werden in Abb. 67 die Zughöhen von den drei Landstandorten aus gleichen kalendarischen Zeiträumen verglichen (jedoch aus verschiedenen Jahren). Es bestätigte sich, dass der Frühjahrszug auf Fehmarn höher verlief als auf Rügen, wogegen im Herbst die Verteilung im Monat September vergleichbar war (im Oktober wieder höherer Anteil tief fliegender Vögel auf Rügen). Die Höhenverteilungen für den Darßer Ort und Rügen im Frühjahr waren vergleichbar, allerdings lagen den Daten vom April nur 9 Tage zugrunde, in denen am Darßer Ort nur geringer Zug in relativ geringer Höhe herrschte (an folgenden Tage stärkerer Zug in größerer Höhe).

Tab. 12: Höhenverteilung der Echos (% Nachtzug) in 3 Höhenstufen im Vergleich von Frühjahrs- und Herbstzug (korrigierte Daten). Maximale Flughöhen und der Anteil Echos über 1.500 m Höhe aus unkorrigierten Daten.

	% MTR			n Echos, original	% > 1500m	Original-Echos	
	< 200m	201 - 400m	> 400m			max. Höhe	n Echos, korrigiert ¹⁾
Frühjahr							
Fehmarn	22,4	14,5	63,1	43.096	3,9	2.087	143.013
Darßer Ort	21,0	13,6	65,4	91.927	6,0	2.121	411.791
Plantagenetgrund	31,9	15,2	52,9	2.813	0,1	1.879	11.592
Kriegers Flak	31,0	14,8	54,1	8.003	1,4	2.053	26.443
Rügen	40,2	20,0	39,8	19.281	1,3	2.095	28.970
Adlergrund	30,3	12,5	57,2	10.755	1,6	2.139	34.295
Herbst							
Fehmarn	24,7	17,6	57,7	52.547	0,8	2.095	75.013
Darßer Ort	30,3	15,6	54,1	84.553	3,9	2.890	296.692
Plantagenetgrund	24,1	19,2	56,7	2.039	0,2	1.659	9.937
Kriegers Flak	25,3	15,2	59,5	9.660	1,4	1.966	25.379
Rügen	44,0	19,5	36,5	19.486	0,6	2.080	40.443
Adlergrund	30,9	18,2	51,0	12.276	2,1	1.967	28.742

1) nach Distanzkorrektur

Die sich in den Höhenverteilungen andeutende Abhängigkeit der Zughöhe von der Zugintensität lässt sich durch eine direkte Korrelation der beiden Parameter verdeutlichen (Abb. 68). Hohe Zugraten waren sowohl im Frühjahr als auch im Herbst mit hohen mittleren Zughöhen verbunden. Da sowohl die Zugintensität als auch die Flughöhe von den Windverhältnissen beeinflusst werden (vor allem von der Rückenwindkomponente TWC, s. Kap. 2.4.2.1.4.2), könnte dieser Zusammenhang ursächlich mit den Windverhältnissen erklärt werden. Um diese Möglichkeit zu untersuchen, wurden die mittlere Zughöhe und die dazugehörige Zugrate (\log_{10} -transformiert für Normalverteilung) mittels linearer Regression mit dem TWC korreliert. Eine Korrelation der jeweiligen Residuen stellen die wind-bereinigten Zusammenhänge zwischen Flughöhe und Zugintensität dar. In beiden Jahreszeiten und in allen Gebieten (außer Darßer Ort im Herbst) zeigen die signifikanten Korrelationen der Residuen einen windunabhängigen Zusammenhang zwischen der Flughöhe und der Zugintensität (Abb. 68).

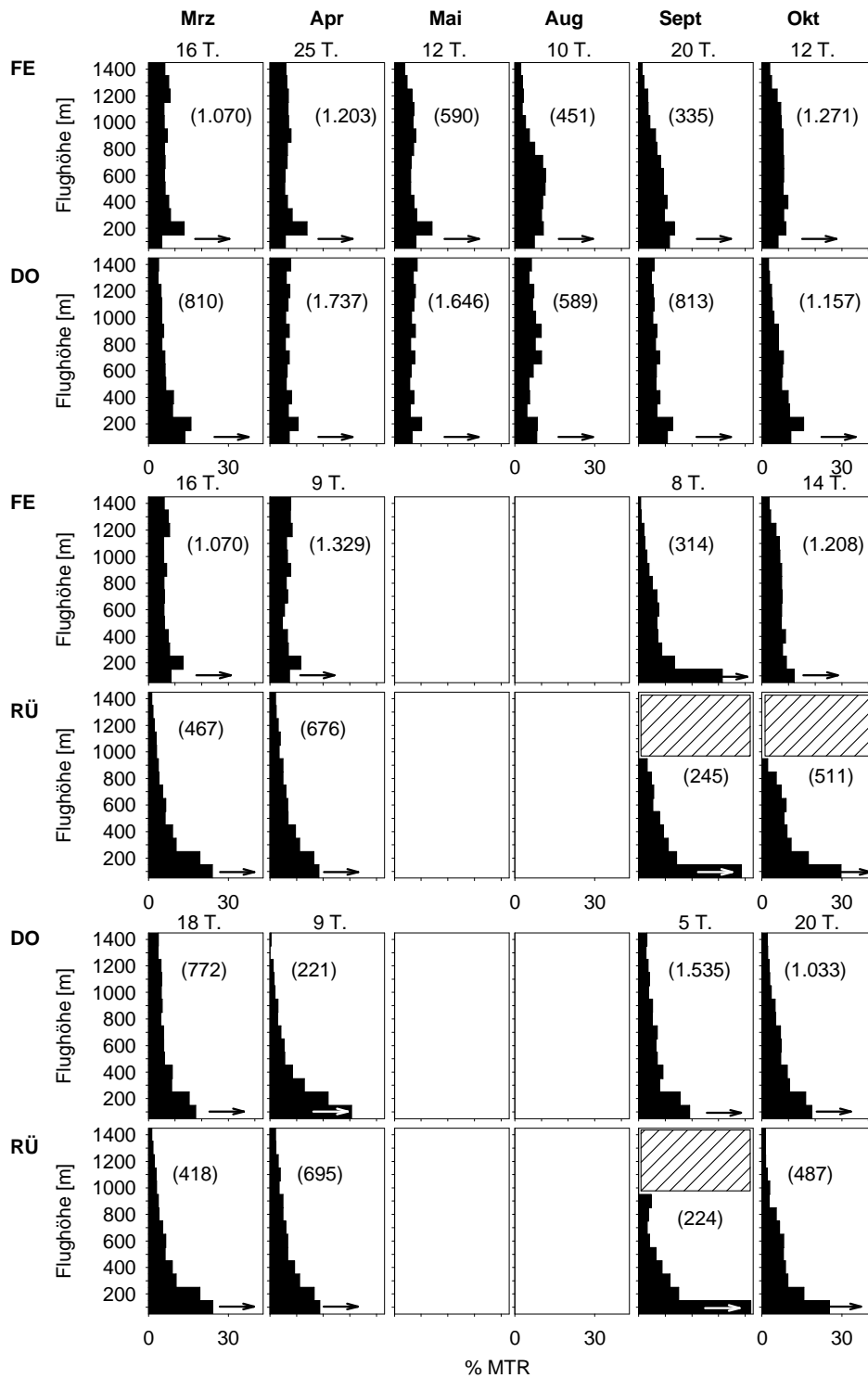


Abb. 67: Höhenverteilung des Nachtzuges während der Hauptzugmonate für identische kalendarische Zeitspannen im Vergleich von jeweils zwei Gebieten (Klammern: Mittlere MTR für jede Zeitspanne). T = Anzahl Tage.

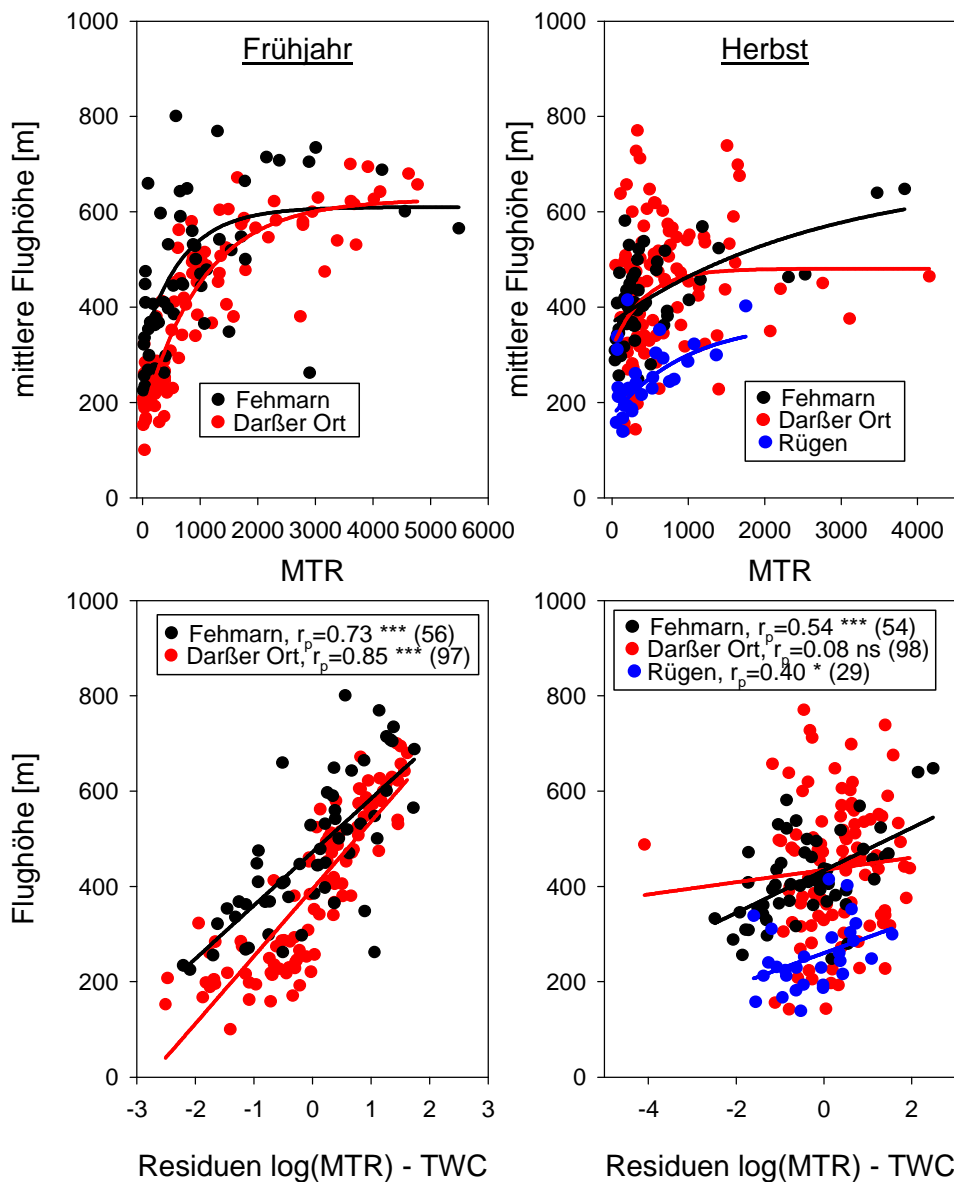


Abb. 68: Zusammenhang zwischen mittlerer Zughöhe und Zugintensität während des Frühjahrs- und des Herbstzuges in den verschiedenen Gebieten (oben) sowie Korrelation zwischen TWC-bereinigten Residuen der beiden Variablen (unten, MTR \log_{10} -transformiert).

Für die Nächte mit synchronen Messungen am Darßer Ort und am Plantagenetgrund (vgl. Abb. 94) konnten relative Höhenvergleiche gemacht werden (Abb. 69, bis in eine Höhe von 900 m, da am Plantagenetgrund Messungen mit 10 kW-Radar). Im Frühjahr zeigte sich (zumindest in der Nacht vom 22./23.4. und vom 23./24.4.) die Tendenz, dass die nördlich auf das Meer hinaus fliegenden Vögel über Wasser tiefere Schichten aufsuchten als in Küstennähe. Im Herbst flogen die Vögel am Darßer Ort dagegen tiefer (12./13.9.) oder die zeitgleichen Höhenverteilungen waren nahezu identisch (13./14.9. und 14./15.09.2003).

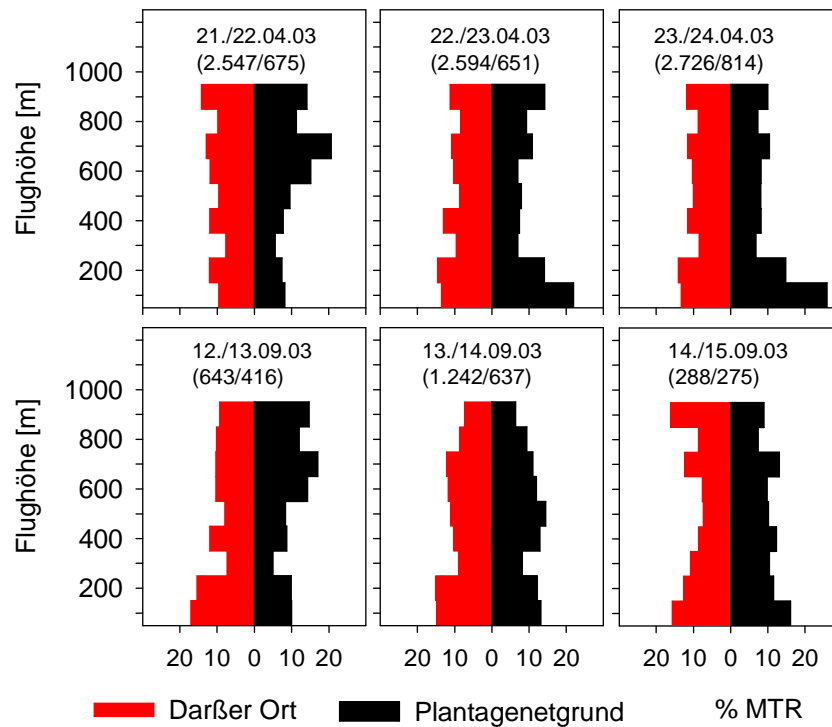


Abb. 69: Höhenverteilungen an synchronen Zugnächten am Darßer Ort und am Plantagenetgrund im Frühjahr (oben) und Herbst 2003 (unten) bis in eine Höhe von 900 m. Darstellung in % MTR (in Klammern: reale MTR).

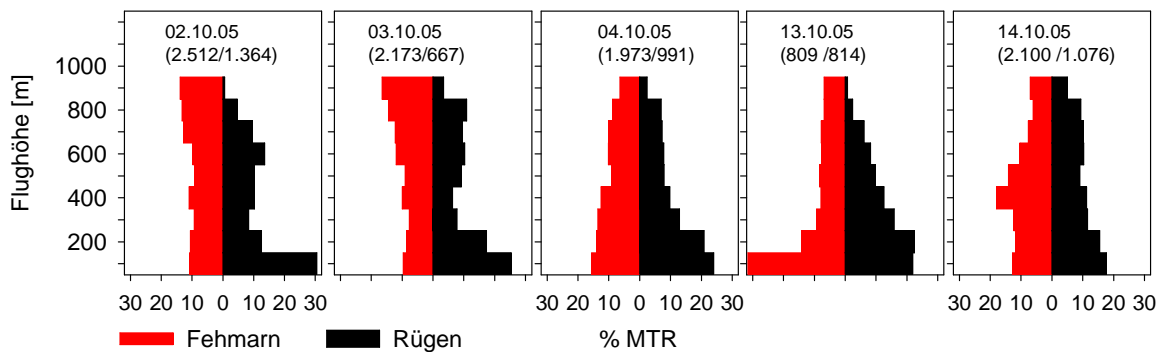


Abb. 70: Höhenverteilungen an synchronen Zugnächten auf Fehmarn (FE) und auf Rügen (RÜ) im Herbst 2005 (Flughöhen bis 900 m. Darstellung in % MTR; in Klammern: reale MTR).

In den räumlich weiter voneinander entfernten Gebieten Fehmarn und Rügen wurde im Herbst 2005 ebenfalls zu gleichen Zeiten die Höhenverteilung gemessen (Abb. 70). Insbesondere an den Tagen mit hohem Zug auf Fehmarn (z.B. 2. und 3.10.) fand der Hauptzug auf Rügen in den unteren 200 m statt, während an anderen Tagen die relative Höhenverteilung in den unteren 900 m an den beiden Standorten sehr ähnlich war (z.B. 14.10.2005).



Die mit Hilfe des Zielfolgeradars „Superfledermaus“ ermittelte Höhenverteilung des Nachtzuges (fixed pencil beam Modus, s. Kap. 2.4.1.2) im Herbst zeichnete sich durch einen hohen Anteil sehr tief fliegender Vögel aus (Abb. 71, Mittel aus gesamter Messperiode von 32 Nächten, 51,4 % < 200 m), wobei starker Zug auch unterhalb von 50 m festgestellt wurde, der von Schiffsradargeräten nur unzureichend abgedeckt wird (vgl. Kap. 2.4.2.2.5.1).

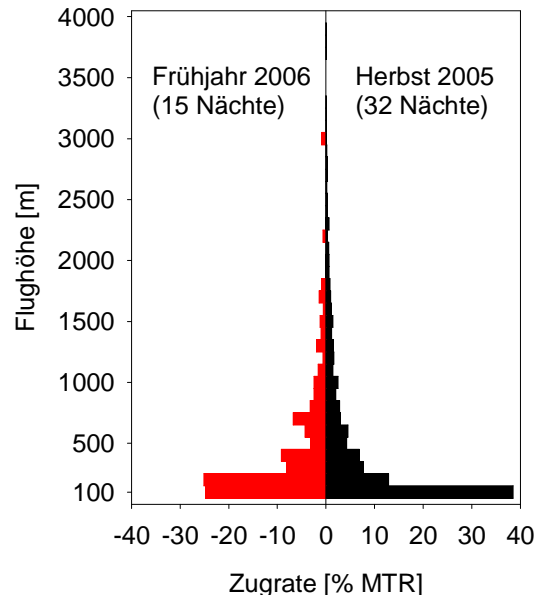


Abb. 71: Höhenverteilung des Frühjahrs- (links) und Herbstzuges (rechts) in % MTR gemessen am Standort Rügen mit dem Zielfolgeradar „Superfledermaus“ (fixed pencil beam Modus).

Im Frühjahr war der Zug < 100 m nicht so ausgeprägt wie im Herbst, der Anteil < 200 m lag jedoch bei sehr ähnlichen 49,8 %. Oberhalb von 1.500 m (d.h. im Bereich, der von Schiffsradargeräten nicht erfasst wird) fand nur sehr geringer Zug statt.

Die in einigen Gebieten festgestellten größeren Flughöhen im Frühjahr im Vergleich zum Herbst (v.a. Fehmarn, Darßer Ort) stimmen mit bisherigen Erkenntnissen überein (z.B. JELLMANN 1989, GREEN & ALERSTAM 2000). Es wird angenommen, dass während des Frühjahrs der Zug schneller, mit weniger Zwischenstopps und deshalb eher in größeren Höhen stattfindet als im Herbst (z.B. BERTHOLD 2000). Hinzu kommt, dass die in Nordeuropa häufig vorkommenden atlantischen Tiefdrucksysteme vorherrschende Windrichtungen aus W bis NW bedingen. Im Frühjahr sind somit bevorzugte Rückenwindssituationen häufiger verbunden mit größeren Flughöhen als im Herbst.

Die niedrigere Höhenverteilung über See im Vergleich zu den Landstandorten während des Frühjahrszuges lässt vermuten, dass nach Verlassen des Festlandes die Vögel nachts über See in tieferen Schichten weiterflogen. Insbesondere der direkte synchrone Vergleich zwischen Darßer Ort und Plantagenetgrund verdeutlicht, dass die unteren 100 m am ca. 13 km weiter nördlich gelegenen Plantagenetgrund wesentlich stärker vertreten waren als am Darßer Ort. Geringere Flughöhen im Offshore-Bereich im Vergleich zu küstennahen oder Landstandorten sind aus verschiedenen Studien bekannt (BERNDT & BUSCHE 1993, DIRKSEN et al. 1996, KOOP 197, KRÜGER & GARTHE 2001, HÜPPOP et al. 2005, OREJAS et al. 2005). Die deutlich niedrigeren Zughöhen auf Rügen beim synchronen Vergleich mit Fehmarn im Herbst 2005 lassen vermuten, dass über See



fliegende Vögel im Herbst auf Rügen wesentlich tiefer antrafen als die der Vogelfluglinie folgenden Individuen. Bei Messungen von Flughöhen am Mittelmeer zeigten über Wasser fliegende Vögel etwa 9 % geringere Flughöhen als über Land, eine direkte Höhenänderung beim Überqueren der Küstenlinie konnte jedoch nicht festgestellt werden (BRUDERER & LIECHTI 1998b).

Flughöhen unterliegen auch artspezifischen Variationen. Der Frühjahrszug arktischer Watvogelarten findet in großen Höhen statt (GREEN 2004a), während viele tagsüber ziehende Wasser- und Watvogelarten meist sehr tief fliegen (z.B. KRÜGER & GARTHE 2001, HÜPPOP et al. 2005). Höhenverteilungen in einzelnen Nächten können somit von derartigen artspezifischen Unterschieden bestimmt werden, bei der Betrachtung längerer Zeiträume (z.B. Darstellung für Monate oder Zugsaison) haben sie jedoch wahrscheinlich einen geringen Einfluss. Für den Nachtzug bestimmten skandinavische Singvogelpopulationen das Gesamtbild der Höhenverteilung (s. Kap. 2.4.1.4.3). Obwohl diese Messungen Hinweise gaben, dass in höheren Luftschichten der relative Anteil von kleinen Singvögeln höher war als in tiefen Schichten, waren Rückschlüsse über unterschiedliche Höhenverteilungen zwischen Singvogelgruppen nicht möglich. Wetterbedingte Variationen der Flughöhe spielten hierbei mit großer Wahrscheinlichkeit eine größere Rolle als artspezifische Unterschiede.

Wettereinflüsse auf die Höhe des nächtlichen Zuges werden im folgenden Kapitel dargestellt und diskutiert.

2.4.2.1.4.2 Wettereinflüsse auf nächtlichen Vogelzug

Mögliche Wettereinflüsse wurden nur für die Standorte untersucht, an denen über einen längeren Zeitraum kontinuierlich gemessen werden konnte (Darßer Ort, Fehmarn, Rügen). Im Rahmen dieses Berichtes wurden nicht die Großwetterlagen, die evtl. das Ausmaß des Zugaufkommens im Aufbruchgebiet beeinflussen, sondern nur die lokalen Wetterverhältnisse berücksichtigt. Die Windstärke als Einzelfaktor zeigte in fast allen Gebieten eine negative Korrelation mit der Zugintensität (Tab. 13). Die Rückenwindkomponente (TWC) bezieht Windrichtung und Windstärke mit ein. Die in fast allen Gebieten positiven Korrelationen zwischen TWC und Zugraten zeigten, dass vornehmlich Rückenwindsituationen für den Zug genutzt wurden.

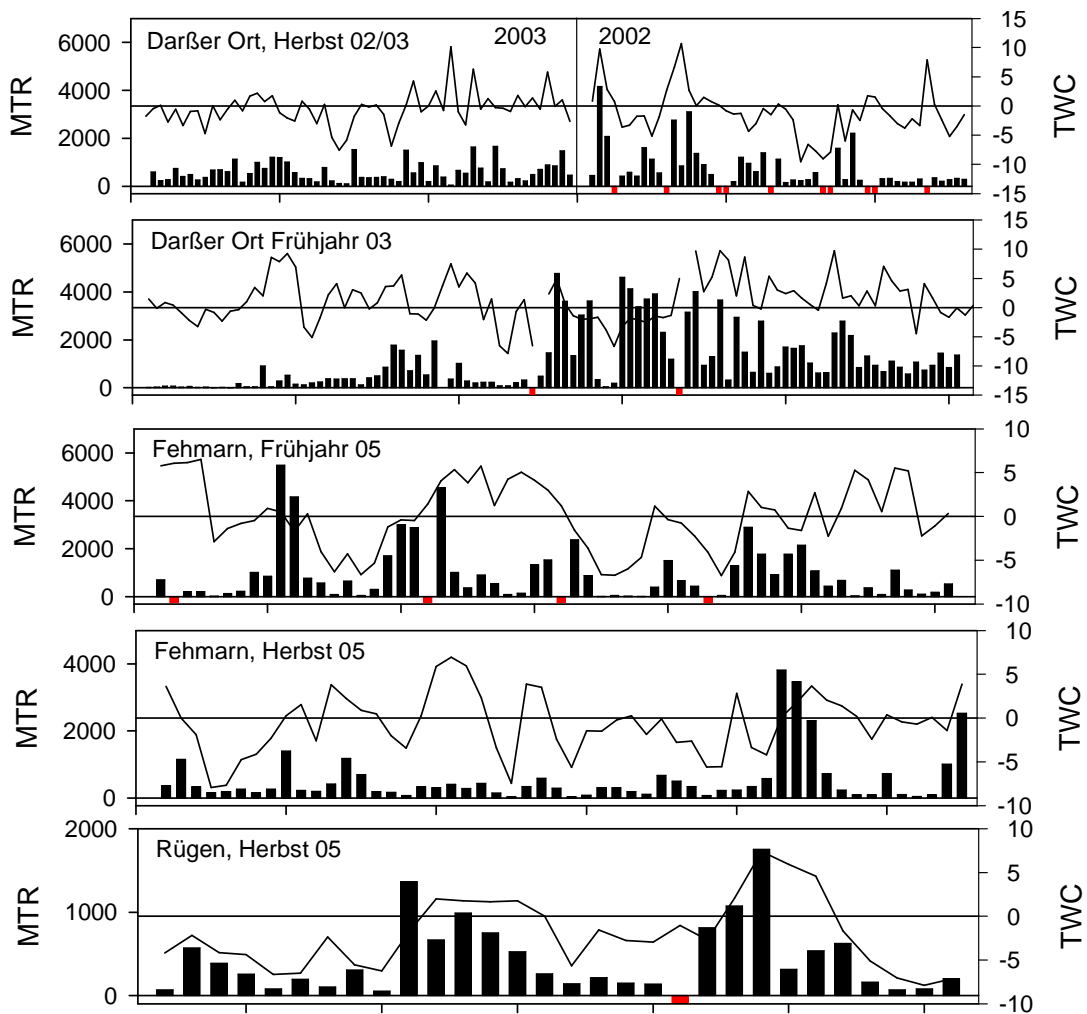


Abb. 72: Abhängigkeit der Zugintensität (MTR, Balken) von der Rückenwindkomponente (TWC, Linien) in verschiedenen Gebieten und Jahren. Positive Werte: Rückenwind, negative Werte: Gegenwind; rote Säulen: keine Messungen. Die zeitliche Skala auf der x-Achse entspricht den in Abb. 91 dargestellten Werten.

Tab. 13: Korrelation zwischen Zugintensität ($\text{Echos} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{km}^{-1}$) und verschiedenen Wetterparametern an verschiedenen Orten und Jahreszeiten (r: Korrelationskoeffizient nach Spearman; p: Signifikanzwahrscheinlichkeit).

	Windstärke		Temp.		Regen		TWC		n Nächte
	r	p	r	p	r	p	r	p	
Darßer Ort, Frühjahr	-0,26	0,05	0,64	0,00	0,02	0,82	0,14	0,18	97
Darßer Ort, Herbst	-0,12	0,25	-0,04	0,70	-0,11	0,27	0,43	0,00	98
Fehmarn, Frühjahr	-0,49	0,00	0,17	0,21	0,04	0,79	0,26	0,05	56
Fehmarn, Herbst	-0,29	0,04	-0,311	0,02	0,07	0,61	0,53	0,00	54
Rügen, Herbst	-0,54	0,00	-0,15	0,45	-0,28	0,15	0,75	0,00	29

Der konkrete Verlauf von Zugintensität und TWC zeigte, dass oft starke Zugereignisse erfolgten, nachdem der Wind nach längeren Perioden mit Gegenwind auf Rückenwind drehte (z.B. Fehmarn Frühjahr 2005 und Rügen Herbst 2005, Abb. 72).

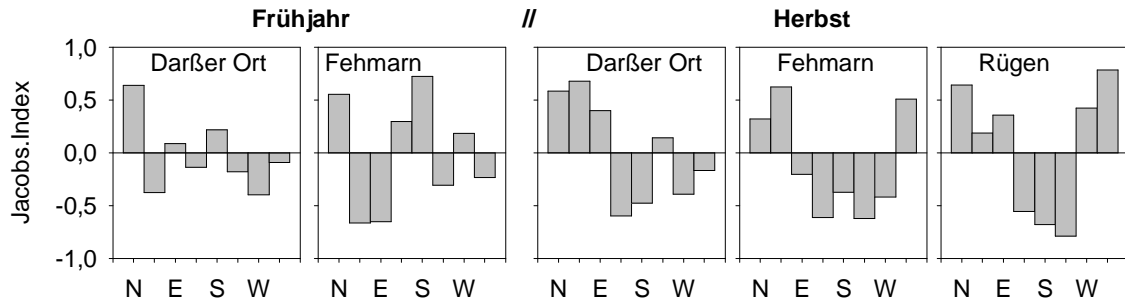


Abb. 73: Jacobs-Index für die Selektion bestimmter Windrichtungen.

Während des Herbstzuges war eine deutlichere Selektion von Windrichtungen zu beobachten als im Frühjahr (Abb. 73). Hier fand der Zug fast ausschließlich bei Winden aus E/NE-N-NW statt, während Tage mit S- und W-Winden für den Zug gemieden wurden. Die Einbeziehung der Windstärke als TWC verdeutlicht, dass während des Herbstzuges in allen Gebieten nahezu ausschließlich Rückenwindsituationen für den Zug selektiert wurden (Abb. 74). Während des Frühjahrszuges war die Rückenwindselektion weniger ausgeprägt; auf Fehmarn zeigte sich jedoch eine deutliche Meidung von Gegenwind. Bei der Interpretation der Zugraten in Abhängigkeit vom Wind ist zu berücksichtigen, dass oft schon deutlicher Zug einsetzt, wenn nach längeren Phasen mit ungünstigen Winden das Wetter anfängt umzuschlagen, so dass hohe Zugraten schon vor Erreichen der eigentlich günstigsten Bedingungen einsetzt (z.B. Anstieg der Zugraten im Herbst 2005 auf Rügen bei noch negativem TWC, der in den Folgetagen positiv wird; Abb. 72).

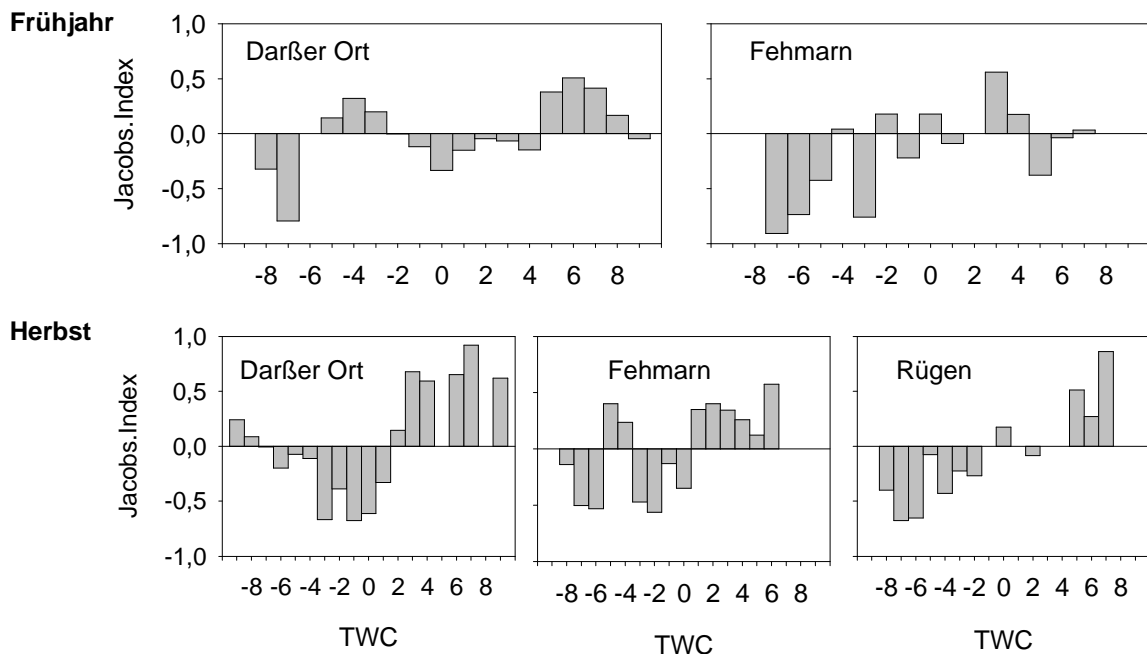


Abb. 74: Jacobs-Index für die Selektion bestimmter TWC-Werte.

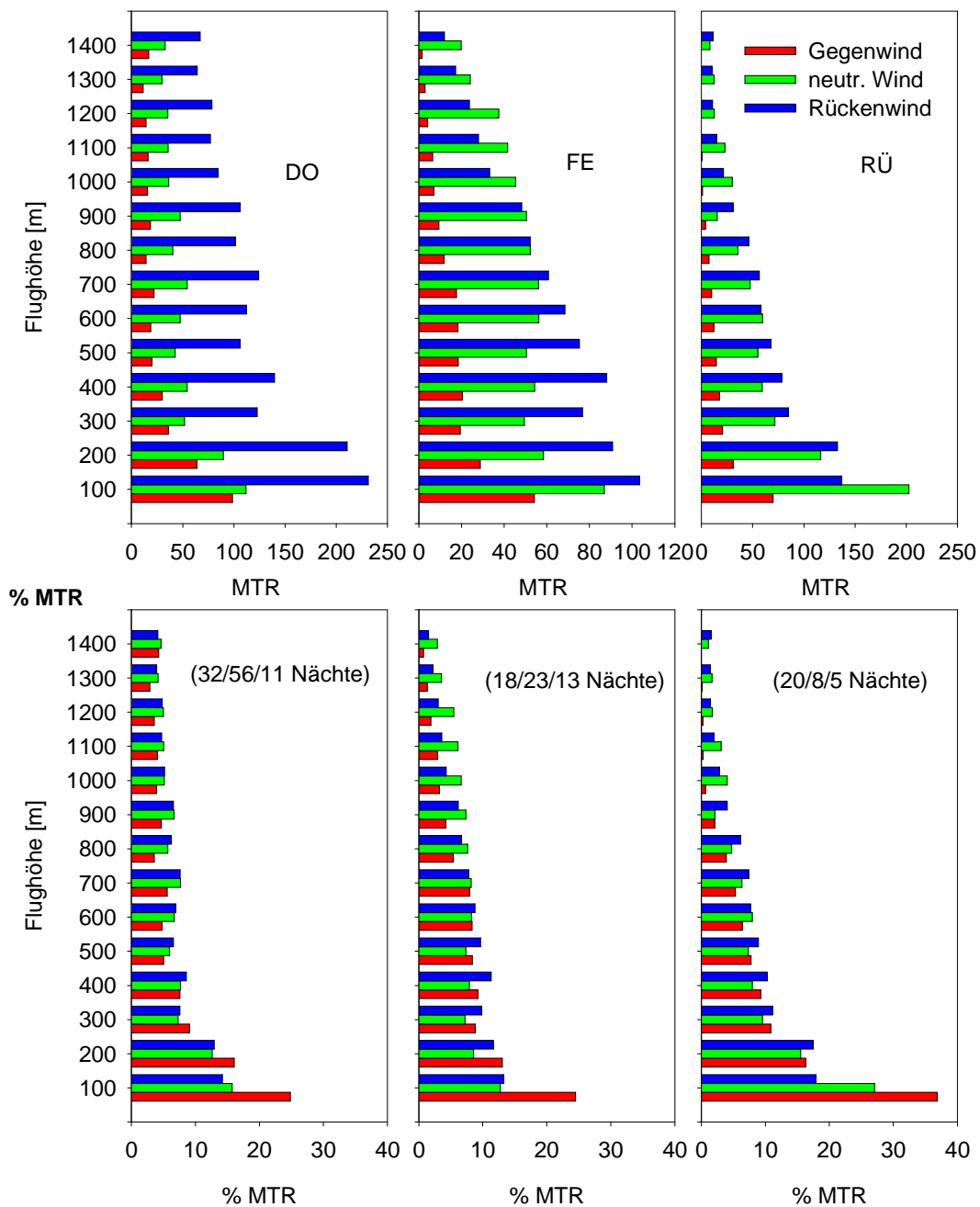


Abb. 75: Höhenverteilung bei unterschiedlichen Windbedingungen während des nächtlichen Herbstzuges (Rückenwind: $TWC > +2$; neutraler Wind: $TWC \geq -2 \leq +2$; Gegenwind: $TWC < -2$) als absolute MTR (oben) und als prozentuale Verteilung der Zugraten (unten).

Der Einfluss der Windverhältnisse auf die Flughöhe wird am Beispiel des Herbstzuges an den drei Landstandorten verdeutlicht (Abb. 75). Die absoluten Zugraten zeigten erneut die Unterschiede in den Zugraten bei verschiedenen Windbedingungen (v.a. geringe Zugraten bei Gegenwind), während die prozentuale Verteilung in allen drei Gebieten einen erhöhten Anteil von Echos unterhalb von 200 m bei Gegenwind zeigte.



Die lokalen Windverhältnisse (Windrichtung und Windstärke) bestimmen neben der generellen Großwetterlage das Ausmaß der Zugintensität (z.B. ALERSTAM 1978, RICHARDSON 1978). Rückenwindsituationen während des Zuges bedeuten eine Ersparnis von Zeit und Energie und werden somit bevorzugt gewählt (BRUDERER & LIECHTI 1998a). Am Darßer Ort zeigte sich neben der Selektion von Rückenwind auch eine positive Selektion von mittelstarkem Gegenwind. Der Frühjahrszug am Darßer Ort enthielt vermutlich einen hohen Anteil W-E ziehender Vögel, wobei die für die TWC-Berechnung angenommen Flugrichtung von 30° vermutlich stark von den wirklichen mittleren Zugrichtungen abwich. Das Warten auf günstige Windverhältnisse bedeutet, dass es zu einem „Zugstau“ kommen kann. Viele Vögel warten dann vor ökologischen Barrieren (wie der offenen See) auf Verbesserung der Wetterbedingungen, nach dessen Eintreffen ein Massenzug einsetzt, so dass innerhalb weniger Tage der Großteil des Gesamtzuges stattfinden kann (z.B. ALERSTAM & ULFSTRAND 1972, 1974a). Solchen Perioden folgen dann oft Tage mit sehr geringem Zug (ZEHNDER et al. 2001). Im Verlauf der Zugsaison kommt es somit typischerweise zu sehr starken Fluktuationen in den Zugintensitäten mit Massenzugtagen und Phasen mit sehr geringen Zugaktivitäten. Als entscheidender Faktor für die Regulation des Zugaufkommens erwiesen sich auch in dieser Studie zum nächtlichen Zug von Kleinvögeln die Wetterverhältnisse, insbesondere die Kombination aus Windrichtung und Windstärke (Rückenwindkomponente). Dieser Zusammenhang konnte an den Land-Standorten mit kontinuierlichen Messungen nachgewiesen werden. Dass günstige Windbedingungen die Entscheidung einer Überquerung großer Wasserflächen begünstigen, zeigen auch direkte Messungen im Offshore-Bereich der Nordsee (OREJAS et al. 2005).

Die vorliegenden Messungen bestätigen die bisherigen Feststellungen, dass bei Rückenwind in größeren Höhen geflogen wird als bei Gegenwind (z.B. ALERSTAM 1978, 1990, BRUDERER 1997b, DIRKSEN et al. 1998, LIECHTI et al. 2000). Dieses Verhalten kann als Anpassung an geringere Windgeschwindigkeiten in den unteren Luftschichten angesehen werden, die einen energiesparenderen Flug gegen den Wind ermöglichen (BRUDERER & LIECHTI 1995). Bei Rückenwind können dagegen in höheren Schichten mit entsprechend höheren Windgeschwindigkeiten weite Strecken mit geringem Energieaufwand zurückgelegt werden. Die im Herbst häufigeren Gegenwinde werden dabei aktiv gemieden; der Zug findet dann oft konzentriert an wenigen Tagen mit Rückenwind statt.

2.4.2.2 Zugraten

2.4.2.2.1 Vogelbestände und Bestandstrends in Schweden/Finnland

Brutvogelpopulationen

Bei den am häufigsten in Schweden brütenden und nachts ziehenden Singvögeln handelt es sich um folgende Arten (s. auch Tab. 77 im Anhang; BP-Angaben: Maximalwerte der schwedischen Population nach BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004): Fitis (16 Mio. BP), Baumpieper (7 Mio. BP, teilweise Tagzug), Rotkehlchen (5 Mio. BP) und Wintergoldhähnchen (4 Mio. BP). Auch Drosseln (Singdrossel, 3 Mio. BP, Amsel, 2,5 Mio. BP, Rotdrossel, 2 Mio. BP), Gartengrasmücken (3 Mio. BP), Heckenbraunellen (2,5 Mio. BP) und Trauerschnäpper (2 Mio. BP) sind mit sehr hohen Brutbeständen in Schweden vertreten. Teilweise ziehen auch finnische Vögel über die Ostsee (s. Kap. 2.3), weshalb in Tab. 77 im Anhang deshalb auch die finnischen Brutpopulationen aufgeführt sind.



In Schweden gibt es hohe Bestände an Greifvögeln, die zu einem großen Teil nach der Brutzeit in südliche Überwinterungsgebiete ziehen (Tab. 78 im Anhang). Zu den häufigsten zählen Mäusebussard (35.000 BP) und Sperber (20.000 BP), gefolgt von Wespenbussard (6.400 BP), Merlin (5.700 BP), Fischadler (4.100 BP) und Raufußbussard (5.000 BP). Die Brutbestände von Kranichen werden für Schweden und Finnland mit jeweils 15.000 bis 20.000 BP geschätzt.

Zur Beurteilung von Watvogel-Beständen, die die Ostsee überfliegen, sind Zählungen im Überwinterungsgebiet bzw. an bekannten Rastplätzen während des Zuges, geeigneter als Brutbestandsschätzungen (Größe der Brutbestände arktischer Limikolen sind kaum bekannt). Watvögel brüten mit wenigen Ausnahmen in gemäßigten bis hin zu hoch-arktischen Zonen. Ausgesprochene Langstreckenzieher, die in arktischen Regionen brüten und an den Küsten Westeuropas bis Südafrikas überwintern, sind Knutts (*Calidris canutus*), Sanderlinge (*Calidris alba*) und Steinwälzer (*Arenaria interpres*), während nord-westeuropäische Populationen von Austernfischer (*Haematopus ostralegus*), Großer Brachvogel (*Numenius arquata*) oder Rotschenkel (*Tringa totanus*) kürzere Zugstrecken aufweisen bzw. oft nur sehr geringe Zugbewegungen zeigen (z.B. HALE 1980, SMIT & PIERSMA 1989). Von den bekannten Flugwegen arktischer Watvögel in afrikanische Überwinterungsgebiete ist der sog. „East Atlantic Flyway“ für Watvögel von größter Bedeutung (Zusammenfassung in SMIT & PIERSMA 1989). Er führt arktische Vögel über die Ostsee entlang der nordwest-europäischen und atlantischen Küste zu den Winterquartieren nach West- bis Südafrika. Insgesamt überwintern ca. 7,5 Millionen Watvögel entlang der atlantischen Küste Europas und Afrikas. Insbesondere Vögel nord-skandinavischer und sibirischer Herkunft überqueren dabei die Ostsee, um zu den wichtigen Zwischenrastgebieten (Wattenmeer der Nordsee, Banc d'Arguin in Mauretanien) und den Winterquartieren zu gelangen. Von den Arten, die in größeren Anzahlen auf ihren Zugwegen die Ostsee queren, sind insbesondere der Alpenstrandläufer (Nominatform *C.a. alpina*), der Knutt (Nominatform *C.c. canutus*), der Sanderling und die Pfuhschnepfe (*Limosa lapponica*) hervorzuheben. Populationsschätzungen der Individuen des „East Atlantic Flyway“ sind Tab. 80 im Anhang zu entnehmen.

Bestandstrends

Langfristige Bestandstrends geben Auskunft über die Gefährdung einer Art, da sie sowohl Veränderungen im Brutgebiet als auch im Überwinterungsgebiet und auf dem Zug integrieren. Für skandinavische Singvögel, die während des Zuges die Ostsee überqueren müssen, spiegeln die langfristigen Fangzahlen der Beringungsstation Falsterbo und Ottenby sowie die Zahlen aus dem Kartierungsprogramm „Swedish Breeding Bird Census“ die langfristigen Bestandsveränderungen im skandinavischen Raum wider, Tab. 81 im Anhang). Insbesondere Langstreckenzieher zeigen innerhalb eines Zeitraumes von 1980 bis 1999 deutliche Bestandsabnahmen. Von 19 Langstreckenziehern zeigen 11 Arten signifikante negative Trends und nur eine Art (Mönchsgrasmücke *Sylvia atricapilla*) einen positiven Trend. Die Arten mit den stärksten Abnahmen sind Wendehals *Jynx torquilla*, Baumpieper *Anthus trivialis*, Sprosser *Luscinia luscinia*, Schwarzkehlchen *Saxicola rubetra*, Steinschmätzer *Oenanthe oenanthe*, Gelbspötter *Hippolais icterina*, Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca* und Neuntöter *Lanius collurio*. Hierbei handelt es sich fast ausschließlich um nachts ziehende Arten. Bei den Kurz- und Mittelstreckenziehern (und Teilziehern) gibt es bei wenigen Arten eindeutige Trends, die entweder positiv (Zaunkönig *Troglodytes troglodytes*, Zilpzalp *Phylloscopus collybita*, Sommergoldhähnchen *Regulus ignicapillus*, Amsel *Turdus merula*) oder negativ sind (Rohrhammer *Emberiza schoeniclus*,



Goldammer *Emberiza citrinella*, Bachstelze *Motocilla alba*). Weitere Arten mit signifikanten Zu- oder Abnahmen für den Zeitraum von 1973 bis 2003 (Falsterbo) sind

Tab. 79 zu entnehmen (KJELLÉN 2004). Ähnliche Bestandstrends gibt es auch in zentral-europäischen Bereichen (z.B. BERTHOLD et al. 1993, 1999) und spiegeln generelle Bestandsveränderungen wider, die möglicherweise mit großräumigen Veränderungen in der Umwelt zusammenhängen (Klima, Wetter, moderne Methoden in der Land- und Forstwirtschaft, Chemikalieneinsatz).

Bei Rotmilan (*Milvus milvus*), Wanderfalke (*Falco peregrinus*) und Rohrweihe (*Circus aeruginosus*), die in Südschweden ihre nördlichste Verbreitungsgrenze haben, ist in den letzten 30 Jahren z.T. ein deutlicher Bestandsanstieg zu beobachten (Tab. 79). Bestandzunahmen verzeichnen auch Fischadler (*Pandion haliaetus*) und Sperber (*Accipiter nisus*). Ein drastischer Rückgang in den Bestandszahlen ist beim Wespenbussard (*Pernis apivorus*) zu erkennen, aber auch Kornweihe (*Circus cyaneus*), Mäusebussard (*Buteo buteo*), Turmfalke (*Falco tinnunculus*) und Raufußbussard (*Buteo lagopus*) nehmen im Bestand ab. Kraniche zeigen sowohl in Schweden als auch in Finnland deutlich zunehmende Bestandstrends.

2.4.2.2.2 Wasservögel

Für viele Wasser- und Watvögel liegt die westliche Ostsee im Zentrum ihrer Zugwege zwischen den Brutgebieten in Skandinavien/Sibirien und den Überwinterungsgebieten. Trauerenten und Seetaucher (v.a. Sterntaucher) haben dabei Überwinterungsschwerpunkte in der östlichen Nordsee (v.a. vor Sylt), z.T. auch entlang der friesischen Küsten bis in die Gewässer der Niederlande und Frankreichs (SKOV et al. 1995). Im Folgenden werden für ausgewählte Arten anhand der ermittelten Zugruten an verschiedenen Orten in der westlichen Ostsee die Zugwege gezeigt. Die Darstellungen basieren sowohl auf eigenen Beobachtungen aus den Jahren 2002 bis 2008 an verschiedenen Orten in der westlichen Ostsee (s. Tab. 3) als auch aus externen Quellen (s. Kap. 2.4.1.3.3). Als Beispielarten werden Trauerente, Stern- und Prachtaucher sowie Eiderente dargestellt, da sie in großen Anzahlen die westliche Ostsee durchqueren und bezüglich möglicher Konflikte mit geplanten Offshore-Windparks von hoher Relevanz sind.

Trauerente (*Melanitta nigra*)

Bisherige Beobachtungen lassen vermuten, dass der Herbstzug durch den Golf von Finnland, entlang des Golfes von Riga und weiter küstennah entlang der baltischen und polnischen Küste bis zur Pommerschen Bucht in die westliche Ostsee verläuft. Ein Teil der Trauerenten mausert und übersommert hier (SONNTAG et al. 2004). Neben der südlichen Zugroute entlang der baltischen Küsten werden aber auch zwischen der schwedischen Küste und Bornholm Trauerenten in großer Anzahl gesehen (vor Schweden: Jahressummen bis über 50.000 Ind., ELLESTRÖM 2002), wobei die geringen Trauerentenzahlen in Falsterbo (Tab. 14) zeigen, dass sich diese Vögel vor dem Erreichen von Falsterbo von der schwedischen Küste lösen.

Detaillierte Kenntnisse über den weiteren Verlauf des Herbstzuges zwischen Rügen und der schleswig-holsteinischen Küste sowie über den Frühjahrszug sind bisher kaum vorhanden. Die vorliegenden Beobachtungen zeigen, dass sich der Verlauf von Herbst- und Frühjahrszug westlich von Rügen grundsätzlich unterschied. Im Frühjahr fand am Darßer Ort mit >140.000 Individuen ein



stark gebündelter Durchzug statt, während im Herbst keine gerichteten Zugbewegungen auftraten (Tab. 14; Gesamt-Individuenzahlen: Frühjahr 144.787, Herbst: 16.270 Ind., sowohl E als auch W-Bewegungen). Dadurch wird deutlich, dass der Frühjahrszug westlich von Rügen weiter südlich verläuft als der Herbstzug und der Darßer Ort im Frühjahr in einem sehr engen Korridor umflogen wird. Dabei wird die Lübecker Bucht kaum durchflogen (Tab. 14). Die aus Richtung Schleswig-Holstein/Fehmarn kommenden Enten trafen in Richtung Osten ziehend auf die Küste der Halbinsel Darß/Zingst. Da Trauerenten am Tage das Überfliegen von Landstrukturen meiden (BERGMAN & DONNER 1964), änderten sie ihre Flugrichtung in Richtung N-NE und umflogen den Darßer Ort sehr stark gebündelt in kurzer Entfernung, um dann weiter in Richtung Hiddensee/Rügen zu fliegen. Der Frühjahrszug vor Hiddensee ist ebenfalls sehr stark ausgeprägt (GARTHE et al. 2003), wogegen am Kriegers Flak kaum Trauerenten gesehen wurden (synchroner Vergleich mit Darßer Ort: ca. 1.000-fach geringere Zugraten, Tab. 14). Die hohen Frühjahrszahlen auf Hiddensee stimmen mit den beobachteten hohen Zugraten auf Rügen bei Arkona überein (ca. 20 km weiter östlich). Sie übertrafen sogar die Zugraten am Darßer Ort mit einer maximalen Frühjahrssumme von 239.890 ost-ziehenden Individuen im Frühjahr 2008. Im Vergleich zum Darßer Ort waren die Frühjahrsraten am Plantagenetgrund (ca. 13 km NE Darßer Ort) um etwa 4-fach niedriger. Da ähnlich wie am Darßer Ort auch auf Hiddensee kaum Herbstzug beobachtet wurde, scheint sich der Zugverlauf westlich von Rügen im Herbst schon hier von dem Küstenbezug zu trennen und weiter auf der offenen See zu verlaufen.

Tab. 14: Durchzugsraten (Ind. *h⁻¹, mw±sd=Mittelwert±Standardabweichung; max. = maximale Durchzugsrate) von Trauerenten (n Ind.=Anzahl Individuen; d Beob. = Tage der Zugperiode gesamt/Tage mit positiven Beobachtungen) an verschiedenen Orten der westlichen Ostsee im Frühjahr und Herbst. Zugperiode: I/3-II/4 I/8II/11.

<u>Frühjahr</u>					<u>Herbst</u>					Frühj./ Herbst
	mw ± sd	max.	n Ind.	d Beob.		mw ± sd	max.	n Ind.	d Beob.	
FE	¹⁾		1.320	53/23	FE	20,4 ± 29,7	140,4	5.035	54/44	
DO	229 ± 334	1.835,2	140.532	60/60	DO	¹⁾	172,3	14.269	103/98	
KF	0,7 ± 1,3	4,3	167	17/5	KF	5,9 ± 20,7	124,0	1.067	37/16	0,1
AG	2,7 ± 4,7	18,9	1.648	54/29	AG	2,5 ± 4,5	22,1	2.307	78/54	1,1
PG	26,4 ± 10,9	34,3	1.228	3/3	PG	2,3 ± 2,9	5,5	84	3/3	11,5
Klü	4,4 ± 5,8	20,5	393	22/14	Klü	-				-
RÜ	268,8 ± 372,9	2.409	344.891	115/113	RÜ ²⁾	307 ± 517	1.935	30.445	19/8	0,9 ²⁾
Fbo	-				Fbo	2,8 ± 8,1	71,9	4.840	203/81	-
Synchrone Beobachtungen										Land/ See
<u>Frühjahr</u>					<u>Herbst</u>					
DO	297 ± 353	1.192,4	28.822	14/14	KF	0,3 ± 0,6	1,9	45	14/3	991,7
DO	250 ± 377	1.835,2	67.323	31/31	AG	2,8 ± 4,7	17,0	987	31/16	89,4
DO	98,0 ± 61,9	168,1	4.117	3/3	PG	26,4 ± 10,9	34,3	1.228	3/3	3,7
<u>Herbst</u>										
DO	19,1 ± 12,8	47,3	1.939	17/17	KF	4,9 ± 8,1	25,6	798	17/7	3,9
DO	13,4 ± 19,6	106,7	4.431	35/33	AG	2,6 ± 4,9	23,5	1.105	35/21	5,2
DO	18,3 ± 12,4	29,7	658	3/3	PG	2,3 ± 2,9	5,5	84	3/3	8,0
Fbo	2,9 ± 8,3	71,9	2.519	100/37	DO	14,2 ± 15,0	112,6	9.290	100/96	0,2
Fbo	1,7 ± 3,7	18,8	441	32/15	KF	2,2 ± 5,9	25,5	400	32/13	0,8
Fbo	3,9 ± 9,9	69,8	2.274	67/25	AG	2,6 ± 3,8	17,0	1.247	67/45	1,5

DO = Darßer Ort, KF = Kriegers Flak; AG = Adlergrund; PG = Plantagenetgrund; Klü = Klützhöved; Fbo = Falsterbo; RÜ=Rügen

¹⁾ kein gerichteter Zug, da E und W-Bewegungen etwa ausgeglichen

²⁾ Herbstzug auf Rügen nur während Hauptzugzeit in den 5 Std. vor Sonnenuntergang beobachtet



Die geringen herbstlichen Durchzugsraten am Kriegers Flak und am Plantagenetgrund lassen vermuten, dass der Hauptzug möglicherweise zwischen diesen beiden genannten Gebieten verläuft. Der genaue Verlauf bleibt jedoch unklar, zumal auch im Fehmarn Belt kein ausgeprägter Trauerentenzug im Herbst stattfindet (Tab. 14, BERNDT & BUSCHE 1993).

Der beobachtete Zug im Herbst war aber stark westlich gerichtet (d.h. „wirkliche“ Zugbewegungen) und in der Hauptzugzeit im Juli/erste Augushälfte wurde nicht beobachtet, so dass im Fehmarnbelt möglicherweise ebenfalls stärkerer Zug stattfand. Der Frühjahrszug vor Fehmarn war dagegen nicht gerichtet (etwa jeweils nach 50 % E und W ziehende Vögel), während hier in anderen Jahren im Frühjahr 3-Jahressummen von >150.000 Vögel gezählt wurden (Abb. 76).

Eine schematische Darstellung des vermuteten Zugverlaufes ist in Abb. 76 dargestellt.

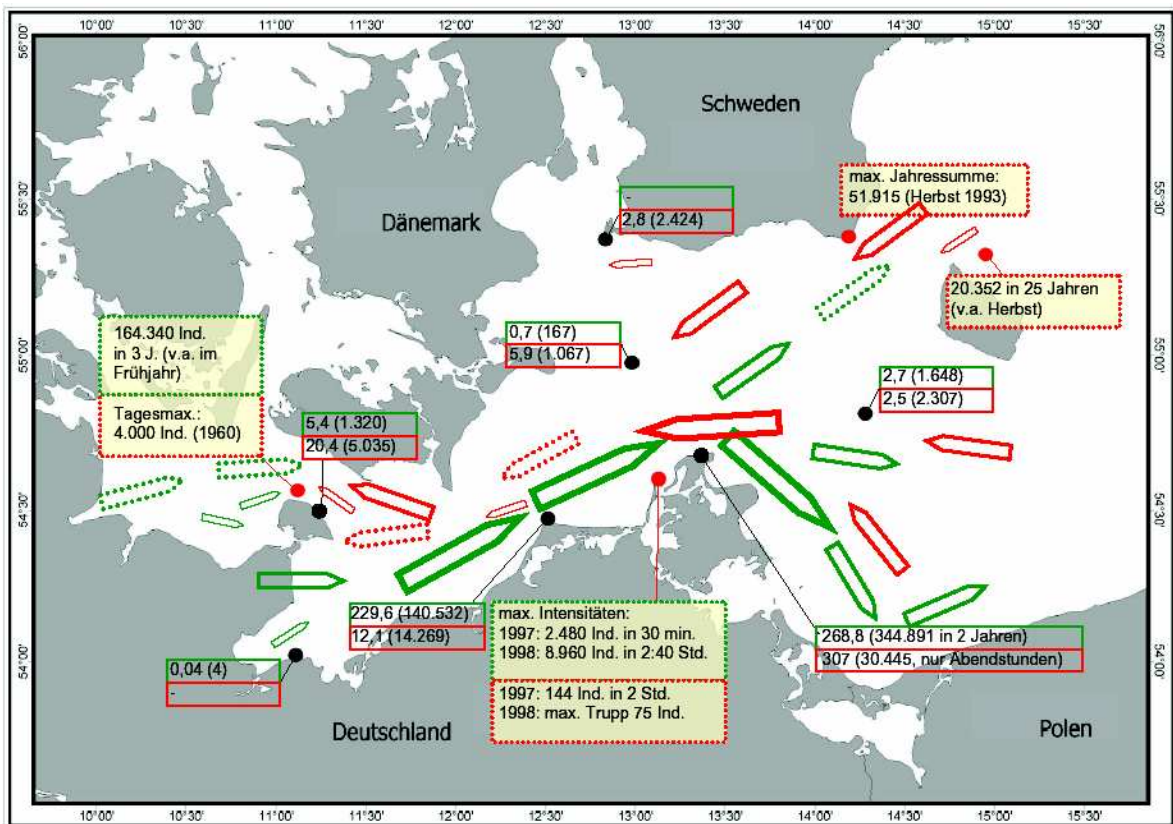


Abb. 76: Schematische Darstellung des Trauerentenzuges im Herbst und Frühjahr in der westlichen Ostsee. Grün: Frühjahrszug, rot: Herbstzug. Symboldarstellung: s. Abb. 44.

Die Zugphänologien im Frühjahr an den verschiedenen Orten (Darßer Ort und Rügen, kein gerichteter Frühjahrszug bei Fehmarn) zeigten in allen Untersuchungsjahren deutliche Zugwellen, die oft um Mitte März und um Anfang April lagen (Abb. 77). Auf Rügen im Jahr 2008 war noch ein sehr früher Durchzugsspeak zu erkennen mit > 40.000 Individuen bereits im Februar, was möglicherweise auch mit dem sehr milden Winter 2007/2008 zusammenhing. Im Jahr davor wurde in der Zeit nicht beobachtet und am Darß kamen solche hohen Zugraten im Februar nicht vor. Die saisonalen Phänologien liegen im Rahmen der bisher bekannten Beobachtungen (Fehmarn: BERNDT & BUSCHE 1993, Hiddensee: GARTHE et al. 2003). Bei Fehmarn kommt es im Frühjahr



jedoch nicht zu starken Zugkonzentrationen (BERNDT et al. 2005) und der genaue Verlauf des Zuges vom Hauptrastgebiet in der östlichen Nordsee vor Sylt bis zum Darßer Ort ist nicht geklärt. Vermutlich verläuft dieser Zug größtenteils in der Dunkelheit in großer Höhe (BERND & BUSCHE 1991). Die Herbstphänologie von Rügen und Fehmarn ist lückenhaft, und zur Hauptzugzeit Juli/August (höchste Zugraten vor Rügen) wurde auf Fehmarn nicht beobachtet. Daher ist die Vergleichbarkeit der Standorte für den Herbstzug sehr eingeschränkt. Am Darßer Ort fand im Herbst kein gerichteter Zug statt. Da vor Rügen der Herbstzug in den Stunden vor Sonnenuntergang stattfindet (Abb. 78, NEHLS & ZÖLLICK 1980), fliegen Trauerenten im weiteren Verlauf weiter in Richtung W und überqueren möglicherweise die Landbereiche zwischen Ost- und Nordsee bei einsetzender Dunkelheit in großer Höhe.

An allen Standorten war die Hauptzugzeit im Frühjahr in den frühen Morgenstunden (insbesondere vor Rügen, Abb. 77), so dass davon ausgegangen werden kann, dass auch in der Dunkelheit vor Sonnenaufgang schon Trauerenten durchgezogen sind. Demnach müssten sie nachts in der Nordsee gestartet sein oder es bestehen möglicherweise vor der schleswig-holsteinischen Ostseeküste Sammelplätze, von denen sie früh morgens starten. Bei Eiderenten liegt der Anteil nachts ziehender Vögel bei etwa 10 % (vor Südschweden, ALERSTAM et al. 1974), und über Schleswig-Holstein ist nächtlicher Trauerentenzug ebenfalls bekannt (BERND & BUSCHE 1991).

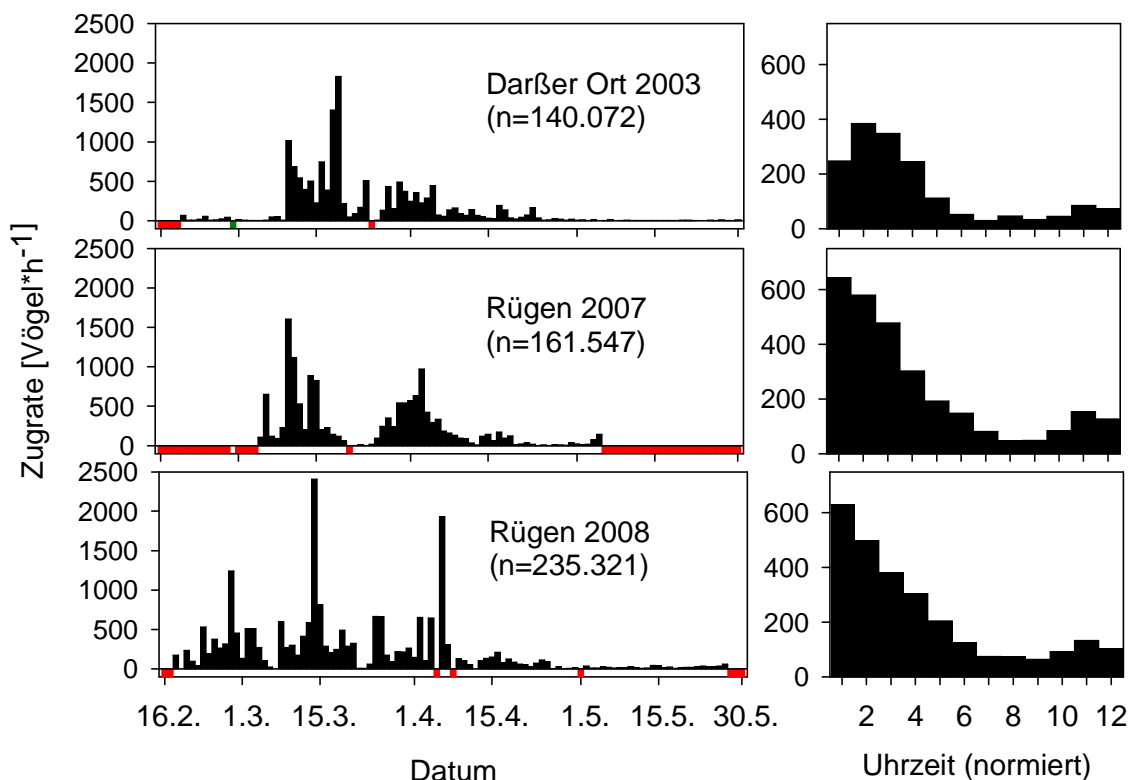


Abb. 77: Saisonale (links, Anzahl Ind.) und tageszeitliche Phänologie (rechts) des Trauerentenzuges im Frühjahr am Darßer Ort und vor Rügen.

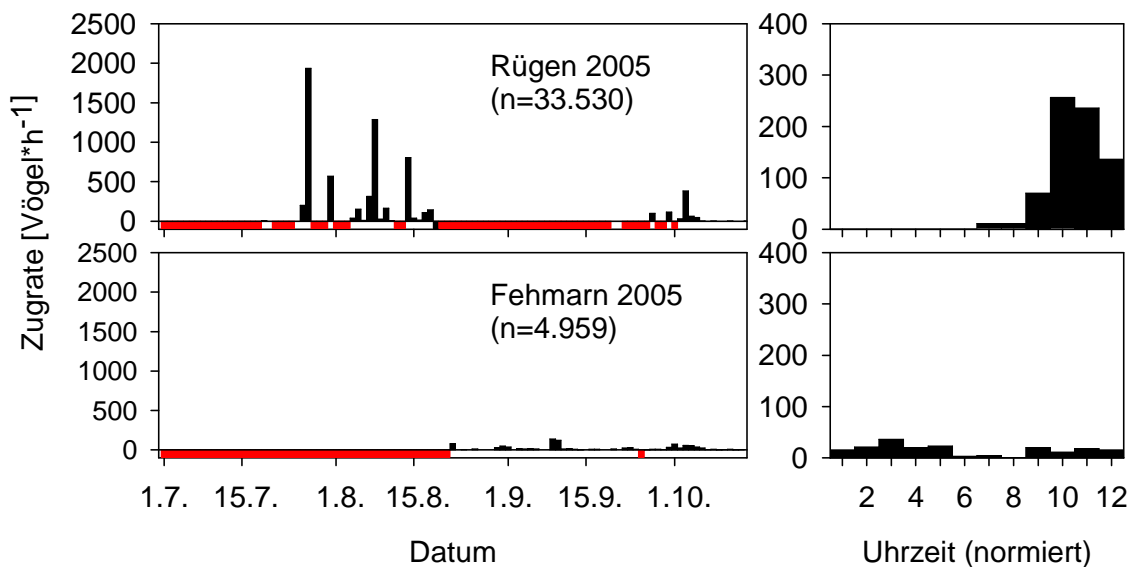


Abb. 78: Saisonale (links, Anzahl Ind.) und tageszeitliche Phänologie (rechts) des Trauerentenzuges im Herbst auf Rügen und Fehmarn. Auf Rügen wurde im Juli/August 2005 nur in den 5 Stunden vor Sonnenuntergang beobachtet.

Sterntaucher (*Gavia stellata*)

Nach bisherigen Annahmen ziehen Sterntaucher im Herbst zum Teil von Norden kommend entlang der Westküste Dänemarks über die Nordsee zu den Überwinterungsgebieten (vor allem Vögel aus Norwegen und Schweden), ein anderer Teil überquert dagegen die westliche Ostsee in breiter Front und gelangt über den Fehmarn-Belt und das schleswig-holsteinische Festland in die östliche Nordsee (nach BERNDT & DRENCKHAHN 1990). Über den Frühjahrszug war dagegen bisher kaum etwas bekannt. Die vorliegenden Beobachtungen zeigen, dass der Frühjahrszug in der westlichen Ostsee wesentlich stärker ausgeprägt ist als der Herbstzug (Tab. 15). Die höheren Intensitäten in Falsterbo im Vergleich mit dem Darßer Ort im Herbst stimmen mit der Annahme eines weiter nördlich verlaufenden Herbstzuges überein. Weiterhin werden im östlichen Skåne im Herbst zwischen der Küste Südschwedens und Bornholm Jahressummen von bis über 4.000 Sterntaucher beobachtet (ELLENSTRÖM 2002), wogegen vor Hiddensee und vor Rügen kaum Herbstzug stattfindet. Von Christiansø aus werden nur wenige Sterntaucher gesehen (77 Ind. 1976-2001, 1.745 nicht bestimmter Seetaucher), die Beobachtungen beschränken sich dabei nahezu ausschließlich auf den Herbstzug. Der sehr starke Frühjahrszug am Darßer Ort (2003: > 4.800 Ind., 98 % in Richtung E, Phänologie s. Abb. 80) und vor Rügen (2007 und 2008: zusammen 5.287 Ind.) macht deutlich, dass der Frühjahrszug weiter südlich verläuft als der Herbstzug. Im Frühjahr 2007 und 2008 gab es sehr ähnliche Saison-Summen (etwa 2.500/2800), die deutlich unter denen vom Darßer Ort lagen. Auch vor Hiddensee wurde starker Sterntaucherzug festgestellt. Die Flugrichtungen am Darßer Ort im Herbst waren zu 43 % E und 57 % W, was eher auf lokale Nahrungsflüge als auf wirklichen Zug hinweist. Die Lübecker Bucht wird selten durchflogen, der Frühjahrszug verläuft im Bereich der schleswig-holsteinischen Küste nach BERNDT & DRENCKHAHN (1990) vornehmlich durch den Fehmarn Belt, eigene Beobachtungen konnten jedoch im Frühjahr wie im Herbst nur sehr geringe Zugraten feststellen (Tab. 15). Unabhängig von der Jahreszeit waren die küstennahen Zugintensitäten dabei weitaus höher als auf der offenen See, und der Adlergrund zeigte höhere Intensitäten als das Seegebiet des Kriegers Flak (entsprechend der



höheren Bedeutung des Adlergrundes als Rastgebiet für Seetaucher, SONNTAG et al. 2006). Eine Zusammenfassung der vermuteten Zugwege ist in Abb. 79 beschrieben.

Tab. 15: Durchzugsraten (Ind. *h⁻¹, mw ± sd = Mittelwert ± Standardabweichung; max. = maximale Durchzugsrate) von Sterntauchern (n Ind. = Anzahl Individuen; d Beob. = Tage der Zugperiode gesamt/Tage mit positiven Beobachtungen) an verschiedenen Orten der westlichen Ostsee im Frühjahr und Herbst. Zugperiode: I/1-I/5; III/8-I/12.

<u>Frühjahr</u>					<u>Herbst</u>					Frühj./ Herbst
	mw ± sd	max.	n Ind.	d Beob.		mw ± sd	max.	n Ind.	d Beob.	
FE	0,06 ± 0,35	2,9	27	82/5	FE	0,03 ± 0,12	0,8	11	69/9	
DO	6,1 ± 10,2	70,1	4.813	79/75	DO	0,3 ± 0,9	7,5	209	87/33	20,3
KF	0,05 ± 0,3	2,0	2	37/1	KF	0,004 ± 0,02	0,1	2	40/1	12,5
AG	0,1 ± 0,3	2,0	120	90/21	AG	0,02 ± 0,09	0,8	15	84/10	5,0
PG	1,0 ± 1,2	2,4	45	3/2	PG	0	0,0	0	3/0	-
RÜ	3,2 ± 4,2	27,9	5.287	141/126						
Klü	0,1 ± 0,2	0,8	11	22/6	Klü	-	-	-	-	-
Fbo	-	-	-	-	Fbo	0,9 ± 2,8	30,3	1.207	178/87	-
Synchrone Beobachtungen										Land/ See
<u>Frühjahr</u>										
DO	5,1 ± 7,1	26,6	671	24/20	KF	0,08 ± 0,4	2,0	2	24/1	63,8
DO	4,6 ± 6,1	30,1	1.302	40/36	AG	0,2 ± 0,5	2,2	98	40/13	23,0
DO	8,4 ± 10,3	20,3	396	3/3	PG	1,0 ± 1,2	2,4	45	3/2	8,4
<u>Herbst</u>										
DO	0,4 ± 0,9	3,1	46	15/5	KF	0	0,0	0	15/0	-
DO	0,3 ± 0,9	4,3	47	32/9	AG	0,02 ± 0,06	0,3	7	32/4	15,0
DO	0	0,0	0	3/0	PG	0	0,0	0	3/0	-
Fbo	0,7 ± 1,5	8,0	413	84/31	DO	0,3 ± 1,0	7,8	139	84/28	2,3
Fbo	0,8 ± 1,7	6,5	195	31/14	KF	0,01 ± 0,05	0,3	2	31/1	80,0
Fbo	0,8 ± 1,9	12,0	400	65/33	AG	0,03 ± 0,09	0,6	11	65/7	26,7

DO = Darßer Ort, KF = Kriegers Flak; AG = Adlergrund; PG = Plantagenetgrund; Klü = Klützhöved; Fbo = Falsterbo, RÜ = Rügen

Die tageszeitliche Phänologie am Darßer Ort und vor Rügen im Frühjahr unterschied sich deutlich: während am Darßer Ort vor allem vor Sonnenuntergang Seetaucherzug herrschte, war der Zugpeak vor Rügen in beiden Jahren in den frühen Morgenstunden (Abb. 80). Möglicherweise wird zwischen in den Gewässern nördlich des Darß in größerem Umfang übernachtet, so dass die Vögel den Zug morgens fortsetzen.

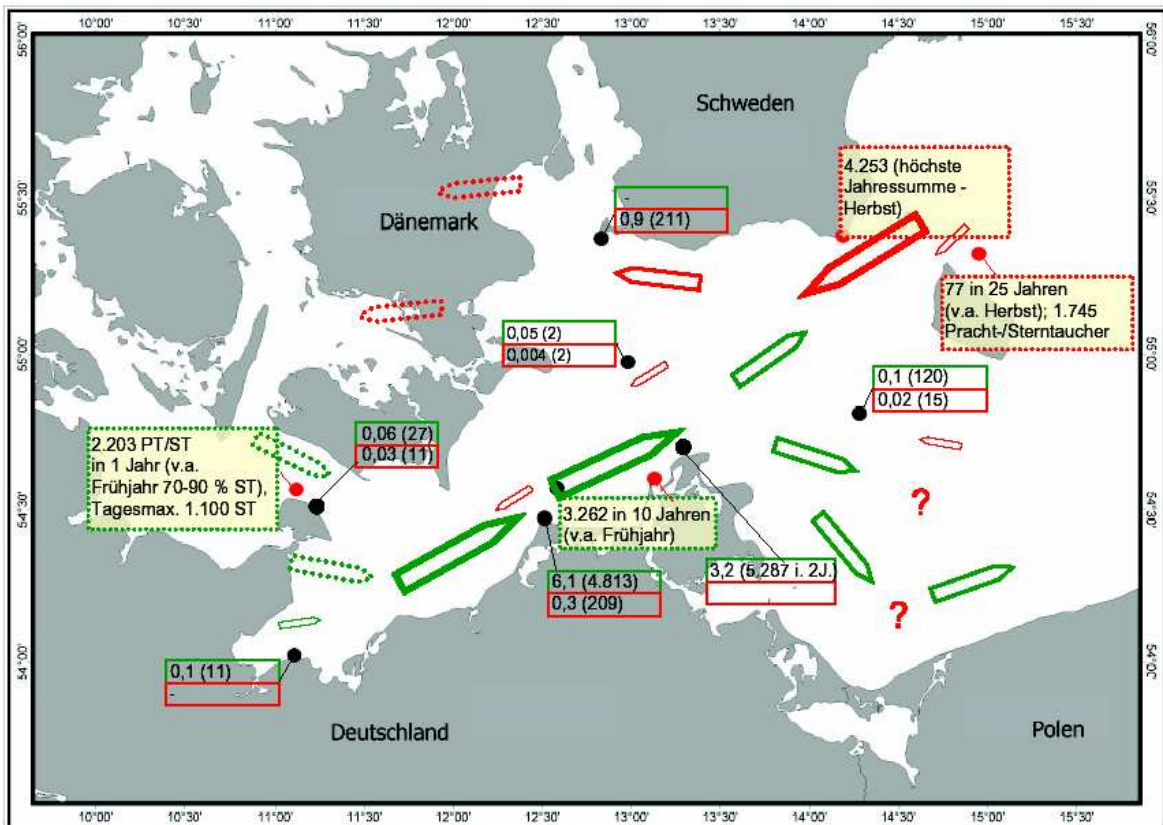


Abb. 79: Zugwege des Sterntauchers in der westlichen Ostsee. Rot: Herbstzug; Grün: Frühjahrszug. Weitere Symbolik: vgl. Abb. 44.

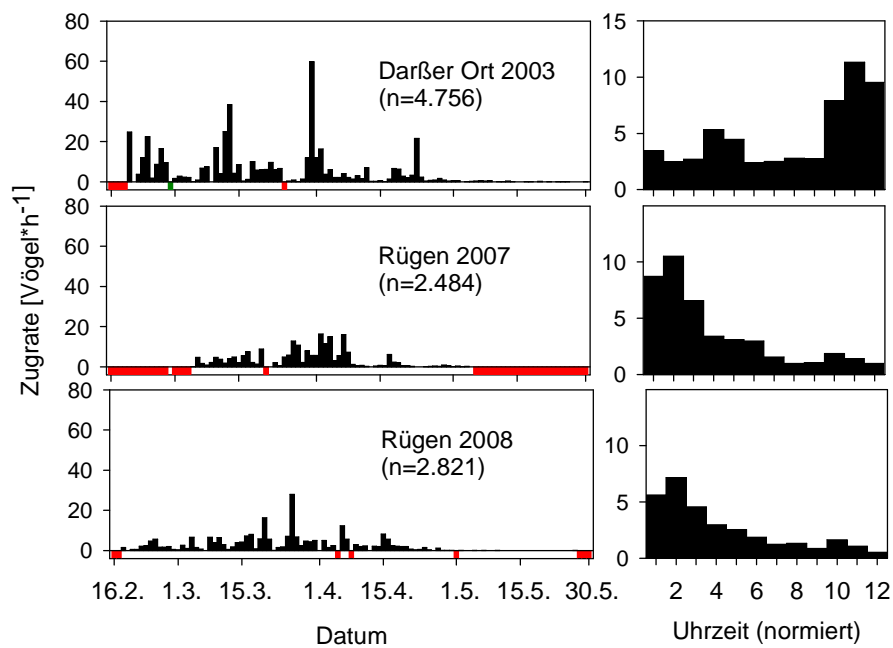


Abb. 80: Saisonale (links) und tageszeitliche Phänologie (rechts) des Sterntauchers am Darßer Ort und vor Rügen.



Prachtttaucher (*Gavia arctica*)

Prachtttaucher ziehen aus ihren skandinavischen und sibirischen Brutplätzen hauptsächlich südwärts ins Schwarze Meer und zum Mittelmeer. Die die westliche Ostsee in Richtung E-W (Herbst) überquerenden Vögel gehören zu dem relativ kleinen Teil der Population, der in der Nordsee (oder weiter westlich?) überwintert. Im Gegensatz zum Sterntaucher lagen die Durchzugsraten des Prachtttauchers am Darßer Ort im Frühjahr und Herbst in gleichen Größenordnungen (auf geringerem Niveau; Tab. 17). Im Frühjahr war der relative Anteil von Prachtttauchern vor Rügen höher als am Darßer Ort (Tab. 16). Der Adlergrund erwies sich in beiden Jahreszeiten (insbesondere jedoch im Frühjahr) als das bedeutendere Durchzugsgebiet im Vergleich zum weiter westlich gelegenen Kriegers Flak. Im Gegensatz zum Sterntaucher erreichte der Prachtttaucherzug im Frühjahr am Darßer Ort erst im Mai die höchsten Werte, als die Hauptzugzeit des Sterntauchers bereits vorbei war. Auch vor Rügen wurden die höchsten Zugraten im Mai registriert (Abb. 82). Die Raten am Adlergrund lagen im Frühjahr sogar im Bereich der Werte vom Darßer Ort. Der herbsthliche Prachtttaucherzug in nördlicheren Regionen (vor Südschweden) war im Verhältnis zu Sterntauchern sehr schwach ausgeprägt (Falsterbo, Süd-Skåne) und übertraf den Sterntaucherzug nur vor Christiansø (vgl. Tab. 16, insgesamt aber sehr wenige Ind.). In die beiden Offshore-Gebiete Kriegers Flak und Adlergrund waren Prachtttaucher ca. 2 bis 5-fach häufiger als Sterntaucher, wogegen an den küstennahen Bereichen am Darßer Ort, Rügen, Hiddensee und Klützhöved im Frühjahr deutlich Sterntaucher überwogen (Herbst: mehr Pracht- als Sterntaucher am Darßer Ort, Hiddensee: keine Unterscheidung, Klützhöved/Rügen: keine Beobachtung). Wie beim Sterntaucher hat die Lübecker Bucht als Durchzugsgebiet im Frühjahr kaum Bedeutung.

Tab. 16: Anzahlen von Stern- und Prachtttauchern an verschiedenen Beobachtungsorten während des Frühjahrs- und Herbstzuges sowie das Verhältnis beider Arten zueinander. Die Zahlen beruhen an den verschiedenen Orten auf unterschiedliche Zeiträume (s. Fußnote), d.h. Vergleichbarkeit nur innerhalb des Standortes bzw. der Verhältniszahlen.

Ort	Sterntaucher (ST)			Prachtttaucher (PT)			ST/PT		
	Frühjahr	Herbst	ges.	Frühjahr	Herbst	ges.	Frühjahr	Herbst	ges.
Fehmarn ¹	27	11	38	8	13	21	3,4	0,8	
Rügen ²	5.287			1.140			4,6		
Darßer Ort ³	4.813	209	5.022	555	422	977	8,7	0,5	5,1
Hiddensee ⁴			3.046			1.746			1,7
Falsterbo ⁵		211			91			2,3	
Skåne ⁶		4.253			282			15,1	
Christiansø ⁷	15	62	77	57	330	396	0,3	0,2	0,2
Adlergrund ⁸	120	15	135	262	43	305	0,5	0,3	0,4
Kriegers Flak ⁸	2	2	4	9	16	25	0,2	0,1	0,2
Klützhöved ⁹	11			4			2,75		

¹ Frühjahr/Herbst 2005, IfAÖ unpubl.; ² Frühjahr 2007, 2008, 3 Frühjahr 2003; Herbst 2002/2003, IfAÖ unpubl.; ⁴ Summen 1993-2002, vor allem Frühjahrszug GARTHE et al. 2003; ⁵ Jahresmittel 1973-2002 http://www.skof.se/fbo/index_e.html; ⁶ höchste Jahressumme ELLESTRÖM 2002; ⁷ Summen 1976-2001 Lausten & Lyngs 2004; ⁷ Summen 2002-2004, IfAÖ unpubl.; ⁹ März/April 2004, IfAÖ unpubl.



Tab. 17: Durchzugsraten (Ind. *h⁻¹, mw ± sd = Mittelwert ± Standardabweichung; max. = maximale Durchzugsrate) von Prachtauchern (n Ind. = Anzahl Individuen; d Beob. = Tage der Zugperiode gesamt/Tage mit positiven Beobachtungen) an verschiedenen Orten der westlichen Ostsee im Frühjahr und Herbst. Zugperiode: I/1-II/5; I/9-II/12.

Frühjahr					Herbst					Frühj./ Herbst
	mw ± sd	max.	n Ind.	d Beob.		mw ± sd	max.	n Ind.	d Beob.	
FE	0,02 ± 0,08	0,5	8	82/5	FE	0,04 ± 0,1	0,3	13	56/9	0,5
DO	0,6 ± 1,0	5,8	555	89/71	DO	0,8 ± 1,2	6,1	422	68/57	0,8
KF	0,06 ± 0,2	1,0	9	42/8	KF	0,04 ± 0,1	0,6	16	38/7	1,5
AG	0,4 ± 1,6	13,7	262	106/40	AG	0,06 ± 0,1	0,8	43	80/23	6,7
PG	0,7 ± 0,6	1,1	29	3/2	PG	0	0,0	0	3/0	-
Klü	0,04 ± 0,1	0,6	4	22/2	Klü	-				-
RÜ	0,7 ± 1,2	10,7	1.140	141/117						
Fbo	-				Fbo	0,1 ± 0,2	1,3	71	75/26	-
Synchrone Beobachtungen										Land/ See
Frühjahr					Herbst					
DO	0,5 ± 1,2	5,5	85	25/13	KF	0,1 ± 0,2	1,0	8	25/7	5,0
DO	0,6 ± 1,2	7,8	261	50/37	AG	0,2 ± 0,3	1,4	83	50/22	3,0
DO	2,5 ± 2,5	5,4	62	3/3	PG	0,7 ± 0,6	1,1	29	3/2	3,6
DO	1,0 ± 1,7	6,1	64	12/10	KF	0,03 ± 0,06	0,2	2	12/2	33,3
DO	0,4 ± 0,5	2,7	83	26/21	AG	0,04 ± 0,1	0,4	11	26/5	10,0
DO	0,5 ± 0,2	0,8	14	3/3	PG	0	0,0	0	3/0	-
Fbo	0,02 ± 0,06	0,2	2	15/1	DO	0,4 ± 0,3	0,8	44	15/12	0,1
Fbo	0,1 ± 0,2	1,0	11	15/4	KF	0,1 ± 0,3	1,2	12	15/3	1,0
Fbo	0,2 ± 0,3	1,3	42	33/12	AG	0,05 ± 0,08	0,3	14	42/10	4,0

DO = Darßer Ort, KF = Kriegers Flak; AG = Adlergrund; PG = Plantagenetgrund; Klü = Klützhöved; Fbo = Falsterbo, FE = Fehmarn, RÜ = Rügen

BERNDT & DRENCKHAHN (1990) beschreiben dagegen, dass der Fehmarn Belt in größerer Zahl durchquert wird (10-30 % Sterntaucher). Eigene Beobachtungen von Land aus konnten dagegen kaum Seetaucherzug feststellen, vermutlich findet der meiste Zug in weiter Entfernung statt (Angaben von BERNDT & DRENCKHAHN beruhen auf Beobachtungen von einem Feuerschiff mitten auf dem Fehmarn Belt). Die angenommenen Zugwege des Prachtauchers in der westlichen Ostsee sind in Abb. 81 dargestellt.

Prachtaucher zeigten vor dem Darßer Ort keine ausgeprägte tageszeitliche Phänologie, während sie vor Rügen vor allem früh morgens erschienen (Abb. 82; ähnlich wie Sterntaucher).

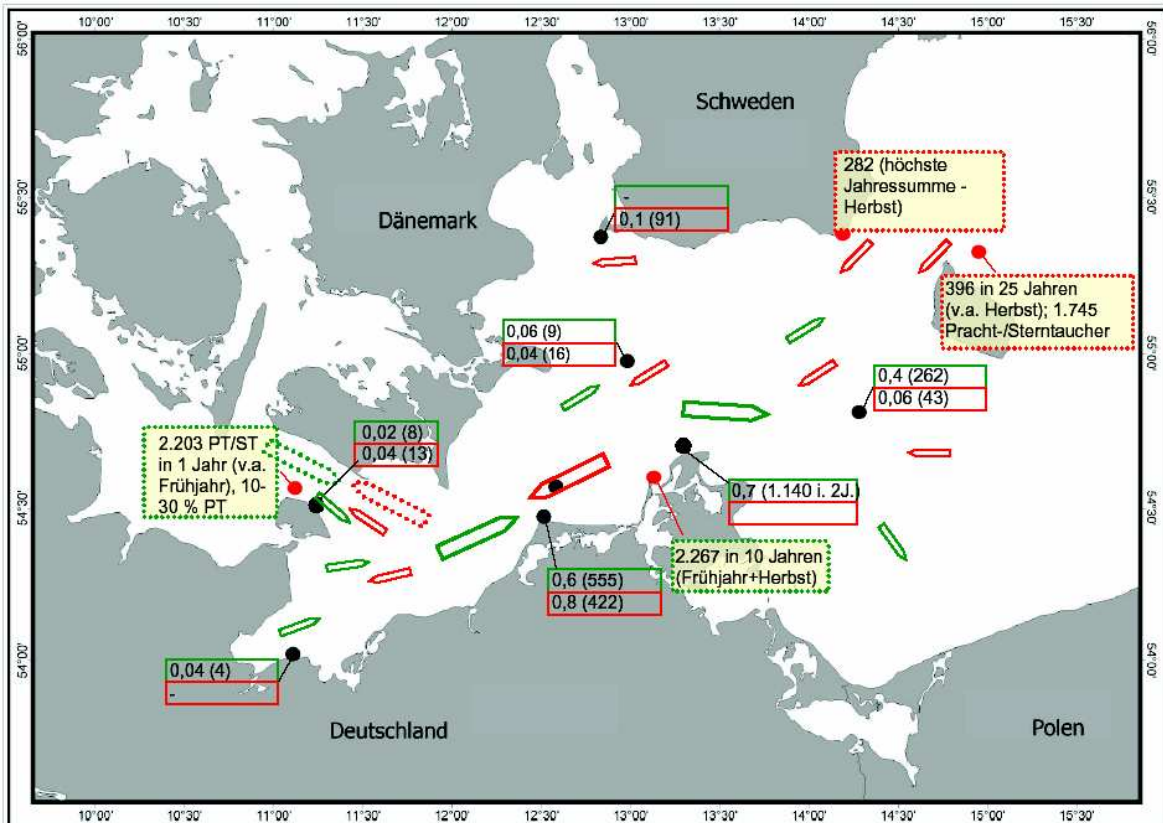


Abb. 81: Zugwege des Prachttauchers in der westlichen Ostsee. Rot: Herbstzug; Grün: Frühjahrszug. Weitere Symbolik: vgl. Abb. 44.

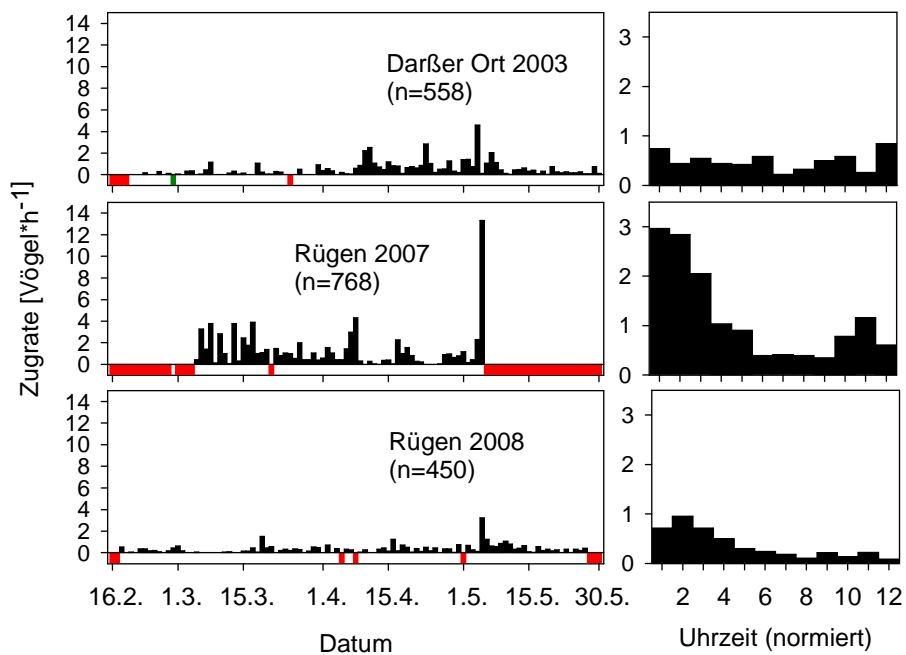


Abb. 82: Saisonale (links) und tageszeitliche Phänologie (rechts) des Prachttauchers während des Frühjahrszuges am Darßer Ort und auf Rügen.



Eiderente (*Somateria mollissima*)

Eiderenten skandinavischer Herkunft überwintern hauptsächlich in der Ostsee vor der dänischen Küste (v.a. Skagerrak) sowie im Wattenmeer der Nordsee vor der schleswig-holsteinischen und dänischen Küste. Während des Frühjahrs findet der Heimzug entlang der südschwedischen Küste in einem relativ engen Korridor sehr küstennah statt (ALERSTAM et al. 1974b). Dabei zeigen sie starken Bezug zu topographischen Strukturen (Küstenlinie). Zunächst ziehen sie, aus dem Skagerrak kommend, in Richtung E (z.T. über Land) und halten sich dann sehr konzentriert entlang der Küstenlinie in nordöstliche Richtung (ALERSTAM 1990). Wetterbedingungen können jedoch starke Auswirkungen auf die Zugrichtung haben (ALERSTAM et al. 1974b).

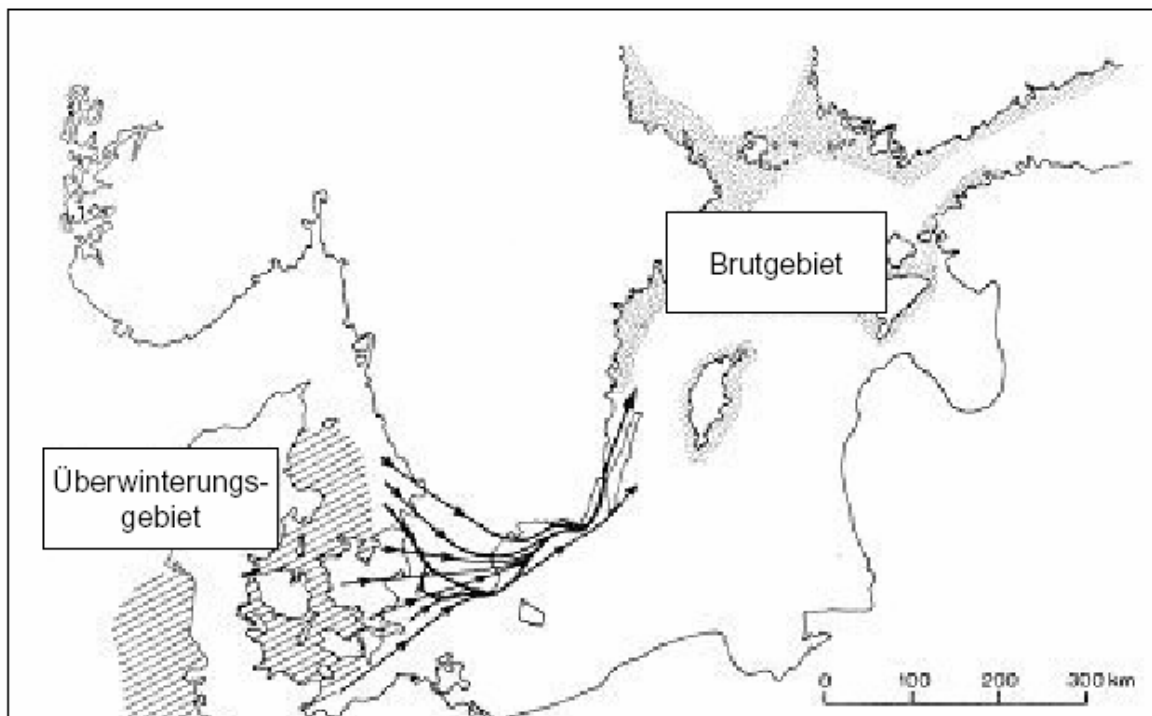


Abb. 83: Durch Radar- und Sichtbeobachtung ermittelte Zugrichtungen der Eiderente im Frühjahr zwischen dem Überwinterungsgebiet in der östlichen Nordsee (vor den nordfriesischen Inseln) / westliche Ostsee (vor Schleswig-Holstein/Dänemark) und dem Brutgebiet vor Mittelschweden/Finnland (nach ALERSTAM et al. 1974b).

Insbesondere im Herbst stellt der Fehmarn Belt einen wichtigen Zugkorridor dar (ca. 300.000 Ind. pro Jahr, KOOP 2004). Eigene Beobachtungen bestätigten zwar, dass der Herbstzug stärker als der Frühjahrszug ausfällt, die Summe von knapp 30.000 Individuen in 53 Beobachtungstagen lag jedoch unter den erwarteten Werten. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass ein großer Teil des Zuges möglicherweise so weit draußen stattfinden kann, dass er von Fehmarn aus nicht quantitativ zu beschreiben ist (eigene Beobachtungen sehr starker Zugbewegungen von Meeressäugern in weiter Entfernung entlang der dänischen Küste). Insgesamt bestätigen die Beobachtungen, dass in der südlichen Ostsee im Bereich vom Darßer Ort, Rügen, Kriegers Flak und Adlergrund nur vergleichsweise geringer Eiderentenzug stattfindet. Als Offshore-Standort zeigte der Kriegers Flak entsprechend seiner nördlichen Lage deutlich höhere Zugraten als der Bereich des Adlergrundes.



Tab. 18: Durchzugsraten (Ind. *h⁻¹, mw ± sd = Mittelwert ± Standardabweichung; max. = maximale Durchzugsrate) von Eiderenten (n Ind. = Anzahl Individuen; d Beob. = Tage der Zugperiode gesamt/Tage mit positiven Beobachtungen) an verschiedenen Orten der westlichen Ostsee im Frühjahr und Herbst. Zugperiode: I/1-II/5; I/9-II/12.

<u>Frühjahr</u>					<u>Herbst</u>				
	mw ± sd	max.	n Ind.	d Beob.		mw ± sd	max.	n Ind.	d Beob.
FE	43,5 ± 75	349,3	5.552	31/26	FE	115,1 ± 170	829,3	29.277	53/50
DO	30,7 ± 27,4	144,8	17.673	59/59	DO	53,0 ± 104,5	555,2	39.542	97/92
KF	20,5 ± 85,8	85,8	8.930	29/6	KF	101,9 ± 465,5	2.942,0	22.540	41/20
AG	0,1 ± 0,4	2,7	101	69/10	AG	0,6 ± 1,3	6,8	440	75/24
PG	-				PG	1,4 ± 2,1	3,9	56	3/2
Klü	2,3 ± 3,2	9,8	125	18/12	Klü	-			
RÜ	8,4 ± 17,7	161,0	10.314	107/100	RÜ				
Fbo	-				Fbo	97,2 ± 214,9	1.420,8	140.869	198/163
Synchrone Beobachtungen									
<u>Frühjahr</u>									
DO	29,4 ± 43,2	176,4	2.242	16/16	KF	0,5 ± 1,3	4,5	47	16/3
DO	28,1 ± 23,7	86,9	6.951	30/30	AG	0,3 ± 0,7	2,9	99	30/8
DO	0	0,0	0		PG	0	0,0	0	
Herbst									
DO	19,7 ± 25,5	86,5	2.529	19/18	KF	9,0 ± 22,7	95,3	1.266	16/3
DO	28,3 ± 60,4	271,4	7.562	35/34	AG	0,8 ± 1,5	6,8	264	35/14
DO	4,1 ± 1,1	5,3	124	3/3	PG	1,4 ± 2,1	3,9	56	3/2
Fbo	51,2 ± 103,3	628,1	35.579	94/77	DO	56,1 ± 116,9	774,2	25.984	94/87
Fbo	115,2 ± 267,4	1.394,7	30.430	36/31	KF	125,5 ± 502,1	2.942,0	19.186	36/14
Fbo	54,8 ± 88,9	431,2	27.805	67/57	AG	0,8 ± 1,8	7,4	337	67/18

DO=Darßer Ort, KF=Kriegers Flak; AG=Adlergrund; PG=Plantagenetgrund; Klü=Klützhöved; Fbo=Falsterbo, FE=Fehmarn, RÜ=Rügen

2.4.2.2.3 Landvögel, fakultative Thermiknutzer

Greifvögel

Greifvögel sind größtenteils fakultative Thermiknutzer das gilt jedoch nicht für Sperber und Falken. Während die Mehrzahl der tagziehenden Greife aus schwedischen Populationen im Herbst über Falsterbo der „Vogelfluglinie“ folgt, kreuzt ein gewisser Teil aber auch die Ostsee in N-S-Richtung. Der direkte synchrone Vergleich der Beobachtungszahlen in Falsterbo und am Darßer Ort (Herbst 2002/2003; keine systematischen Beobachtungen im Frühjahr in Falsterbo) unterstützt diese Annahme (Tab. 19). Insbesondere Wespenbussard, Rotmilan, Sperber und Raufußbussard ziehen im Herbst zu einem erheblichen Teil entlang der „Vogelfluglinie“ (am Darßer Ort nur 1 % der Beobachtungen in Falsterbo), bei Rohrweihen, Mäusebussard, Falken und Fischadler lag der Anteil der Beobachtungen am Darßer Ort bei etwa 5-8 % der Individuen bei Falsterbo (d.h. diese Arten queren häufiger die Ostsee). Beim Baumfalken liegt der Prozentsatz zwar sehr hoch, da die Individuenzahlen gering sind, ist dieser Wert jedoch vorsichtig zu interpretieren.



Tab. 19: Vergleich synchron beobachteter Greifvögel (Anzahl Individuen) während des Herbstzuges am Darßer Ort (DO) und in Falsterbo (Fbo). Datengrundlage: exakt synchron beobachtete Tage.

	Fbo 2002/2003	DO 2002/2003	DO in % Fbo
Wespenbussard	2.366	27	1
Rotmilan	1.030	5	1
Rohrweihe	755	58	8
Sperber	16.513	82	1
Mäusebussard	8.513	422	5
Raufußbussard	341	4	1
Fischadler	260	19	7
Turmfalke	457	33	7
Merlin	123	9	7
Baumfalke	38	13	34

Im Frühjahr kam es dagegen am Darßer Ort zu einer deutlichen Zugbündelung (vergleichbar mit dem Herbstzug bei Falsterbo, jedoch nicht so ausgeprägt). Die Frühjahrszahlen am Darßer Ort überschritten bei fast allen Arten die 10 %-Grenze im Vergleich zum Herbstzug in Falsterbo (Rotmilan: ca. 30 %, Fischadler/Mäusebussard: ca. 20 %, Baumfalke > 40 %) und beim Raufußbussard wurden sogar deutlich mehr Vögel gezählt als in Falsterbo (Tab. 20). Die Prozentsätze würden noch weiter steigen, wenn man berücksichtigt, dass im Herbst ein hoher Anteil Jungvögel enthalten ist, die im ersten Jahr einer hohen Mortalität unterliegen, so dass weniger Individuen im Frühjahr heimziehen als im Herbst wegziehen.

Tab. 20: Vergleich des Greifvogel-Herbstzuges in Falsterbo 2002 und 2003 (gesamte Saison) mit dem Frühjahrszug 2003 am Darßer Ort. Anzahlen beobachteter Individuen; Vergleich: Anzahl Ind. am Darßer Ort in % Anzahl Falsterbo (Fbo).

	Falsterbo Herbst 2002	Falsterbo Herbst 2003	Darß Frühjahr 2003	Darß 03 in % Fbo 02	Darß 03 in % Fbo 03
Wespenbussard	3.232	3.076	574	18	19
Rotmilan	1.148	1.441	390	34	27
Rohrweihe	801	969	142	18	15
Sperber	13.478	24.648	1.446	11	6
Mäusebussard	8.607	14.203	1.820	21	13
Raufußbussard	374	153	442	118	289
Fischadler	234	303	57	24	19
Turmfalke	385	943	41	11	4
Merlin	182	405	17	9	4
Baumfalke	47	61	24	51	39

Auch auf Rügen fand im Frühjahr Greifvogelzug statt (Beobachtungen im Frühjahr 2007 und 2008), der stärker ausfiel als der Herbstzug am Darßer Ort (Tab. 21). Die Prozentwerte im Verhältnis zum Herbstzug der vorherigen/folgenden Saison bei Falsterbo überschreiten jedoch selten 10 % und liegen damit deutlich unter den Zahlen am Darßer Ort. Rotmilan, Rohrweihe, Raufußbussard, Fischadler und Baumfalke zeigten dabei den höchsten Anteil Individuen im Vergleich zu Falsterbo. Die relativ hohen Individuenzahlen von Sperber und Mäusebussard auf Rügen standen dabei



Beobachtungszahlen in Falsterbo von ca. 27.000 bzw. 19.000 gegen und bildeten somit trotz der hohen Individuenzahlen eher geringe Prozentsätze von etwa 5 %.

Tab. 21: Vergleich des Greifvogel-Herbstzuges in Falsterbo 2007 mit dem Frühjahrszug 2007 und 2008 auf Rügen. Anzahlen beobachteter Individuen.

	Falsterbo Herbst 2007	Rügen Frühjahr 2007	Rügen Frühjahr 2008	RÜ 2007/ in % Fbo 2007	RÜ 2008 in % Fbo 2007
Wespenbussard	2.745	0	30	0	1
Rotmilan	2.381	308	255	13	11
Rohrweihe	569	44	90	8	16
Sperber	27.193	1.258	1.462	5	5
Mäusebussard	18.872	743	970	4	5
Raufußbussard	1.165	95	372	8	32
Fischadler	232	19	33	8	14
Turmfalke	725	0	0	0	0
Merlin	367	12	25	3	7
Baumfalke	39	6	12	15	31

Insbesondere für das Frühjahr ist zu berücksichtigen, dass ein Teil des Zuges am Darßer Ort und auf Rügen nicht direkt in Richtung N verlief (d.h. auf See hinausgeht), sondern in Richtung NE/E fortgesetzt wurde (Beispiel Mäusebussard: Abb. 84). Die im Herbst registrierten Vögel (hier Mäusebussard) kamen dagegen fast ausschließlich aus Richtung S. Wo im Frühjahr letztlich die Ostseeüberquerung stattfand und ob ein Teil der am Darßer Ort beobachteten Vögel auch über Rügen flogen, ist derzeit nicht bekannt. Von der topographischen Lage her ist ein Abflug aller beobachteten Individuen im Bereich zwischen Darß und der Insel Rügen als sehr wahrscheinlich anzusehen, da der weitere Verlauf der Küstenlinie in Richtung Polen südwärts gerichtet ist, also dem Ziel Skandinavien entgegengesetzt.

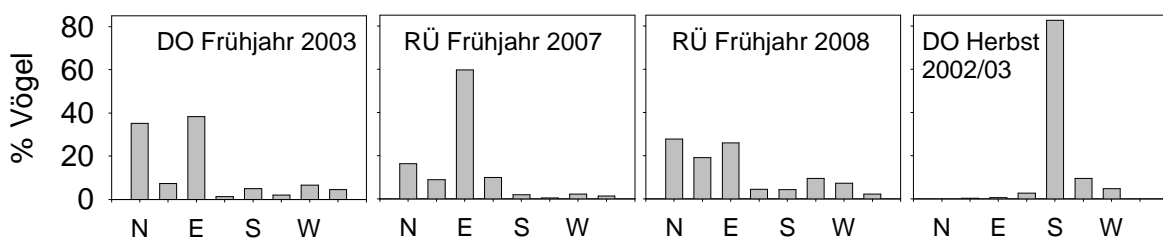


Abb. 84: Flugrichtungen an verschiedenen Standorten/Jahren am Beispiel des Mäusebussards (% Vögel; Anzahl Individuen s. Tab. 21). DO = Darßer Ort, RÜ = Rügen.

Generell lässt sich für alle Arten die Aussage treffen, dass im Herbst die „Vogelfluglinie“ aufgrund der bündelnden Wirkung Südschwedens mit Falsterbo als südlichste Landzunge die wichtigste Zugroute ist und nur ein geringer Anteil die Ostsee quert. Im Frühjahr folgten viele Greife dagegen dem Festland in östliche Richtung und querten die Ostsee im Bereich von Darß und Rügen – die „Vogelfluglinie“ hatte demnach im Frühjahr eine geringere Bedeutung. Die Zugraten schienen dabei von W nach E abzunehmen (höhere Zugraten am Darßer Ort als auf Rügen), ein hoher



Anteil E-Zieher ließ jedoch den genauen Verlauf des Zugweges offen. Einschränkend sind hierbei auch die Beobachtungsbedingungen zu berücksichtigen. Während am Darßer Ort in der Nähe des Leuchtturms eine nahezu komplette Registrierung der Flugbewegungen der Greifvögel möglich war (mit Einschränkung der sehr hoch fliegenden Individuen), erstreckten sich die möglichen Abflugstellen auf Rügen in der Nähe von Arkona über einen weiten Bereich, der nicht komplett kontrolliert werden konnte. Weiterhin waren bei Arkona regelmäßig viele Vögel in Thermikssäulen zu sehen, und eine korrekte Feststellung von abfliegenden (dann oft in großer Höhe außerhalb Sichtweite) und neu hinzukommenden Vögeln war kaum möglich. Daher flogen über Rügen möglicherweise mehr Vögel in Richtung Schweden ab als bei den Beobachtungen registriert wurden. Generell ist die Sichtbarkeit des Greifvogelzuges durch oft sehr große Flughöhen eingeschränkt und quantitative Aussagen kaum möglich.

Der Anteil der im Frühjahr verstärkt über Darß/Rügen ziehenden Vögel war artspezifisch unterschiedlich: insbesondere Raufußbussard, Rotmilan, Baumfalke und Fischadler bevorzugten diese Route. Auch Mäusebussard, Rohrweihe und Wespenbussard erreichten am Darßer Ort im Frühjahr hohe Zugraten, wogegen Wespenbussarde auf Rügen kaum beobachtet wurden. Als Beispiel für den Verlauf von Zugwegen von Greifvögeln sind die Beobachtungen vom Mäusebussard graphisch dargestellt (Abb. 85).

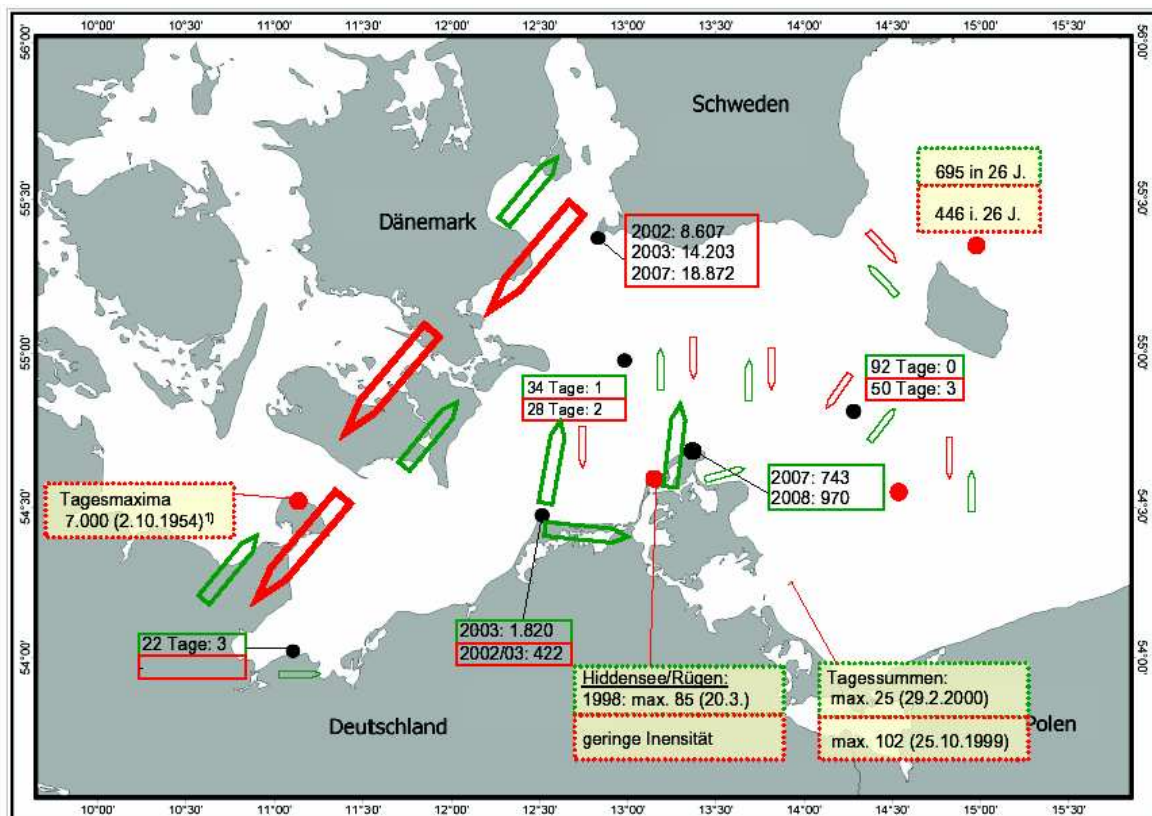


Abb. 85: Zugwege des Mäusebussards in der westlichen Ostsee. Die eigenen Beobachtungen/bzw. systematische Beobachtungen in Falsterbo sind als Jahressummen dargestellt (Beobachtungsaufwand: s. Tab. 3). Rot: Herbstzug; Grün: Frühjahrszug. Weitere Symbolik: vgl. Abb. 44.



Kranich (*Grus grus*)

Kraniche überqueren die Ostsee größtenteils in direkter N-S-Richtung (z.B. ALERSTAM 1990, s. Kap. 2.4.2.1.2). Für die westliche Ostsee sind insbesondere die schwedischen Vögel von Interesse, da sie auf dem Zug die Ostsee überqueren müssen. Die schwedische Population wird für das Jahr 2000 mit ca. 15.000 bis 20.000 Brutpaaren angegeben (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Nach aktuellen Zählungen in Schweden wird die Anzahl der Individuen im Sommer auf 50.000 bis 60.000 Individuen geschätzt (LUNDGREN, S. & G. LUNDIN 2003). Von den ca. 60.000 finnischen Kranichen (ebenfalls 15.000 bis 20.000 Brutpaare, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004) ziehen etwa 15.000 über die westliche Zugroute (PRANGE 2001). Die meisten (ca. 2/3) werden dabei vermutlich über die baltischen Staaten ziehen, so dass zu den schwedischen Kranichen etwa weitere 5.000 Vögel hinzukommen, die die Ostsee auf ihrem Zug überqueren müssen. Insgesamt kann man somit von etwa 60.000-65.000 Kranichen ausgehen, die auf ihrem Weg in ihr Winterquartier die Ostsee überqueren.

Sichtbeobachtungen bestätigen, dass die Hauptzugroute der Kraniche im Herbst und im Frühjahr über Rügen verläuft (Tab. 22). Hier wurden in allen Beobachtungsjahren die meisten Kraniche beobachtet. Während des Herbstzuges 2005 bzw. des Frühjahrszuges 2008 konnten mit knapp 20.000 Kranichen etwa 1/3 aller ziehenden Kraniche beobachtet werden. Weitere, aber weitaus weniger wichtige Zugwege gehen über die „Vogelfluglinie“ (z.B. ca. 5.000 Kraniche im Herbst 2005 bei Falsterbo, deutlich weniger in anderen Jahren) und über Ottenby/Bornholm (z.B. 2005: ca. 10.000 Kraniche, <http://www.bornholmsfugle.dk/>).

Tab. 22: Anzahl beobachteter Kraniche in verschiedenen Gebieten und Jahren. *: keine Beobachtungen über die gesamte Saison. Beobachtungsaufwand je Gebiet und Jahr: s. Tab. 3.

Gebiet	Jahr	Fbo	FE*	DO	KF*	Ark_See*	RÜ	AG*	Summe
Frühjahr	2002				9				9
	2003			3.777	30			16	3.823
	2004				882			8	941
	2005		88						88
	2006						9.408		9.408
	2007						4.055		4.055
	2008					2.004	18.258		20.262
	Herbst	2002	2.714		296	442			249
2003		74		17	10			227	328
2005		4694	0				18.952		23.646
2007		1888					11.692		13.580

Fbo = Falsterbo, FE = Fehman, DO = Darßer Ort, KF = Kriegers Flak, Ark_See = Arkonasee, RÜ = Rügen, AG = Adlergrund

2.4.2.2.4 Landvögel, Ruderflieger – Tagzug

Zur Abschätzung des sichtbaren Anteils des Tagzuges können visuell ermittelte Zugraten mit den potentiell ziehenden Populationen verglichen werden (Tab. 23). Als Hauptzug-Korridor des sichtbaren Tagzuges kann hierbei der Zug bei Falsterbo angesehen werden, wo seit vielen Jahren



systematische Zugplanbeobachtungen durchgeführt werden. Bei der Berechnung der Zugraten in Offshore-Gebieten wird von einem Breitfrontenzug ausgegangen. Der Vergleich des sichtbaren Zuges mit den Zugpopulationen verdeutlicht, dass ein Großteil des Zuges durch visuelle Beobachtungen nicht erfasst werden kann. Der sichtbare Anteil des Zuges liegt bei den untersuchten Arten meist zwischen 5-10 % (Ausnahme: Rauchschnalbe, > 70 %).

Auch unter der Annahme eines möglicherweise starken Zuges zwischen Jütland und Falsterbo (z.B. in gleichen Größenordnungen wie in Falsterbo) und eines Anteils nicht ziehender Individuen (Winterbestand) kann man folgern, dass für die meisten Arten der Zug in Höhen stattfindet, die durch Sichtbeobachtungen nicht erfasst werden.

Tab. 23: Zugraten an verschiedenen Orten und Brutbestände schwedischer Populationen sowie die Abschätzung des Anteil visuell nicht erfassbaren Vogelzuges am Tage. Berechnungsmethoden und Annahmen für Schätzungen: s. Methode Kap. 2.4.1.3.3.

	Buch- & Bergfink	Feldlerche	Wiesenpieper	Rauchschnalbe	Mehlschnalbe	Uferschnalbe
Mittlere Zugrate [Ind.*h⁻¹]						
Falsterbo (Schweden)	1.002,0	4,7	16,5	25,3	12,9	4,1
Kriegers Flak (Offshore)	1,1	0,2	0,5	0,7	0,05	0,02
Adlergrund (Offshore)	3,8	0,5	1,9	1,6	0,2	0,02
Darßer Ort (Küste MV)	22,3	4	4,1	5,4	0,6	1,9
Gesamtzahl sichtbarer Vögel						
Falsterbo (Mittel 1973-2001)	760.758	1.571	8.324	23.279	5.283	3.463
Offshore	644.160	136.320	292.800	618.240	29.280	11.712
Bestand Schweden						
Anzahl BP	12.500.000	750.000	750.000	225.000	150.000	125.000
Anzahl Ind. Herbst	50.000.000	3.000.000	30.000.00	900.000	600.000	500.000
Sichtbarer Anteil (%)						
Falsterbo	1,52	0,05	0,28	2,59	0,88	0,69
Offshore (Møn bis Bornholm)	1,29	4,54	9,76	68,69	4,88	2,34
Sichtbare Vögel, gesamt	2,81	4,60	10,04	71,28	5,76	3,04
Unsichtbarer Anteil (%)	97,19	95,40	89,96	28,72	94,24	96,97

Trotz der eingeschränkten Aussagekraft von Sichtbeobachtungen des Tagzuges von Kleinvögeln, ist die Darstellung des sichtbaren Anteils des Zuges im Hinblick auf Kollisionsrisiken sinnvoll. Eine Aussage, welche Arten auf See im relevanten Höhenbereich von bis zu ca. 50-100 m vorkommen, kann zur Abschätzung der potentiellen Gefährdung auf See dienen. Zur Beurteilung der Verteilung von Populationsanteilen auf Zugwege sind solche Daten jedoch kaum geeignet.

Ähnlich wie bei Greifvögeln gibt es auch bei den tagziehenden Landvögeln solche Arten, die offene Wasserflächen eher meiden und somit vor allem der „Vogelfluglinie“ folgen und andere Arten, die auch in höherem Maße die offene Wasserfläche in N-S-Richtung überqueren. Ein Vergleich der Zugraten auf See bzw. am Darßer Ort mit den Zugraten in Falsterbo (als Referenz für die Nutzung der „Vogelfluglinie“) kann hierfür herangezogen werden. Da bei Falsterbo eine starke Zugbündelung stattfindet, die auf See nicht vorliegt, sind diese Daten nur zum relativen Vergleich des Vorkommens der Arten auf See untereinander geeignet und weniger zum direkten Vergleich mit den Verhältnissen in Falsterbo. Diese Darstellung gilt ausschließlich für den tiefen sichtbaren Zug, inwieweit die entsprechenden Arten in höheren Schichten ziehen, ist nicht zu beurteilen (s.



Kap. 2.4.2.1.3). Auf Fehmarn und Rügen wurde der Kleinvogelzug nur lückenhaft erfasst, und diese Orte werden hier deshalb nicht berücksichtigt.

Tab. 24: Zugraten tagsüber ziehender Kleinvögel im Herbst bei Falsterbo (Fbo) und die relativen Zugraten am Darßer Ort (DO), Kriegers Flak (KF) und Adlergrund (AG) im Herbst und Frühjahr in % der Zugraten in Falsterbo.

	Zugrate Fbo [Vögel/Std.]	Herbst (Zugrate in % Fbo)			Frühjahr (Zugrate in % Fbo)		
		DO	KF	AG	DO	KF	AG
		% Fbo	% Fbo	% Fbo	% Fbo	% Fbo	% Fbo
Bachstelze	1,2	8,3	33,3	66,7	83,3	3,3	16,7
Buch-/Bergfink	1002,0	2,2	0,1	0,4	9,8	0,0	0,0
Grünfink	82,7	1,2	0,1	0,0	5,3	0,0	0,0
Erlenzeisig	75,4	14,6	1,6	1,7	16,3	0,1	0,4
Baumpieper	32,2	0,2	0,1	0,0	7,8	0,0	0,0
Wiesenpieper	16,3	25,2	3,1	11,7	12,3	1,2	2,5
Rauchschwalbe	25,3	21,3	2,8	6,3	30,8	1,2	2,0
Mehlschwalbe	12,9	4,7	0,4	1,6	7,8	0,0	0,5
Uferschwalbe	4,1	46,3	0,5	0,5	17,1	0,0	0,5
Feldlerche	4,7	85,1	4,3	10,6	48,9	21,3	2,1
Ringeltaube	489,2	2,9	0,0	0,0	18,2	0,0	0,0
Star	64,9	180,7	0,0	0,0	5,1	0,0	0,5
Mauersegler	4,3	34,9	4,7	7,0	53,5	1,9	11,6
Blaumeise	92,0	14,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Zu den Arten, die regelmäßig die Ostsee in tieferen Schichten überqueren (d.h. relativ hohe Zugraten im Vergleich zu Falsterbo) zählen Bachstelze, Feldlerche, Wiesenpieper, Mauersegler und Rauchschwalben (Tab. 24). Grünfinken, Baumpieper, Mehl- und Uferschwalben, Ringeltauben, Blaumeisen und Stare werden auf See kaum gesehen. Buch- und Bergfinken erreichen im Herbst auf See zwar Zugraten von 1,1 (Kriegers Flak) bis 3,8 (Adlergrund; vgl. Tab. 23) Vögel pro Stunde und werden damit regelmäßig gesehen (Zugraten im Frühjahr deutlich geringer: KF 0,08, AG 0,2 Vögel / Stunde), im Vergleich zu Falsterbo ist der Anteil jedoch sehr gering. Der Darßer Ort als Landzunge, die in die Ostsee hineinragt, hat für Vögel wahrscheinlich eine bündelnde Wirkung, wodurch hier höhere Raten gemessen wurden als auf See.

2.4.2.2.5 Landvögel, Ruderflieger – Nachtzug

Nachts ziehende Kleinvögel bilden mit ca. 200-250 Millionen Individuen den größten Teil des nächtlichen Zugvolumens (s. Tab. 1). Zur Beschreibung des räumlichen und zeitlichen Verlaufs des Zuges wurden im Laufe des Untersuchungszeitraumes von 2002 bis 2006 an verschiedenen Orten in der westlichen Ostsee vertikal rotierende Schiffsradars eingesetzt, mit deren Hilfe die Intensität und die Höhenverteilung des Vogelzuges untersucht wurde (Landstandorte und Offshore, s. Abb. 37, Tab. 75 im Anhang). Alle Daten wurden einer einheitlichen Behandlung unterworfen (Datenselektion, Korrekturschritte, Berechnungsverfahren), so dass eine direkte Vergleichbarkeit zwischen den Standorten gegeben ist. Aus diesen Daten resultiert eine quantitative Einschätzung des nächtlichen Zugvogelgeschehens in der westlichen Ostsee. Einschränkend ist jedoch zu berücksichtigen, dass in den Offshore-Gebieten nur in bestimmten Zeitintervallen gemessen werden konnte, so dass möglicherweise



Massenzugereignisse nicht erfasst wurden. Weiterhin hat sich gezeigt, dass es beim Einsatz eines vertikal rotierenden Schiffsradars bei Messungen auf See von Schiffen aus aufgrund der wechselnden Antennenausrichtung zu Fehleinschätzungen kommen kann, die zu einer Unterschätzung der Zugraten auf See führen. Zur Einschätzung der Qualität dieser Daten wird ein Vergleich der Messungen von Schiffsradargeräten mit dem Zielfolgeradar „Superfledermaus“ vorangestellt.

2.4.2.2.5.1 Zugraten im Vergleich von Schiffsradargeräten und Zielfolgeradar

Die mit den unterschiedlichen Geräten ermittelten Zugraten waren hochsignifikant korreliert, d.h. auch die Schiffsradargeräte spiegelten den generellen Verlauf der Zugintensität wider (Abb. 86). Oft ergaben sie höhere Zugraten als bei der Superfledermaus, wobei die Unterschiede bei geringen Zugraten größer waren als bei starkem Zug.

Auch die Höhenverteilungen der Echos lieferten für alle Geräte generell vergleichbare Ergebnisse, wobei besonders in einer Nacht die Schiffsradargeräte in allen Höhenstufen über 100 m höhere Zugraten zeigten (Abb. 87). In der untersten Höhenschicht 0 - 100 m erfassten aber alle vier Schiffsradargeräte den Vogelzug nur eingeschränkt. Die Superfledermaus zeigte dagegen gerade in dieser Höhe die höchsten Zugraten.

Die Auswertungen zeigten ebenfalls die große Bedeutung der Ausrichtung des Radars in Bezug auf den Vogelzug (mit dem Zielfolgeradar wurden ebenfalls Flugrichtungen gemessen). Eine Abweichung der Zugrichtung im Bezug zum Radarstrahl führte zu einer Unterschätzung der Zugraten. Bei wechselnden Zugrichtungen bzw. bei schwankender Ausrichtung des Radars produzieren Schiffsradargeräte fehlerhafte Zugraten (Unterschätzung).

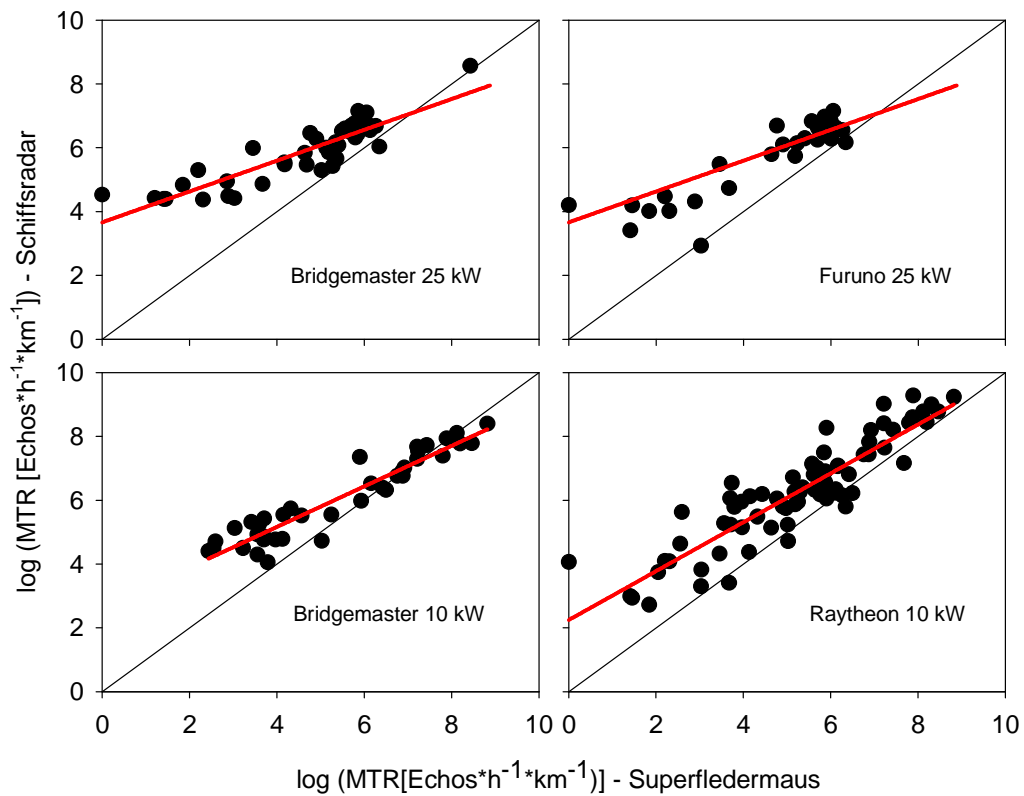


Abb. 86: Korrelation zwischen Zugraten (MTR=migration traffic rate) ermittelt durch Schiffsradargeräte und durch das Zielfolgeradar Superfledermaus ($R^2 > 0.79$, $p < 0.001$ in allen Vergleichen).

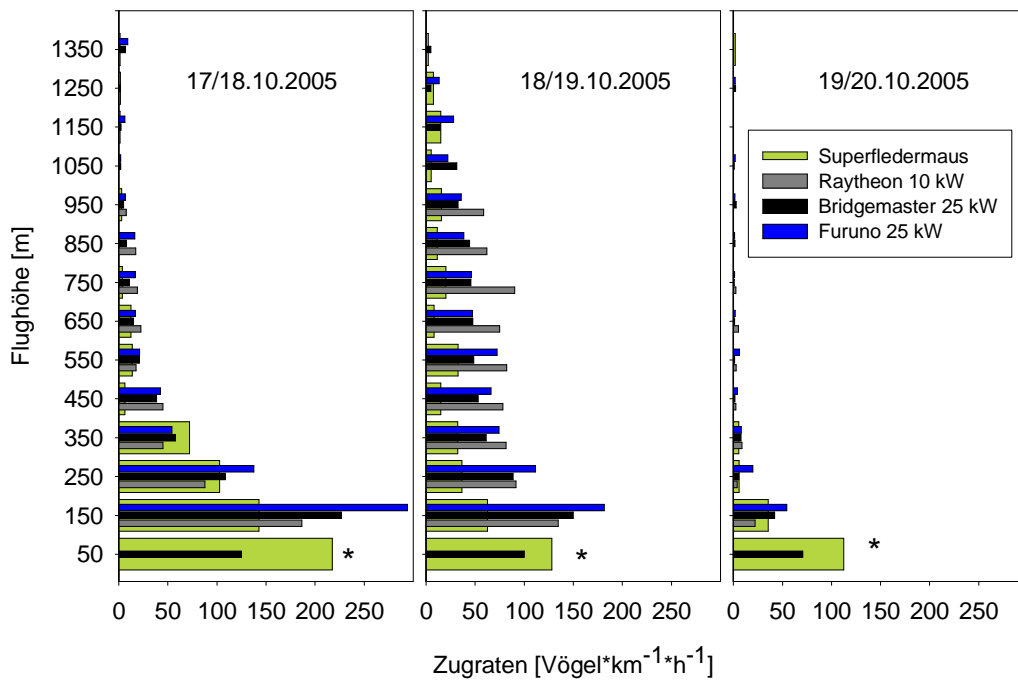


Abb. 87: Höhenverteilung an drei aufeinander folgenden Nächten im Vergleich von Superfledermaus mit verschiedenen Schiffsradargeräten (* keine Auswertungen für Raytheon und Furuno Radargeräte).



Mehrere Ursachen kommen für die Unterschiede zwischen Schiffsradargeräten und der Referenz in Frage. Höhere Zugraten bei Schiffsradargeräten können entstehen, weil Störechos (z.B. Insekten) auf Aufnahmen der Superfledermaus erkannt und eliminiert werden oder weil das Radarvolumen bei Schiffsradargeräten selten genau bekannt ist und durch Seitenkeulen größer sein kann als angenommen. Außerdem ist durch den anderen Anstrahlwinkel („aspect“) eine Überschätzung der Zahl v.a. hoch fliegender Vögel über dem Schiffsradar möglich (bessere Erfassung von unten/von der Seite als von vorne/hinten). Dagegen schränkten Reflexionen von Bodenstrukturen die Erfassbarkeit von Vogeleos unterhalb von ca. 50 m erheblich ein, so dass diese Schicht von den niedriger stehenden Schiffsradargeräten nicht vollständig erfasst werden konnte.

Zusammenfassend kann man sagen, dass Schiffsradargeräte für quantitative Messungen geeignet sind, jedoch mit folgenden Einschränkungen:

- Absolute Zugraten sind vorsichtig zu interpretieren (Größenordnungen stimmen jedoch) – oft liegen sie sehr hoch, aber es sind auch Unterschätzungen möglich.
- Die Schiffsradargeräte mit drehender Vertikalantenne ermöglichen keine Vogel-Identifizierung (wie die Superfledermaus), daher entstehen Probleme z.B. bei Insektenzug oder anderen Störechos (siehe aber HÜPPOP 2007).
- Sie geben keine Informationen über Zugrichtungen, daher ist auch keine entsprechende Korrektur der MTR möglich. Deshalb ist die Kenntnis einer vorherrschenden Zugrichtung wichtig. Im Gegensatz zur Nordsee mit unterschiedlichen Hauptzugrichtungen (z.B. JELLMANN 1977) kann für den Vogelzug in der Nacht im Ostseeraum von einer sehr einheitlichen Zugrichtung der skandinavischen Populationen ausgegangen werden. Deshalb liefern feststehende Radargeräte (z.B. an Küsten) korrekte Zugraten. Durch einen synchronen Vergleich von Zugraten am Radarstandort auf Rügen und auf der Forschungsplattform FINO 2 konnte nachgewiesen werden, dass im Herbst an beiden Orten vergleichbare Zugraten (Abb. 88) und Höhenverteilungen (Abb. 89) herrschten und keine Überschätzung der Zugraten durch küstenparallelen Zug bzw. abweichende Höhenverteilungen am Küstenstandort Rügen vorlagen. Insbesondere in den stärksten Zugnächten (06.10.2008 / 09.10.2008) waren die Zugraten nahezu identisch und im August wurden bei FINO sogar höhere Zugraten gemessen als vor Rügen. Für den Frühjahrszug konnten noch keine Messungen durchgeführt werden. Im Vergleich von den Standorten Darßer Ort und Plangagenetgrund (ca. 13 km nördlich vom Darßer Ort) wurden im Herbst ebenfalls vergleichbare Zugraten gefunden, im Frühjahr waren die Zugraten am Küstenstandort vermutlich aufgrund von Bündelungswirkung oder küstenparallelem Zug deutlich höher (s. Kap. 2.4.2.2.5.2).
- Eine stabile Radarausrichtung (optimal: 90° zur Zugrichtung) ist für die Berechnung von Zugraten unerlässlich. Auf Schiffen ist dieses nicht gewährleistet, da die Ausrichtung der Antenne dem Wind und den Strömungen unterliegt. Dadurch kann es zu Unterschätzungen von Zugraten kommen.
- Die Detektionsschwächen von Schiffsradargeräten bei tief fliegenden Vögeln bedeuten eine Unterschätzung von Zugraten in der Höhenschicht, die für Kollisionsberechnungen relevant ist.



Die folgenden Daten basieren auf vertikal rotierenden Schiffsradargeräten. An den Landstandorten konnte ein korrekter Flächenbezug durch die Ausrichtung des Radars gewährleistet werden. Durch die Erfassungsschwächen bei sehr tief fliegenden Vögeln sind die Zugraten als Minimalwerte anzusehen. Möglicherweise liegen die realen Zugraten jedoch niedriger aufgrund der nicht genau bekannten Keulenform von Schiffsradargeräten. Bei gleicher Methode ist eine Vergleichbarkeit der Daten bezüglich Zugraten und Höhenverteilungen untereinander gewährleistet, und eine Annäherung an die realen Zugraten ist gegeben. Lediglich die Messungen auf See unterliegen durch die wechselnde Ausrichtung der Radarantenne einem Fehler, der nicht genau abgeschätzt werden kann.

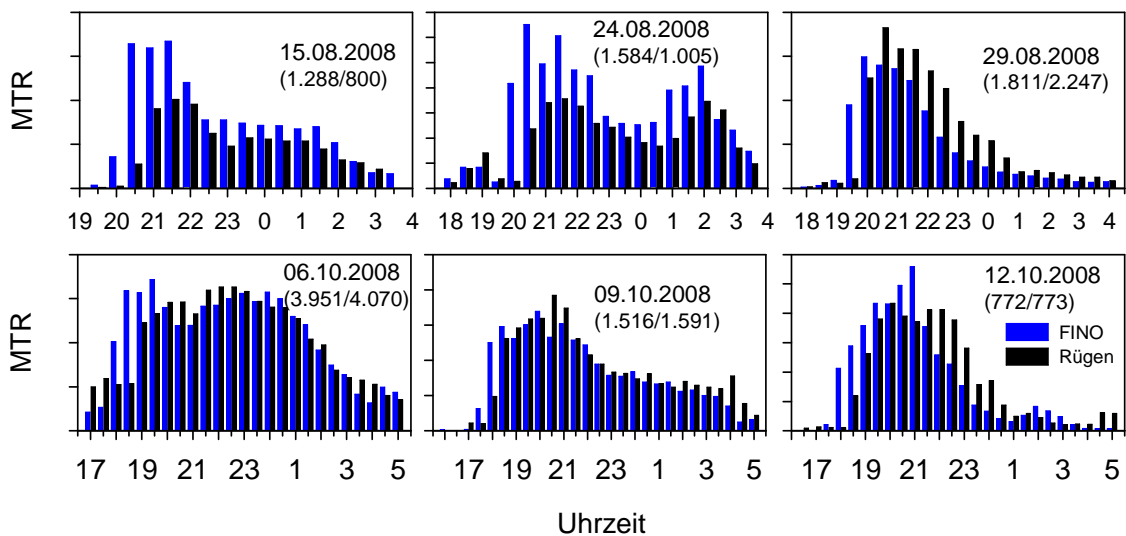


Abb. 88: Vergleich von (relativen) Zugraten zwischen Rügen und FINO 2 in verschiedenen Nächten im Herbst 2008 (Darstellung auf 0,5-Stunden-Basis; in Klammer: Gesamt-MTR bei FINO/Rügen).

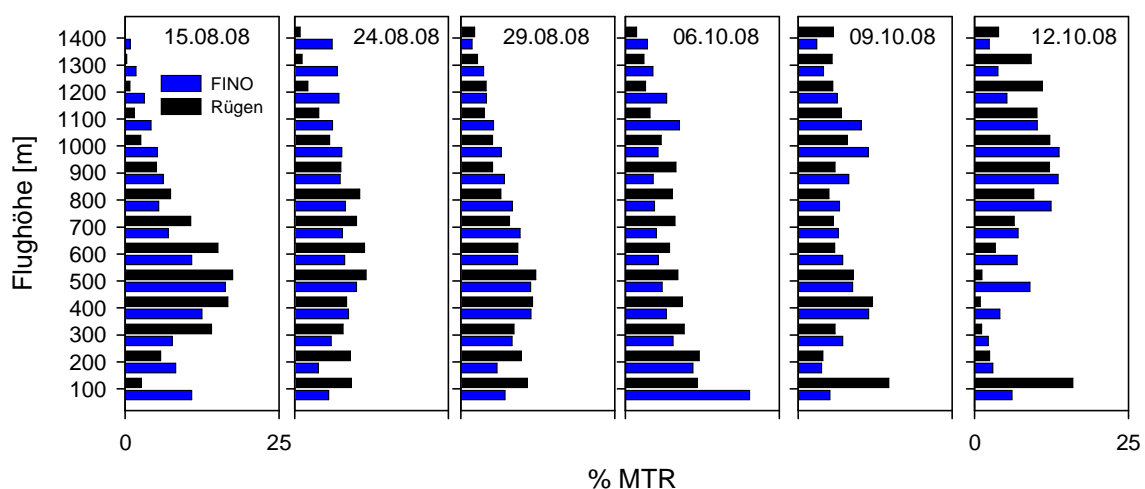


Abb. 89: Vergleich von Höhenverteilungen zwischen Rügen und FINO 2 in verschiedenen Nächten im Herbst 2008 (Darstellung auf 0,5-Stunden-Basis; in Klammer: Gesamt-MTR: s. Abb. 88).



2.4.2.2.5.2 Räumlich-zeitliche Verteilung der Zugintensitäten

Die höchsten nächtlichen Zugintensitäten wurden an den Landstandorten Darßer Ort und Fehmarn registriert (Mittelwert über Frühjahr: ca. 1.000 Echos \cdot h $^{-1}$ \cdot km $^{-1}$, Herbst: ca. 500-650 Echos \cdot h $^{-1}$ \cdot km $^{-1}$, Tab. 25, Abb. 90). Auf Rügen lagen die Raten etwa bei der Hälfte, während in den Offshore-Gebieten vergleichsweise geringe Zugraten gemessen wurden. Der Jahreszeitenvergleich ergab dabei in allen Fällen (bis auf Kriegers Flak) höhere Zugraten im Frühjahr im Vergleich zum Herbst. Die maximalen nächtlichen Zugraten waren auf Fehmarn am höchsten und lagen im Frühjahr bei 5.228 Echos \cdot h $^{-1}$ \cdot km $^{-1}$ (höchsten Stundenwerte: ca. 15.000 Echos \cdot h $^{-1}$ \cdot km $^{-1}$). Am Plantagenetgrund zeigten sich im Vergleich mit den Offshore-Standorten die höchsten Zugraten; dieser Ort liegt küstennah nördlich des Darßer Ortes (ca. 13 km, direkter Vergleich mit Darßer Ort: Abb. 94). Beim Plantagenetgrund ist zu berücksichtigen, dass hier nur an wenigen Nächten gemessen wurden, in denen offensichtlich ein relativ hohes Zugaufkommen herrschte.

Die detaillierte Darstellung der nächtlichen Zugraten für jedes Gebiet und Untersuchungsjahr verdeutlicht die ausgeprägten Fluktuationen in den nächtlichen Zugraten bei den Landstandorten, an denen kontinuierlich gemessen werden konnte (Fehmarn, Darßer Ort und Rügen) und die lückenhafte Erfassung der Zugraten in den Offshore-Gebieten (Abb. 91). Während auf Fehmarn die höchsten Zugraten vorkamen, zeichnete sich der Zugverlauf am Darßer Ort vor allem ab Mitte April durch relativ kontinuierliche Raten auf sehr hohem Niveau aus. Auf Rügen wurden in keiner Nacht die Zugraten von Fehmarn und vom Darßer Ort erreicht. Generell lagen die Zugraten in den Offshore-Gebieten an den meisten Untersuchungstagen sehr niedrig. In wenigen Nächten waren jedoch auch höhere Zugraten zu verzeichnen (z.B. Kriegers Flak am 7.10.2003: mittlere Zugrate 1.802 / maximaler Stundenwert: 3.513 Echos \cdot h $^{-1}$ \cdot km $^{-1}$).

Tab. 25: Kennwerte der nächtlichen Zugintensität (Echos \cdot h $^{-1}$ \cdot km $^{-1}$) nach Radardaten an verschiedenen Standorten im Frühjahr und Herbst.

	mw	sd	Median	max./ Nacht	min./ Nacht	n Original- echos	Max./h	n Nächte
Frühjahr								
Fehmarn	996	1.193	613	5.407	12	43.115	15.278	56
Darßer Ort	1.140	1.242	643	4.774	9	92.287	14.027	97
Plantagenetgrund	812	437	806	883	730	2.814	2.192	3
Kriegers Flak	154	191	64	668	0	8.305	2.498	38
Rügen	518	732	209	2.842	6	19.286	5.266	27
Adlergrund	125	217	50	1.368	1	11.023	4.077	70
<i>Insgesamt</i>	675	1.023	223	5.487	0	176.830	15.278	292
Herbst								
Fehmarn	553	788	297	3.829	38	52.567	12.712	54
Darßer Ort	715	670	494	4.154	47	84.610	9.637	98
Plantagenetgrund	510	373	451	688	325	2.040	1.976	3
Kriegers Flak	178	329	77	1.931	0	9.593	3.816	36
Rügen	443	425	259	1.752	55	19.491	5.350	29
Adlergrund	96	145	39	758	0	12.280	2.129	65
<i>Insgesamt</i>	445	608	241	4.154	0	180.581	12.712	285

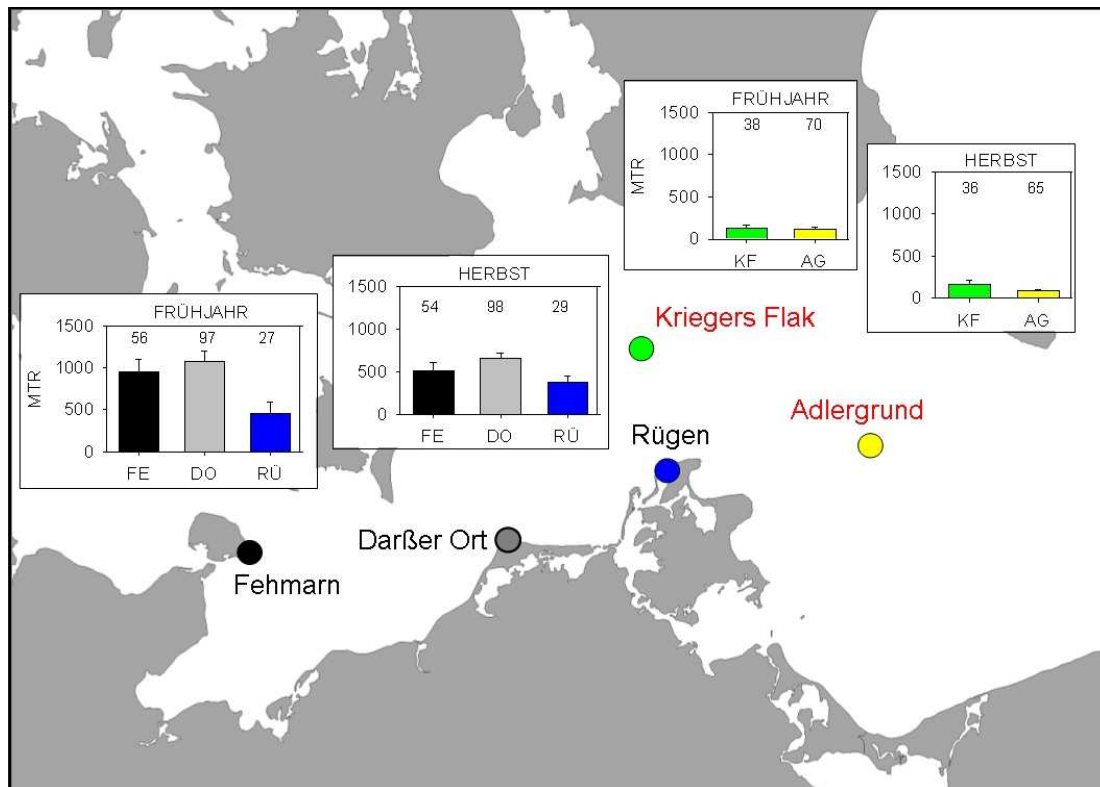


Abb. 90: Mittlere Zugraten (MTR ± se) an verschiedenen Messstandorten im Frühjahr und Herbst (FE = Fehmarn, DO = Darßer Ort, RÜ = Rügen, KF = Kriegers Flak, AG = Adlergrund).

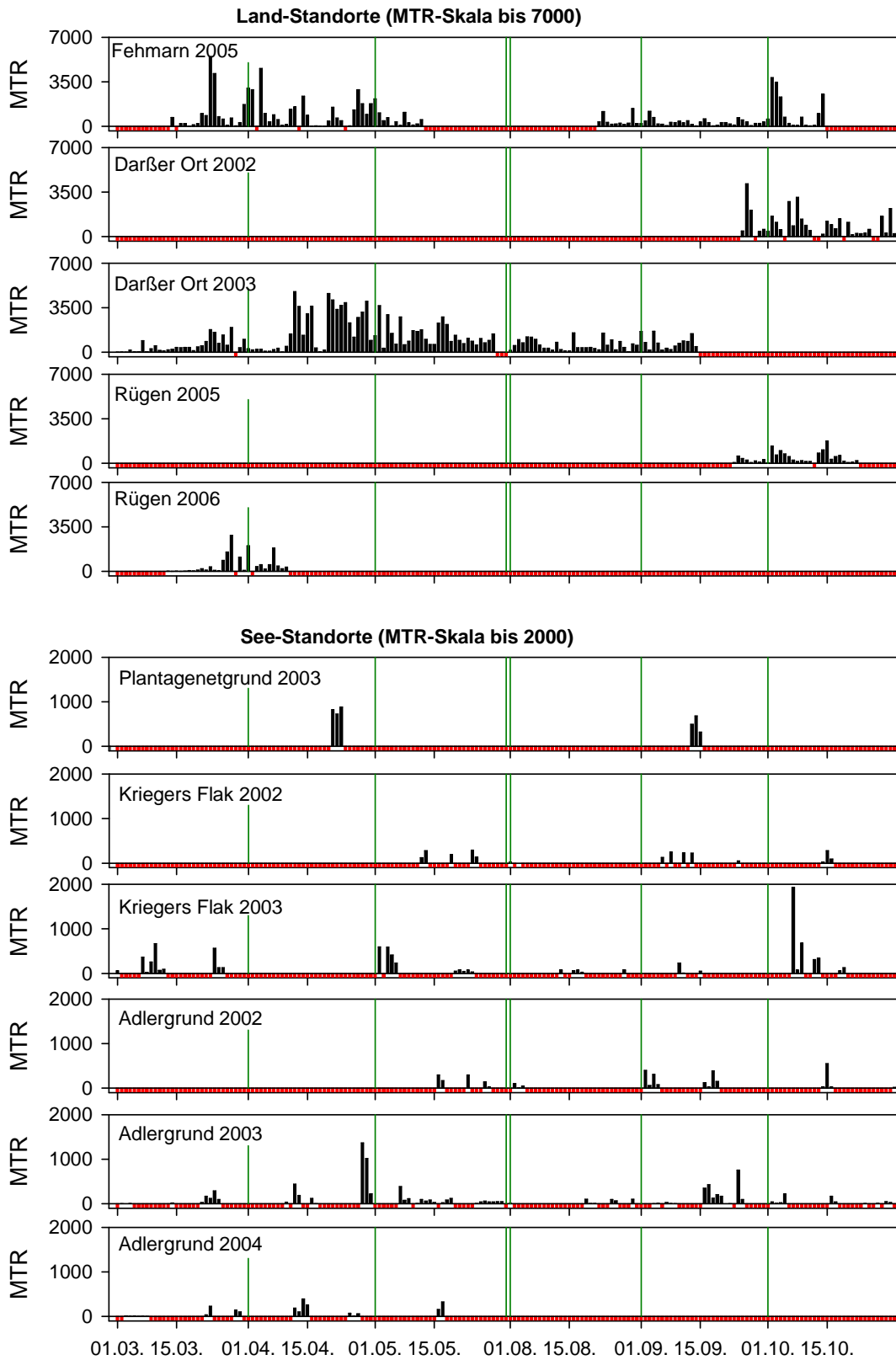


Abb. 91: Zugraten (MTR, $\text{Echos} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{km}^{-1}$) für nächtlichen Vogelzug in den verschiedenen Untersuchungsgebieten und Jahren (rot: keine Messungen; unterschiedliche Skalen für Land- und Seestandorte).



Die Standortunterschiede wurden auch bei der Betrachtung der kumulativen Häufigkeitsverteilung der Zugraten deutlich (Abb. 92, Plantagenetgrund nicht berücksichtigt, da nur wenige Messtage). Im Frühjahr waren die Kurvenverläufe für Fehmarn und Darßer Ort nahezu identisch mit hohen Anteilen von hohen Zugraten, während an den Offshore-Standorten die maximalen Zugraten nur selten über 1.000 Echos* h^{-1} * km^{-1} stiegen. Rügen nahm eine Mittelstellung zwischen Fehmarn/Darßer Ort und den Offshore-Gebieten ein. Die geringeren Zugraten im Herbst auf Fehmarn im Vergleich zum Darßer Ort (vgl. Tab. 25) waren vor allem auf eine höhere Häufigkeit von niedrigeren Zugraten auf Fehmarn zurückzuführen; hohe Zugraten wurden dagegen in beiden Gebieten mit vergleichbaren relativen Häufigkeiten gemessen.

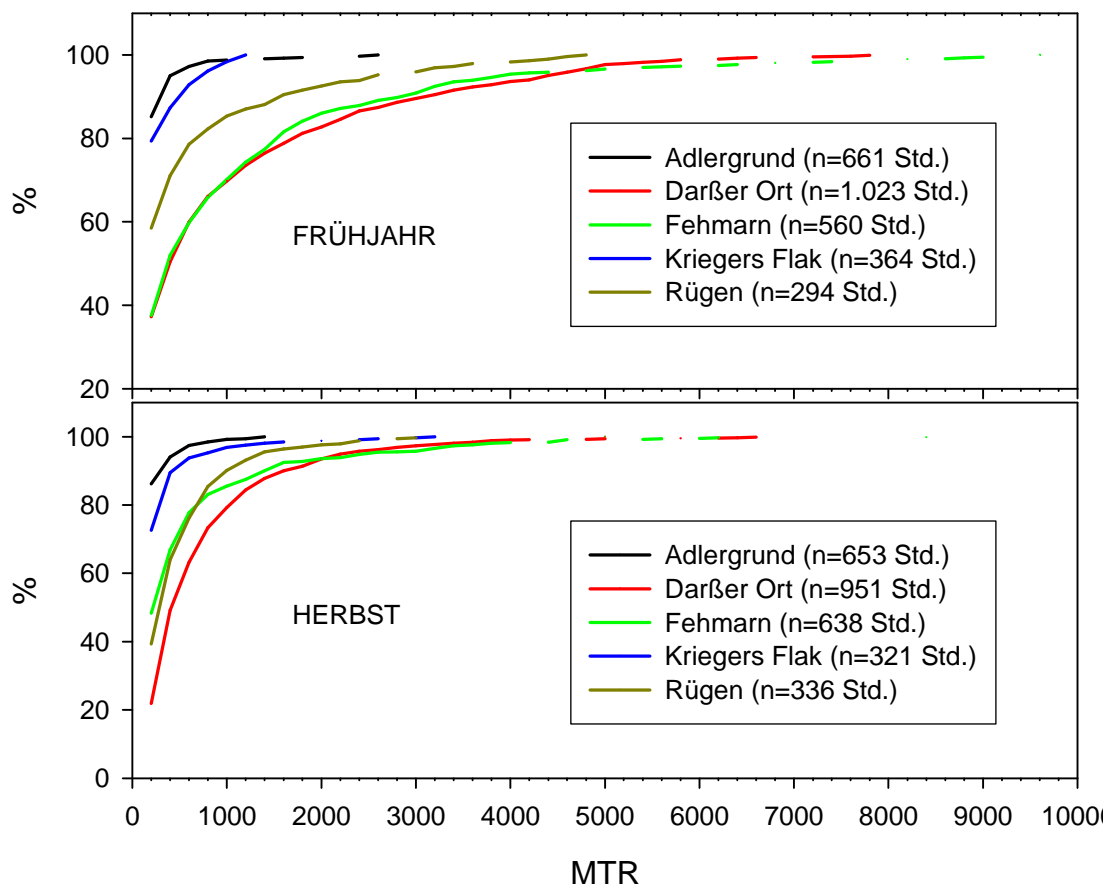


Abb. 92: Kumulative Häufigkeitsverteilung der Zugraten an den verschiedenen Standorten im Frühjahr (oben) und im Herbst (unten).

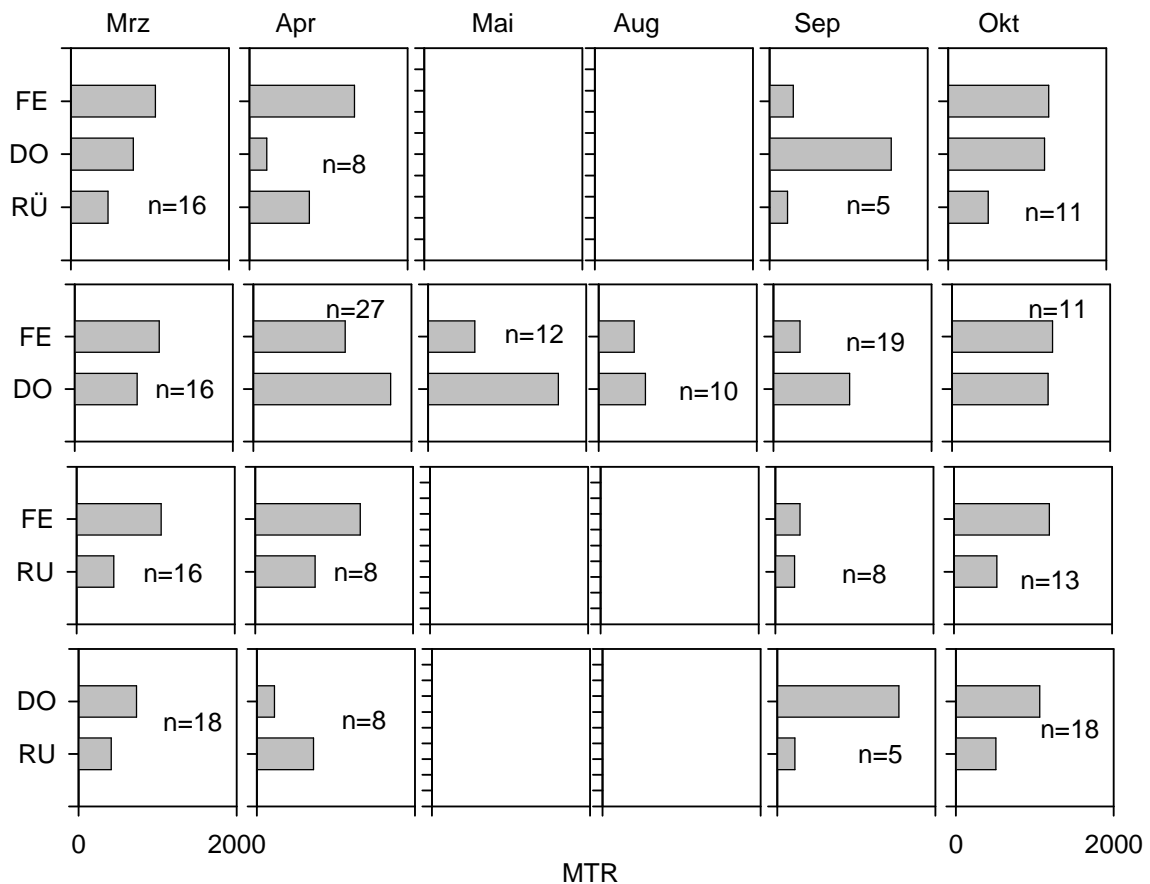


Abb. 93: Nächtliche Zugraten in den verschiedenen Erfassungsmonaten für jeweils identische kalendarische Zeiträume im Vergleich der drei Landstandorte (FE = Fehmarn: 2005, DO = Darßer Ort: Sep/Okt 2002, Mrz/Apr 2003, RÜ = Rügen: Sep/Okt 2005, Mrz/Apr 2006; n = Anzahl Tage). Oben: Vergleich aller 3 Standorte, darunter: paarweiser Vergleich jeweils zweier Standorte.

Für den direkten Vergleich der Zugraten zwischen den Standorten wurden nur die Phasen mit kalendarisch gleichen Zeiträumen herangezogen (Abb. 93, auswertbare Überlappungen nur für Landstandorte; Daten stammen jedoch aus verschiedenen Untersuchungsjahren). Im März zeigten sich abnehmende Zugraten von W nach E, während im April im Vergleich aller drei Standorte am Darßer Ort am wenigsten Echos gemessen wurden (jedoch nur 8 Tage). Diese 8 Tage fielen auf die erste Aprilwoche – in den folgenden Aprilwochen zeigten sich am Darßer Ort jedoch durchgehend sehr hohe Zugraten, die sogar über denen von Fehmarn lagen (direkter Vergleich Fehmarn-Darßer Ort für 27 Tage, vgl. auch Abb. 91). Hier wurde die Problematik von nicht exakt zeitlich synchronen Messungen beim Vergleich verschiedener Standorte besonders deutlich. Der September zeichnete sich durch auffallend geringe Zugraten auf Fehmarn aus (sowohl für die 5 synchronen Tage als auch für den ganzen Monat, vgl. Abb. 91), wogegen im Oktober auf Fehmarn und am Darßer Ort vergleichbare Zugraten herrschten. Die Zugraten auf Rügen lagen unter denen von Fehmarn und Darßer Ort.

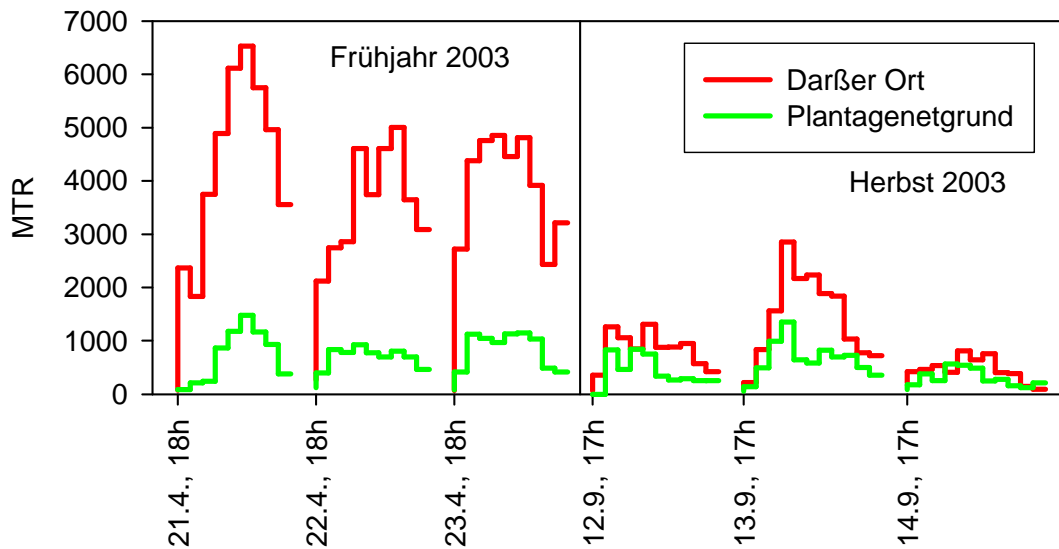


Abb. 94: Vergleich von synchronen Zugraten (MTR, $\text{Echos} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{km}^{-1}$) auf Stundenbasis am Darßer Ort und am Plantagenetgrund im Frühjahr und Herbst 2003.

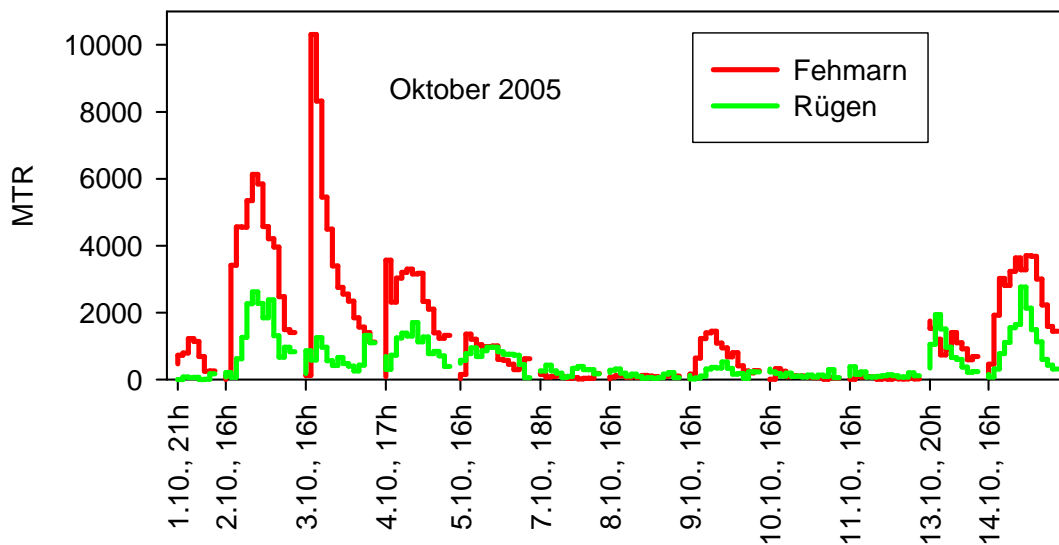


Abb. 95: Vergleich von synchronen Zugraten (MTR, $\text{Echos} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{km}^{-1}$) auf Stundenbasis auf Fehmarn und auf Rügen im Oktober 2005.

Im Frühjahr und Herbst 2003 wurden in jeweils drei Nächten synchron die Zugraten am Darßer Ort und am Plantagenetgrund gemessen. Der Messstandort am Plantagenetgrund befand sich ca. 13 km nördlich vom Darßer Ort. Im Frühjahr zeichnete sich der Darßer Ort durch vielfach höhere Zugraten aus als der Plantagenetgrund (etwa Faktor 5 bis 6x höher), während die Unterschiede im Herbst dagegen wesentlich geringer bzw. nahezu identisch waren (nur am 13.9. etwa 2-fach höhere Raten, Abb. 94). Dies deutet darauf hin, dass es im Frühjahr am Darßer Ort zu einer starken Zugbündelung kam, die sich über See über eine größere Fläche ausdünnte. Für die



großen Unterschiede waren vermutlich aber auch ein nicht bekannter Anteil von W-E-ziehenden Vögeln verantwortlich, die auf ihrem Zugweg nicht das nördlich gelegene Gebiet des Plantagenetgrunds querten. Während des Herbstes kamen die über der Ostsee südlich fliegenden Vögel dagegen in vergleichbaren Zugraten an, was gegen eine Attraktionswirkung durch die Darß-Halbinsel spricht.

Im synchronen Vergleich der Zugraten von Fehmarn und Rügen (Oktober 2005) wird deutlich, dass auf Fehmarn höhere nächtliche Zugaktivitäten herrschten als auf Rügen (Abb. 95). Dies gilt besonders für Zeiten mit allgemein höheren Zugaktivitäten. Bei der Betrachtung von Zeiten mit Zugraten, die jeweils über dem Median lagen (Fehmarn/Rügen: 292/191 Echos \cdot h $^{-1}$ \cdot km $^{-1}$), ergaben sich im Mittel 2-fach (bezogen auf Median-Zugraten) bis 2,5-fach (bezogen auf Mittelwerte) höhere Zugraten auf Fehmarn im Vergleich zu Rügen. Der zeitliche Verlauf der Zugraten war dabei hochsignifikant miteinander korreliert (Spearman-Korrelation: $r = 0,604$, $p < 0,001$, $n = 239$ Stundenwerte), was das insgesamt synchron verlaufende Zuggeschehen widerspiegelt.

2.4.2.2.5.3 Zugintensitäten im Verlaufe der Nacht

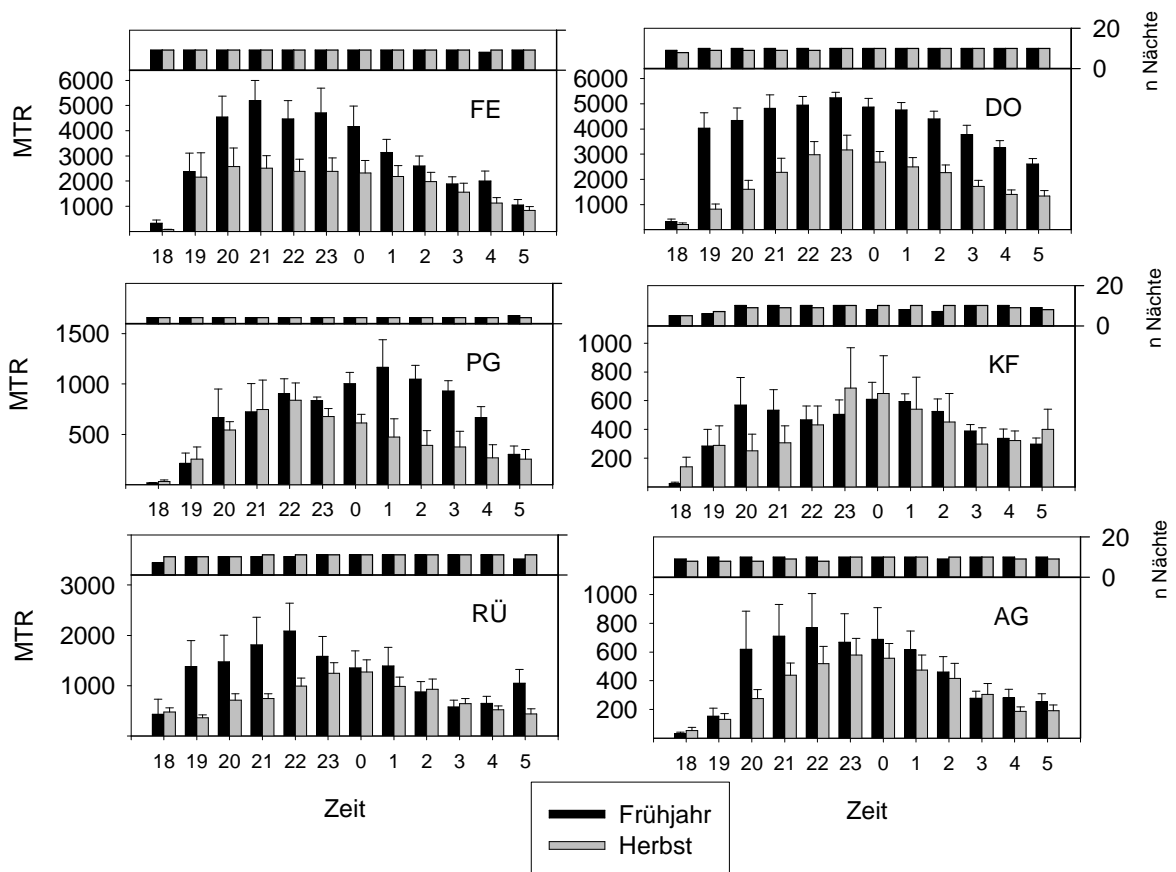


Abb. 96: Zugraten im Verlauf der Nacht (mw \pm se) im Frühjahr und Herbst an den verschiedenen Erfassungsgebieten. Darstellung in normierter Zeit, d.h. Sonnenuntergang 18 Uhr, Sonnenaufgang 6 Uhr.



Die höheren durchschnittlichen Zugraten im Frühjahr im Vergleich zum Herbst (vgl. Tab. 25) vor allem an den Landstandorten spiegelten sich auch im Verlauf der nächtlichen Zugraten wider (Abb. 96). Während im Frühjahr die höchsten Zugraten i.d.R. bereits in der ersten Nachthälfte erreicht wurden (Ausnahmen PG, wo jedoch nur an wenigen Tagen Daten vorliegen), zeigte sich im Herbst allgemein ein langsamerer Anstieg der Zugraten mit Maximalwerten um die Mitternachtsstunden. Eine Ausnahme stellte hierbei Fehmarn dar, wo im Herbst schon in der zweiten Stunde nach Sonnenuntergang nahezu die maximalen Zugraten im Verlaufe der Nacht vorkamen.

2.4.2.2.6 Diskussion

Der Vergleich der Zugraten zwischen den (Land-) Standorten bestätigt die Annahme, dass der Verlauf des nächtlichen Zuges in der westlichen Ostsee großräumig von der schleswig-holsteinischen Ostküste bis Bornholm einem gleichmäßigen Breitfrontenzug folgt, es jedoch an bestimmten Stellen auch nachts Zugkonzentrationen gibt, die vermutlich auf Leitlinienwirkungen zurückzuführen sind. Einen Einfluss von Landmarken auf den Verlauf des nächtlichen Zuges konnte auch in Falsterbo nachgewiesen werden (ÅKESSON 1993), vermutlich ist das Restlicht auch in der Nacht ausreichend, um Wasserflächen (Reflexionen von Sternen-/Mondlicht) von Festland zu unterscheiden. Als Konzentrationspunkte stellten sich Fehmarn und der Darßer Ort heraus. Fehmarn liegt auf der „Vogelfluglinie“, die vor allem von tagziehenden Landvögeln genutzt wird, um das Überqueren großer Wasserflächen mit den damit verbundenen Gefahren zu vermeiden (vgl. Kap. 2.4.2.2.4). Diese „Sicherheit“ scheinen auch nachts ziehende Landvögel zu nutzen, die dann z.B. bei eintretendem Schlechtwetter auf den vielen Inseln entlang dieses Zugweges landen können. Aufgrund der lückenhaften Zeitabdeckung in den Offshore-Gebieten ist davon auszugehen, dass Nächte mit stärkeren Zugraten nicht mit erfasst wurden. Weiterhin ist auf See keine konstante Ausrichtung des Radars senkrecht zur Zugrichtung möglich, da die Ausrichtung des Schiffes die Radarstellung bestimmt. Dadurch kommt es sehr wahrscheinlich zu einer starken Unterschätzung der Zugraten. Diese Probleme sind bei Messungen von Schiffen aus kaum lösbar und schränken die Aussagekraft der Offshore-Daten in diesem Projekt sehr stark ein. Deshalb können wir an dieser Stelle nicht entscheiden, ob die in den Offshore-Gebieten gemessenen sehr geringen Zugraten real sind und auf eine flächige Ausbreitung des Zuges über See in Abwesenheit von Leitlinien hindeuten. In der derzeit einzigen Studie mit kontinuierlichen Messungen des nächtlichen Vogelzuges im Offshore-Bereich von einer festen Plattform aus (Nordsee: FINO 1, OREJAS et al. 2005) wurde gezeigt, dass bei synchronen Messungen im Offshore-Bereich deutlich geringere Zugraten herrschten als an der Küste (Sylt). Diese Befunde stimmen mit der Annahme eines allgemein abnehmenden Gradienten des Zuges von Land in Richtung See beim Überfliegen der Deutschen Bucht (Nordsee) überein – eine Übertragbarkeit eines Land-See-Gradienten auf die westliche Ostsee ist aufgrund der unterschiedlichen topographischen Voraussetzungen nicht zu erwarten. Gewissheit bringen jedoch erst vergleichbare Messungen von festen Standorten aus (z.B. derzeitige Messungen des IfAÖ auf FINO 2 am Kriegers Flak). Für die Ostsee gibt es ebenfalls Hinweise auf nächtlichen Breitfrontenzug (ALERSTAM 1990), und Auswertungen vom großräumigen Militär-Überwachungsradars ergaben in West-Ost-Richtung in weiten Bereichen annähernd gleiche Zugintensitäten von Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern bis nach Dänemark und Schweden (KNUST et al. 2003), was auf einen Breitfrontenzug schließen lässt. Nord-Süd-Profile zeigten dagegen Konzentrationen von Zugintensitäten in Küstenbereichen (z.B. nördlich Rügen) und in der Pommersche Bucht, was vornehmlich auf Flugaktivitäten von Möwen und Meeresenten zurückgeführt wird.



Ein quantitativer Vergleich der Zugintensität im Herbst mit Messungen in Falsterbo zeigt, dass an beiden Standorten entlang der Vogelfluglinie vergleichbare Zugraten vorlagen. Während auf Falsterbo mittlere Intensitäten von $1.081 \text{ Vögel} \cdot \text{km}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ gemessen wurden (mittels Infrarot-Kamera, ZEHNDER et al. 2001), lagen die in dieser Studie gemessenen mittleren Raten auf Fehmarn bei $949 \text{ Echos} \cdot \text{km}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (maximale Zugrate pro Nacht: Falsterbo, $6.618 \text{ Vögel} \cdot \text{km}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$; diese Studie: $5.228 \text{ Echos} \cdot \text{km}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$). Beim Vergleich der Zugraten ist zu berücksichtigen, dass inter-annuelle Variationen in den Zugraten wahrscheinlich sind (Werte aus Falsterbo stammen aus der Zugperiode Herbst 1998) und in Falsterbo der Vogelzug mit einer anderen Methode quantifiziert wurde (mittels Infrarot-Kamera). Ein Vergleich beider Verfahren scheint trotz Unterschieden im Auflösungsvermögen aber grundsätzlich möglich zu sein, denn da im Gegensatz zum Tagzug Singvögel nachts i.d.R. einzeln fliegen (z.B. BERTHOLD 2000), ist anzunehmen, dass die meisten Echos nachts eher von Einzelvögeln verursacht werden. Die Zugkonzentration auf Fehmarn wird insbesondere durch die zeitgleichen Messungen auf Rügen im Herbst 2005 deutlich. Die Zugraten waren entsprechend eines generell großflächig synchronen Zugverlaufs hochsignifikant korreliert, zeigten jedoch insbesondere in starken Zugnächten eine Konzentration über der Vogelfluglinie.

Die Halbinsel „Darßer Ort“ stellt offensichtlich einen weiteren Konzentrationspunkt des nächtlichen Vogelzuges vor allem während des Frühjahrs dar. Der Vergleich mit den synchron gemessenen Zugraten am Plantagenetgrund ca. 13 km nördlich macht jedoch deutlich, dass nur ein geringer Anteil der Vögel von hier aus in nördlicher Richtung die Ostsee überquerte, sondern ein großer Teil folgte vermutlich einem östlich gerichteten Zugweg entlang der Küste. Die gemessenen Zugrichtungen im Frühjahr entsprachen zwar genau dem erwarteten Zug in Richtung NE, die Messungen mit dem horizontal drehenden Radargerät bezogen sich jedoch nur auf tief fliegende Vögel unterhalb von 200 m. Die zeitgleich gemessenen sehr ähnlichen Zugraten am Plantagenetgrund und am Darßer Ort im Herbst sprachen für einen Breitfrontenzug im Herbst in diesem Bereich.

Die in fast allen Gebieten deutlich höheren nächtlichen Zugraten im Frühjahr im Vergleich zum Herbst widersprechen der allgemeinen Erkenntnis, dass der Herbstzug aufgrund des hohen Anteils von Jungvögeln generell stärker ausgeprägt ist als der Frühjahrszug. Die Fang- und Beobachtungszahlen von der Insel Christiansø (östlich Bornholm) bestätigen für die in Schweden häufigen Arten (wie z.B. Sing-/Rotdrossel, Rotkehlchen, Wintergoldhähnchen, Trauerschnäpper, Buch-/Bergfink) ein deutlich höheres Zugaufkommen im Herbst im Vergleich zum Frühjahr (LAUSTEN & LYNGS 2004). Zwar gibt es auch Arten mit stärker ausgeprägtem Frühjahrszug (z.B. Sumpf-/Teichrohrsänger, Gelbspötter), sie fallen zahlenmäßig jedoch nicht ins Gewicht. Unterschiedliche Zugwege im Frühjahr und Herbst könnten derartige ungleiche Verteilungsmuster erklären (wie z.B. bei Rohrsängern bekannt), für die häufigen Arten ist ein solches Verhalten jedoch nicht dokumentiert. Der Herbstzug 2005 auf Fehmarn zeigte erst Anfang Oktober höhere Zugraten, obwohl im September einige der häufigen schwedischen Zugvögel schon Zugmaxima aufweisen sollten (z.B. Rotkehlchen, Trauerschnäpper schon ab Mitte August, Hausrotschwanz, Singdrossel, s. LAUSTEN & LYNGS 2004). Möglicherweise verschob sich das Zugeschehen aufgrund des extrem warmen Septembers in diesem Jahr in den Oktober hinein – da die Untersuchungen am 14. Oktober abgebrochen werden mussten, wurden in diesem Herbst möglicherweise eine Periode mit starkem Zugaufkommen nicht abgedeckt. Eine weitere Erklärungsmöglichkeit wäre ein hoch verlaufender Zug im Herbst oberhalb der Erfassungsgrenzen des Radars ($> 1.500 \text{ m}$). Die Höhenverteilung der Zugraten zeigte jedoch eher im Herbst abnehmende Raten in großer Höhe, während im Frühjahr bis 1.500 m hohe Zugraten herrschten



(dies galt für Fehmarn und Darßer Ort). Da an allen Orten mit gleicher Methode und größtenteils mit identischen Geräten gemessen wurde, sind methodische Gründe für diese Unterschiede weitestgehend auszuschließen. Trotz der Annahme eines nächtlichen Breitfrontenzuges gibt es Hinweise, dass auch nachts Leitlinien einen Einfluss auf das Zugverhalten haben. Im Frühjahr wären solche Bündelungseffekte dann an exponierten Stellen der Ostsee zu erwarten (z.B. Fehmarn, Darßer Ort und Rügen), während bei im Herbst ankommenden Vögeln eher ein Breitfrontenzug mit geringeren Zugdichten zu erwarten ist. Derzeit sind die höheren Zugraten im Frühjahr im Vergleich zum Herbst nicht abschließend zu erklären. Synchrone Vergleichsmessungen mittels Radar mit feststehender Parabolantenne (fixed pencil beam) über ein Jahr hinweg sollen dazu beitragen aufzuklären, ob es sich dabei um ein methodisches Problem handelt oder dem unerwarteten Befund reales Zugverhalten zugrunde liegt. Entsprechende Messungen erfolgen 2008 auf der Insel Rügen im Zusammenhang mit der Entwicklung eines kleinen, mobilen fixed beam Radargerätes. Dieses Vorhaben wird derzeit durch das BMU gefördert (FKZ 0327632).

Der tageszeitliche Verlauf der Zugintensität bei Nachtziehern (steiler Anstieg nach Sonnenuntergang, höchste Intensitäten vor/um Mitternacht, geringere Intensitäten im Verlaufe der Nacht) deckt sich sehr gut mit bekannten Daten (z.B. ALERSTAM 1990, BRUDERER 1997b, FORTIN et al. 1999, ZEHNDER et al. 2001). Unterschiede zwischen den Standorten bzw. zwischen Herbst- und Frühjahrszug resultieren aus standortspezifischen bzw. saisonalen Unterschieden in der Entfernung der Messstandorte zu den Aufbruchsgebieten. So zeigte sich z.B. deutlich, dass während des Herbstzuges auf Fehmarn die Vögel von den nahe gelegenen Inseln gestartet sein müssen (max. Zugraten schon in der zweiten Stunde nach Sonnenuntergang), während am Darßer Ort zuerst die Ostsee überquert wurde und das Zugmaximum entsprechend erst um Mitternacht lag.

2.4.3 Methodendiskussion

Die verwendeten Methoden zur Erfassung des aktiven Vogelzuges decken unterschiedliche Bereiche ab (Tagzug; Nachtzug; niedriger, sichtbarer Zug; „unsichtbarer“ Zug in größeren Höhen...). Die Vorteile und die Grenzen der verschiedenen Methoden sind in Tab. 26 dargestellt. Trotz grundsätzlicher Eignung von Zugrufen zur qualitativen Beschreibung der saisonalen und tageszeitlichen Verteilung des Vogelzuges bestimmter Arten (HILL & HÜPPOP 2008) wurde eine akustische Erfassung des Zuges aus folgenden Gründen nicht (bzw. nur sehr eingeschränkt) unternommen: 1. von Licht angezogene Vögel umkreisen die Lichtquelle oft für einen längeren Zeitraum (insbesondere auf Schiffen), so dass Registrierungen von Zugrufen nicht zu verlässlichen Werten über das Zugaufkommen führen, 2. die Erfassbarkeit von Zugrufen hängt stark von der Flughöhe und von Umgebungsgeräuschen ab (z.B. Wind), 3. die Rufaktivität ist artspezifisch sehr unterschiedlich. Zahlreiche nachts ziehende Vogelarten (z.B. Grasmücken und Rohrsänger) äußern grundsätzlich keine Zugrufe und sind mit dieser Methode nicht registrierbar (vgl. DIERSCHKE 1989).

Die unterschiedliche Wahrnehmung des Vogelzuges durch Sichtbeobachtungen (tiefer Zug v.a. bei Gegenwind) und durch Radarmessungen (v.a. hoher Zug bei Rückenwind) erklärt grundsätzliche Unterschiede in vergleichenden Studien zum Tagzug (z.B. GATTER 2000, ALERSTAM & ULFSTRAND 1972). Während Sichtbeobachtungen nur tief fliegende Vögel erfassen, können Schiffsradargeräten Vögel bis zu einer Höhe von etwa 1,5 km erfassen (bei 25 kW-Gerät, vgl. Kap.



2.4.2.2.5). Am Tage sind jedoch nur qualitative Angaben möglich, da der Tagzug oft in Trupps stattfindet und die Anzahl Vögel je Echo nicht bekannt ist. Ausgehend von der Annahme, dass die höchste Zugaktivität bei Rückenwind in Höhen von bis zu 3 km herrscht (im Mittel ca. 1.000 m, s.o.), bleibt auch einem Schiffsradar ein Teil des Tagzuges in großer Höhe verborgen. Ein Zielfolgeradar deckt auch die höheren Luftschichten ab, es hat am Tage beim Zug von Vogeltrupps jedoch das gleiche Problem wie das Schiffsradar: Messungen sind nur qualitativ möglich, da ein Echo mehrere Vögel enthalten kann.

Vertikal rotierende Schiffsradargeräte werden standardmäßig für Begleituntersuchungen bei geplanten Offshore-Windparks eingesetzt, um mögliche Auswirkungen auf den Vogelzug zu untersuchen. Aufgrund der Einschränkungen für die exakte Quantifizierung durch vertikal rotierende Schiffsradargeräte wird jedoch von führenden Radarornithologen eine Weiterentwicklung der Methode gefordert (SCHMALJOHANN et al. 2008). Dieses Ziel wird derzeit vom IfAÖ durch die Entwicklung eines fixed pencil beam Radars verfolgt, welches eine Parabolantenne besitzt und auf einem Schiffsradar basiert. Die grundsätzliche Tauglichkeit von Schiffsradargeräten zur Quantifizierung des Vogelzuges hat die entscheidende Einschränkung, dass ein fester Standort mit einer definierten Ausrichtung des Radars erforderlich ist.

Tab. 26: Vorteile und Grenzen der verwendeten Methoden zur Erfassung des aktiven Vogelzuges.

Methode	Vorteile	Nachteile/Grenzen
Sichtbeobachtung	<ul style="list-style-type: none"> - geringer logistischer Aufwand - i.d.R. Artbestimmung möglich - bei Beobachtung an geeigneten Orten ist mitunter für einige Arten die Bestimmung quantitativer Zugraten möglich (für Wasser- und Greifvögel) 	<ul style="list-style-type: none"> - nur am Tage möglich, viele Arten ziehen jedoch nachts (meisten Kleinvögel, Limikolen, Gründelenten...) - nur Schätzwerte für Flughöhe, Entfernung und Richtung - Greifvogel- und Kranichzug, der oft sehr hoch verläuft, wird unvollständig erfasst - Kleinvogelzug am Tage nur in niedrigen Höhen erfassbar (bis ca. 50 m); erfassbarer Kleinvogelzug nicht repräsentativ - Zughöhe (und damit Sichtbarkeit) von Kleinvögeln vom Wind abhängig - Erfassungsgrenze beim seawatching bei guter Sicht je nach Art ca. 5 (z.B. Zwergmöwe) bis 15 km (z.B. Kormoran), DIERSCHKE et al. (2005) - Offshore über längeren Zeitraum nicht durchführbar (Ausnahme: Helgoland) - hohe Personalkosten (3 Beobachter von SA bis SU für bis zu 100 Tage pro Saison) bei geringen Materialkosten für optische Geräte (< 10.000 Euro) - zeitnahe Datenauswertung nur bei Verwendung von Datenbanken mit automatisierten Rechenalgorithmen möglich



Methode	Vorteile	Nachteile/Grenzen
vertikal rotierendes Schiffsradar	<ul style="list-style-type: none"> - geringer logistischer Aufwand - geringe Anschaffungskosten (Geräte unter 25 KW sind aufgrund der geringen Detektionsreichweite von < 1.000 m ungeeignet) > 30.000 Euro (25 kW Radar, Stativ, Hard- & Software für die automatische Datenerfassung) - mobil einsetzbar - generelle Informationen über Zugraten und Höhenverteilungen des nächtlichen Vogelzuges basieren auf Messwerte (exakte Quantifizierung jedoch eingeschränkt) und nicht auf Schätzungen - auch hoher Zug erfassbar (bis ca. 1,5 km) 	<ul style="list-style-type: none"> - keine Zugrichtungen - keine exakte Quantifizierung möglich (Unsicherheiten v.a. durch nicht genau bekanntes Radarvolumen) - Zugratenbestimmung auf Schiffen wegen Radarausrichtung nicht verlässlich - keine qualitative Beurteilung der Echos möglich (keine Unterscheidung von Vögeln und Insekten möglich, keine Artinformationen) - keine/unsichere Informationen für den Tagzug von Kleinvögeln, da Tagzug oft in Trupps verläuft (Vögel pro Echo nicht bekannt) - Höhenlimit 1.500 m (25 KW Geräte); z.T. verläuft Zug auch höher - an Land keine quantitative Erfassung von Thermiknutzern möglich (Kranich, Greifvögel) - Offshore auf Schiffen nur sehr eingeschränkt einsetzbar; an festen Standorten (z.B. Plattformen) dagegen über längeren Zeitraum kontinuierlicher Betrieb möglich - zeitnahe Auswertung erfordert die Verwendung einer automatisierten Datenerfassung und die Verwendung von programmierten Korrekturalgorithmen bei der Datenanalyse
PencilBeam-Radar	<ul style="list-style-type: none"> - moderate Anschaffungskosten (all inklusive ca. 100.000 Euro wenn demnächst kommerziell verfügbar) - mobil einsetzbar (bei Beachtung hoher Sicherheitsanforderungen) - exakte Quantifizierung möglich - Informationen über Artengruppen durch Flügelschlagmuster - Messungen bis in große Höhen (> 4 km) und Entfernungen (Kraniche bis ca. 20 km) 	<ul style="list-style-type: none"> - keine Zugrichtungen - keine/unsichere Informationen für den Tagzug von Kleinvögeln, da Tagzug oft in Trupps verläuft (Vögel pro Echo nicht bekannt) - an festen Standorten (z.B. Plattformen) auch offshore einsetzbar - zeit- und personalintensive Datenanalyse, da derzeit noch keine hinreichende automatische Validierung von Echoqualitäten möglich



Methoden	Vorteile	Nachteile/Grenzen
Zielfolgeradar „Superfledermaus“	<ul style="list-style-type: none"> - Messung von Zugrichtungen - exakte Quantifizierung möglich - Informationen über Artengruppen durch Flügelschlagmuster - Messungen bis in große Höhen (> 4 km) und Entfernungen (Kraniche bis ca. 20 km) - Erfassung von Zugwegen und Verhaltensweisen - genauer Bezug zu Wetterparametern möglich durch Erstellung von Windprofilen („Wetterballon“) 	<ul style="list-style-type: none"> - sehr kosten- und personalintensiv (Anschaffungskosten zwar gering aber selten sinnvoll da hoher Aufwand für die Entwicklung von Registriereinheiten und permanente ingenieurtechnische Betreuung erforderlich, Logistikkosten im Betrieb >10.000 Euro pro Woche ohne Personal) - momentan nur ein Anbieter in Europa (stark eingeschränkte Verfügbarkeit) - sehr hohe logistische Anforderungen, daher an Land nur an wenigen Orten einsetzbar - Offshore ebenfalls nur mit großem Aufwand und in konkreten, zeitlich begrenzten Projekten einsetzbar - Tagzug: nur qualitative Angaben, da oft mehrere Vögel in einem Radarecho (keine quantitativen Angaben)

Für die Erfassung des Zugeschehens durch Sichtbeobachtungen an bestimmten Orten ist aufgrund der hohen Variabilität des Zugeschehens v.a. in Abhängigkeit vom Wetter (s. Kap. 2.4.2.1.1) entweder ein langer Zeitraum kontinuierlichen Beobachtens erforderlich oder die zeitlich begrenzten Beobachtungstage müssen sich nach den vorhergesagten Wetterverhältnissen für optimale Zugbedingungen orientieren. Insbesondere im Offshore-Bereich sind kontinuierliche Langzeitbeobachtungen nicht möglich und die Ausfahrtzeiten der Schiffe folgen eher einem starren Zeitplan (feste Charterzeiten) als einer flexiblen, wetterabhängigen Gestaltung. Dadurch kann ein fehlerhaftes Bild des sichtbaren Zugeschehens auf See entstehen.

2.4.4 Schlussfolgerungen

Sichtbeobachtungen decken nur einen eingeschränkten Teil des Vogelzugeschehens ab. Tagziehende Singvögel sind bis in eine Höhe von 50-100 m erfassbar, während in einem Höhenbereich von 200-300 m auch die Erfassung größerer Vögel wie Kraniche und Greifvögeln kaum quantitativ möglich ist. Repräsentative Daten lassen sich nur im Bereich von Zugtrichtern im Küstenbereich erheben (z.B. Falsterbo, Fehmarn, Darßer Ort). Wasser- und Watvögel ziehen sowohl tagsüber als auch in der Nacht. Obwohl Wasservögel i.d.R. sehr tief über dem Wasser fliegen (z.B. Trauerente, Seetaucher), sind absolute quantitative Aussagen über das Zugvolumen aufgrund des nicht bekannten Anteils nachts ziehender Individuen eingeschränkt. Außerdem unterliegen die Zugrouten und die Erfassbarkeit wetterbedingten Schwankungen, die quantitative Aussagen erschweren. Trotz dieser Einschränkungen ermöglichten die Sichtbeobachtungen die Beschreibung von Zugwegen von Seetauchern, Meerestenten, Schwänen, Mittelsägern, Gänsen, Möwen, Seeschwalben und Alken (hier nur exemplarische Darstellung einzelner Arten). Auch für seltenere Arten wie Raubmöwen sind bei langen Untersuchungszeiträumen Darstellungen von Zugrouten und Zugwegen möglich (KUBE et al. 2007). Für Wasser- und Watvögel, die die westliche Ostsee vornehmlich nachts oder in großer Höhe überfliegen, ist der registrierbare Anteil vergleichsweise klein. Hierzu zählen Lappentaucher, Graureiher, Kormorane, Gründelenten,



Tauchenten, Zwerg- und Gänsesäger, Rallen und Watvögel. Von herausragender Bedeutung für bestimmte Wasservögel (Trauerente, Seetaucher, Seeschwalben) erwiesen sich die küstennahen Meeresgebiete bis ca. 5 km Küstenentfernung. Auf hoher See ließen sich dagegen für den sichtbaren Teil des Vogelzuges (d.h. tief fliegende Tagzieher) keine besonderen Bündelungsräume in der westlichen Ostsee ermitteln (ausgenommen Fehmarnbelt).

Bei konstanter Antennenausrichtung liefern vertikal rotierende Schiffsradargeräte plausible Schätzwerte für Zugraten in der Nacht (Tagzug: keine Quantifizierung möglich, da Zuordnung von der Anzahl Individuen pro Echo unmöglich). Quantitative Erfassungen sind dabei bis in Höhen von 900 (10 kW Radar) bzw. 1.400 m Höhe möglich (25 kW Radar). Derzeit ist nicht zu klären, warum an verschiedenen Orten und Jahren der Frühjahrszug mit höherer Intensität stattfand als der Herbstzug. Aufgrund der hohen Jungvogelsterblichkeit im Winter sollte das Zugvolumen im Winter entsprechend höher sein. Der Einsatz eines neu entwickelten fixed pencil beam Radars, welches Erfassungslücken von Schiffsradargeräten schließt bzw. eine bessere Datenqualität liefert, soll Klärung bringen (laufendes Vorhaben gefördert durch das BMU, FKZ 0327632). Aufgrund der nicht konstanten Antennenausrichtung von Radargeräten führen Messungen von Schiffen aus zu einer Unterschätzung von Zugraten (sofern die Richtung nicht mit zwei Ankern konstant gehalten wird). Deshalb ist derzeit auch nicht zu beurteilen, ob die wesentlich geringeren Zugraten auf See auf Messfehlern beruhen, bzw. auf der Tatsache, dass hier große Messlücken bestehen oder einen realen Unterschied zu den küstennahen Standorten mit wesentlich höheren Zugraten darstellen. Generell geben die Messungen der Zugraten weitere Hinweise auf einen großflächigen Breitfrontenzug mit einer gewissen Zugkonzentration im Bereich der „Vogelfluglinie“. Radarmessungen an einem festen Standpunkt in der Ostsee bzw. großräumige Überwachungsradargeräte sollten in Zukunft diese Annahme verifizieren.



3 Modellierungen

3.1 Einleitung

Modellierungen stellen ein methodisches Instrument dar, welches im Zusammenhang mit der Gefährdung des Vogelzuges durch Offshore-Windparks geeignet ist, Schwellenwerte für eine auf Populationsniveau vertretbare zusätzliche Mortalität durch Offshore-Windparks zu ermitteln (NERI 2000, DIERSCHKE et al. 2003). Populationsmodelle geben Auskunft über zukünftige Bestandsentwicklungen unter der Annahme von gegebener Mortalität (natürliche und anthropogene Ursachen) und Überlebensraten. Die Schätzung der jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeit wird durch die Auswertung von Beringungsdaten über lange Zeiträume möglich. Entsprechend der angenommenen Überlebensraten können Auswirkungen zusätzlicher Mortalität auf die Populationsentwicklung simuliert werden, die durch Kollisionen mit Offshore-Windparks zu erwarten sind. Als Instrument zur Schätzung von zusätzlicher Mortalität durch Windenergieanlagen können Kollisionsmodelle verwendet werden. Sie beruhen auf mathematischen Berechnungen - die Eingangsgrößen in die Modellierung (z.B. Zugpopulation, Flughöhen etc.) werden dabei mit verschiedenen Methoden geschätzt (Sichtbeobachtung, Radarmessungen). Die aus den Modellierungen resultierenden Ergebnisse bilden den Bewertungsmaßstab für kumulative Effekte auf den Vogelzug.

3.2 Artenauswahl für Modellierungen

Der Artenauswahl für die Modellierungen werden Kriterien zugrunde gelegt, die sowohl für die Modellierung von Überlebensraten als auch für die Modellierung von Kollisionsraten relevant sind. Die Möglichkeiten zur Modellierung von Überlebensraten hängt primär vom Datenbestand der Beringungszentrale Hiddensee ab, welche aus dem Zeitraum 1964 bis einschließlich 2007 insgesamt 503.229 Datensätze über Rückmeldungen beringter Vögel enthält. Im Vorfeld der vorliegenden Untersuchung wurden potentiell geeignete Arten aufgrund folgender Kriterien ausgewählt:

- Zug über die Ostsee
- überdurchschnittlicher Bestand an Ringwiederfunden bzw. Wiederfängen
- Vertreter unterschiedlicher Zugtypen
- nachgewiesene Kollision an Leuchttürmen.

Für folgende Arten wurden Überlebensraten anhand von Daten der Beringungszentrale Hiddensee berechnet: Singdrossel, Rotkehlchen, Rohrammer, Neuntöter, Wachtelkönig und Uferschwalbe (Tab. 27).

Für Kollisionsmodellierungen werden im folgenden nur nachts ziehende Arten berücksichtigt, da bei am Tage ziehenden Vögeln davon ausgegangen wird, dass sie die Windenergieanlagen in weitaus höherem Maße visuell erkennen als nachts und ihr Flugverhalten ändern (ausweichen, umfliegen der Anlagen, z.B. HORCH & KELLER 2005, HÖTKER et al. 2005, FOX et al. 2006; vgl. Angabe von avoidance Faktoren Kap. 3.3.2.1). Ausgehend von den bisherigen Erkenntnissen zum Kollisionsrisiko von Tagziehern an technischen Anlagen auf See ist derzeit für keine während der Hellphase ziehende Vogelart mit einem signifikanten populationsbiologischen Risiko infolge der



Errichtung von offshore-Windparks zu rechnen (Zug zumeist in Höhen > 200 m, ausgeprägtes Meideverhalten). Bei dieser Betrachtung ausgeschlossen werden nahrungssuchende Seevögel innerhalb von Windparks.

Tab. 27: Bestand der Beringungszentrale Hiddensee an Ringwiederfunden bzw. -wiederfängen ausgewählter Arten (Stand 2004, fett: für Modellierung von Überlebensraten ausgewählt)

Art	Zugtyp ¹	gesamt	davon Totfunde	Wiederfunde nach > 90 Tagen	Anteil Totfunde	Kollisionsrate (Ind. a ⁻¹) ²
Singdrossel	NZ, KS	975	328	621	53%	259,2
Rotkehlchen	NZ, KS	11.428	424	1.435	30%	107,3
Fitis	NZ, LS	2.978	38	1.012	4%	29,1
Wintergoldhähnchen	NZ, KS	4.325	112	360	31%	24,4
Rohrhammer	NZ, KS	13.277	188	6.746	3%	10,6
Buchfink	TZ, KS	3.675	208	2.246	9%	9,9
Mönchsgrasmücke	NZ, KS	5.227	139	2.038	7%	6,1
Alpenstrandläufer	NZ, TZ	1.763	407	1.236	33%	5,8
Schilfrohrsänger	NZ, LS	1.211	3	390	1%	5,6
Teichrohrsänger	NZ, LS	31.383	150	10.152	1%	1,3
Schafstelze	NZ, LS	1.307	56	334	17%	0,6
Neuntöter	NZ, LS	1.199	70	507	14%	0,6
Grünfink	TZ, KS	4.731	220	2.663	8%	0,4
Heckenbraunelle	NZ, KS	4.514	104	2.294	5%	0,3
Wachtelkönig ³	NZ, LS	89	2 ³	49 ³	2%	0,2
Uferschwalbe	TZ, LS	3.576	25	2.189	1%	0,1

¹ NZ= Nachtzug, TZ= Tagzug, LS = Langstreckenzieher, KS = Kurz-/Mittelstreckenzieher; ² HANSEN (1954);

³ Stand 1.11.2007

Weiterhin fliegen Tagzieher oft im Schwarm, so dass Abschätzungen von Zugraten mittels Radar nicht möglich sind und als Eingangsvariable in die Modellierung fehlen (Kap. 2.4.2.2.4). Ein Schwarm verhält sich möglicherweise anders gegenüber Hindernissen als Einzelvögel, wodurch Modellierungen erschwert werden.

Bei gleichen Bedingungen (Windenergieanlagen-Typ, Wetterbedingungen) variiert die Kollisionswahrscheinlichkeit primär mit den Maßen und der Fluggeschwindigkeit des Vogels. Für die generellen Gruppen der „großen“ und „kleinen“ Singvögel wurden die **Singdrossel** und das **Rotkehlchen** gewählt, da sie nach Auswertungen von Leuchtturmanflügen besonders häufig kollidieren und Daten für die Modellierung von Überlebensraten sowie für Populationsmodellierungen verfügbar sind (Tab. 27). Als Langstreckenzieher wurden Kollisionsraten und Populationsanteile des **Fitis** und des **Neuntöters** berechnet. Als Limikolenart wurde die **Waldschnepfe** gewählt, die in Skandinavien in relativ großen Brutpaarzahlen vorkommt. Für die Wahl der Beispielarten spielte ebenfalls das Vorhandensein von populationsbiologischen Daten eine Rolle, um Populationsmodellierungen rechnen zu können. Daher wurde ebenfalls der **Wachtelkönig** als eine eher seltene skandinavische Brutvogelart mit berücksichtigt, von der detaillierte Populationsmodelle vorliegen. Neben diesen Arten mit ausführlichen Berechnungen zu verschiedenen Windenergieanlage-Modellen und Windszenarien wurde zur Prüfung der Repräsentativität der Ergebnisse noch weitere Arten behandelt, jedoch nur für die Modellbasis „Brutbestände“ (nicht Radardaten), 3 MW-Anlagen und Windszenarium „Rückenwind, Nenngeschwindigkeit“. Die Eingabeparameter für diese Arten sind in Tab. 86 m Anhang zu sehen.



3.3 Modellierung von Kollisionsraten

3.3.1 Einleitung

Neben einer möglichen Barrierewirkung sind Kollisionen von Zugvögeln mit Offshore-Windenergieanlagen eine der größten Gefahren, die von Offshore-Windparks ausgehen. Bisherige Untersuchungen im Offshore-Bereich beziehen sich nahezu ausschließlich auf Wasservögel (Enten, Kormorane, Möwen; GUILLEMETTE et al. 1998, TULP et al. 1999, NOER et al. 2000, DESHOLM & KAHLERT 2005) und nur für wenige Arten sind mögliche Kollisionsrisiken abzuschätzen (z.B. Eiderente, DESHOLM & KAHLERT 2005, DESHOLM et al. 2006). Für die zahlenmäßig weitaus größere Gruppe ziehender Singvögel liegen aus Offshore-Bereichen vor allem aufgrund methodischer Probleme keine Daten vor. Lediglich eine vom NERI entwickelte Infrarotkamera war ein Jahr lang im dänischen Windpark Nysted I im Einsatz (PETERSEN ET AL. 2006). Die technischen Einschränkungen des systems erlaubten noch keine Aussagen über Kollisionen von Singvögeln an Offshore-Windenergieanlagen (geringe Reichweite der Kamera, zu geringer überwachter Ausschnitt). Die Ergebnisse von Untersuchungen an Land lassen vermuten, dass das Kollisionsrisiko von Vögeln mit Windenergieanlagen als gering einzuschätzen ist (z.B. WINKELMAN 1985, 1992a, 1992b). Methodische Probleme (z.B. Berücksichtigung von Prädatorenaktivität und Sucheeffizienz, SCHICKER 1997) sowie stark unterschiedliche Kollisionsraten zwischen verschiedenen Parks (z.B. HÖTKER et al. 2005) verdeutlichen jedoch, dass die Zuverlässigkeit und die Übertragbarkeit derartiger Untersuchungen auch an Land oftmals problematisch ist. Das gleiche gilt sicher noch in stärkerem Maße für die Übertragbarkeit auf Offshore-Bedingungen. Hier sind wesentlich größere und höhere Einzelanlagen geplant (derzeit bis 140 m; 5 MW-Anlagen > 150 m) als an Landstandorten und die Abmessungen der Parks sind unvergleichbar größer. Außerdem treten öfter Starkwind- und Sturmereignisse auf als an Land, die mit geringen Flughöhen (und entsprechend hohem Kollisionsrisiko) verbunden sind. Landvögel können über See ihren Zug bei Eintritt schlechter Wetterbedingungen nicht unterbrechen.

Aufgrund dieser methodischen Einschränkungen bei der Untersuchung von Kollisionsraten insbesondere auf der offenen See stellen Modellrechnungen derzeit die einzige Möglichkeit dar, um das mögliche Kollisionsrisiko abzuschätzen. Im vorliegenden Kapitel wird ein bewährtes Kollisionsmodell verwendet (BAND et al. 2005), welches trotz einiger Einschränkungen und Vereinfachungen grundsätzliche Informationen über das mögliche Ausmaß von Kollisionen mit Offshore-Windenergieanlagen in der westlichen Ostsee im Sinne eines worst-case Szenarios erlaubt. Als Eingangsvariablen werden neben Ableitungen von skandinavischen Brutbeständen auch eigene Messungen von Zugraten mittels Radar verwendet. In diesem Modell wird jedoch nicht die Reaktion der Vögel bei der Annäherung an eine Windenergieanlage sowie witterungsbedingte Verhaltensänderungen berücksichtigt. Für eine maßgebliche Verbesserung der Präzision der Vorhersage kumulativer Effekte sind derartige Erweiterungen von Kollisionsmodellierungen und Simulationen essentiell.



3.3.2 Methoden

3.3.2.1 Modelldarstellung

Das Ziel der Modellierung ist eine Einschätzung, wie viel Vögel im Verlaufe einer Zeitperiode (Frühjahr und Herbst) an Windparks in der westlichen Ostsee kollidieren könnten. Eine Gesamtübersicht über das Verfahren ist in Abb. 100 und Abb. 101 zu sehen.

#Das für die Kollisionsmodellierung verwendete Modell von BAND et al. (2005) basiert grundsätzlich auf dem von TUCKER (1996) entwickelten mathematischen Modell zur Berechnung von Kollisionswahrscheinlichkeiten an Windturbinen. Eine ausführliche Beschreibung der Berechnung von Kollisionswahrscheinlichkeiten als Kopie der Original-Anweisungen ist im Anhang ab Seite 328 zu finden (Beschreibung auch unter: <http://www.snh.org.uk/pdfs/strategy/renewable/COLLIS.pdf>). Die Modellierungsschritte sowie entsprechender Support sind vom „Scottish Natural Heritage“ (SNH) zu beziehen (<http://www.snh.org.uk/>). Das Verhalten von Vögeln im Bereich der Windenergieanlage wird im Modell nicht mit berücksichtigt („no avoidance“-Werte). Für die Modellierung realitätsnaher Kollisionsraten ist jedoch die Berücksichtigung des Meideverhaltens anfliegender Vögel zu fordern (CHAMBERLAIN et al. 2006). Auf eine konkrete Anfrage beim SNH zum vorliegenden Projekt wurde hierzu erklärt, dass davon auszugehen sei, dass auch nachts ziehende Vögel ein Meideverhalten zeigen und dies bei der Modellierung von Kollisionsraten entsprechend berücksichtigt werden sollte. In Ermangelung vorliegender Daten und Erkenntnisse können diesbezüglich jedoch nur Annahmen getroffen werden; eine Quantifizierung des Meideverhaltens nachts ziehender Vögel ist derzeit nicht möglich. Weiterhin ist zu beachten, dass ein Teil der Vögel, der kein Meideverhalten zeigt, von Offshore-Bauwerken angelockt werden kann. Ein entsprechendes Verhalten kann unter bestimmten Rahmenbedingungen z. B. an Leuchttürmen und nachts beleuchteten Offshore-Plattformen beobachtet werden (nähere Angaben hierzu in den folgenden Textabschnitten). Auch für die Attraktionswirkung ist die Angabe konkreter Zahlenwerte, mithilfe derer sich das von der Attraktionswirkung ausgehende Kollisionsrisiko quantifizieren lässt, derzeit noch nicht möglich.

Im vorliegenden Bericht wird zur Modellierung realitätsnaher Kollisionsraten das Modell von BAND et al. (2005) um Faktoren für das Meideverhalten und die Attraktionswirkung erweitert. Hierzu ist zunächst festzulegen, wie groß der populationsbezogene Anteil der Vögel ist, die von einem Anlockeffekt betroffen sind. Im Rahmen dieses Berichts wird davon ausgegangen, dass dies auf 5 bis 10% aller Vögel zutrifft (diese Annahme begründet sich durch Beobachtungen an der Forschungsplattform FINO2; siehe weiter unten). Die restlichen 95 bis 90% der Vögel fliegen entweder unbeeinflusst auf ein Hindernis zu oder zeigen eine Meidreaktion. Wie stark die Meidreaktion ausgeprägt ist, wird durch den "avoidance factor" angegeben. Ein Wert von 1 bedeutet, dass kein Vogel ein Ausweichverhalten zeigt; ein Wert von 0,1 zeigt an, dass 90% der Vögel, die kein Attraktionsverhalten zeigen, dem Hindernis ausweichen. Der "attraction factor" gibt indes an, um das Wievielfache sich das Kollisionsrisiko durch den Anlockeffekt eines Offshore-Bauwerks erhöht. Ein Wert von 1 zeigt hier an, dass von dem Offshore-Bauwerk eine einfache Attraktionswirkung ausgeht; ein attraction factor von 10 bedeutet, dass die angelockten Vögel einer starken Attraktionswirkung unterliegen, die zu einem 10-fach höheren Kollisionsrisiko führt (z. B. hervorgerufen durch mehrfaches Umkreisen des Hindernisses).

Mit Hilfe des avoidance factors lässt sich eine auf die Gesamtzahl der durchziehenden Vögel bezogene Meiderate ("avoidance rate") bestimmen. Sie berechnet sich wie folgt: Meiderate [%] =



(Prozentsatz der anfliegenden Vögel, die kein Attraktionsverhalten zeigen) * [(avoidance factor - 1) * (-1)]. Dies soll anhand eines Beispiels verdeutlicht werden:

Unter der Annahme, dass 5% aller anfliegenden Vögel von einem Hindernis angelockt werden (attraction factor = 1) und 90% aller nicht angelockten Vögel ein Meideverhalten zeigen (avoidance factor = 0,1) beträgt die populationsbezogene Meiderate $95\% * [(0,1 - 1) * (-1)] = 85,5\%$. Für dieses Fallbeispiel werden in den nachfolgenden Abschnitten populationsbezogene Kollisionsraten angegeben (Tab. 32, 34, 36 etc.).

Durch die Unkenntnis des Verhaltens von Vögeln gegenüber Windenergieanlagen während der Nacht entsteht eine sehr hohe Variation des möglichen Ausmaßes von Kollisionszahlen, die zu einer hohen Unsicherheit bezüglich der realen Zahlen führt. CHAMBERLAIN et al. (2006) zeigen anhand einer Fallstudie, dass durch eine 10%ige Variation der Meiderate eine Erhöhung des Kollisionsrisikos um mehr als 2.600% verursacht wird. Die unterschiedlichen Kombinationen von Meide- und Attraktionsverhalten ergeben eine große Spannweite von möglichen Kollisionszahlen. Dieser „Ergebnisraum“ lässt sich dreidimensional darstellen (s. Beispiel Abb. 99). Während Meideverhalten in Abhängigkeit von den Sichtbedingungen (Mondschein, Wolkenbedeckung, Beleuchtung der Anlagen) als regelmäßig vorkommendes Verhalten angenommen werden kann, ist eine Attraktionswirkung vornehmlich an schlechte Sichtbedingungen gebunden. Diese kommen unregelmäßig vor und es ist damit nur ein Teil des gesamten Zuges betroffen. Bei der nachfolgend durchgeführten Modellierung der Kollisionszahlen wird davon ausgegangen, dass - wie oben bereits erwähnt - 5 bzw. 10% aller anfliegenden Vögel ein Attraktionsverhalten und 95 bzw. 90% der Vögel ein Hindernis unbeeinflusst anfliegen oder eine Meidereaktion zeigen. Hierbei kann zum einen die Attraktionswirkung, unterschiedlich stark variieren (s. z-Achse in Abb. 99). Zum anderen kann von den Vögeln, die nicht angelockt werden, ein bestimmter Anteil ein Meideverhalten zeigen (x-Achse in Abb. 99). In den Tabellen mit konkreten Zahlenwerten (Tab. 32, 34, 36 usw.) wird von der konservativen Variante mit 5 % Attraktionswirkung ausgegangen. Die Annahme, dass bei 5 bis 10 % der Nächte bzw. Vögeln Attraktionsverhalten vorliegt, begründet sich auf Daten zum nächtlichen Vogelzug im Bereich der Forschungsplattform FINO2, die nachts beleuchtet ist (s. Abb. 97) und somit unter bestimmten Bedingungen eine Attraktionswirkung auf Zugvögel ausüben kann (s. kollidierter Fitis auf Titeltoto diese Berichtes; in dieser Nacht kollidierten insgesamt über 10 Fitisse, 2 Braunkehlchen und ein Trauerschnäpper).

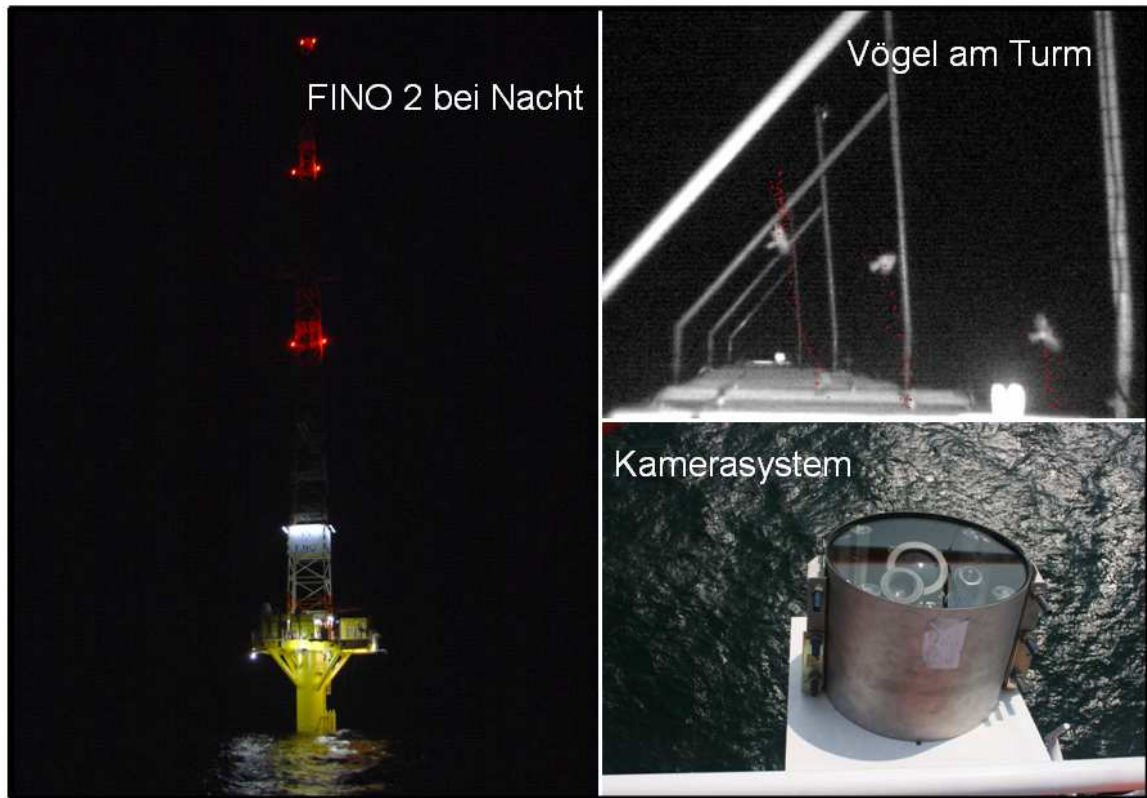


Abb. 97: Forschungsplattform FINO 2 bei Nacht sowie Kamerasystem und registrierte Vögel um dem Turm.

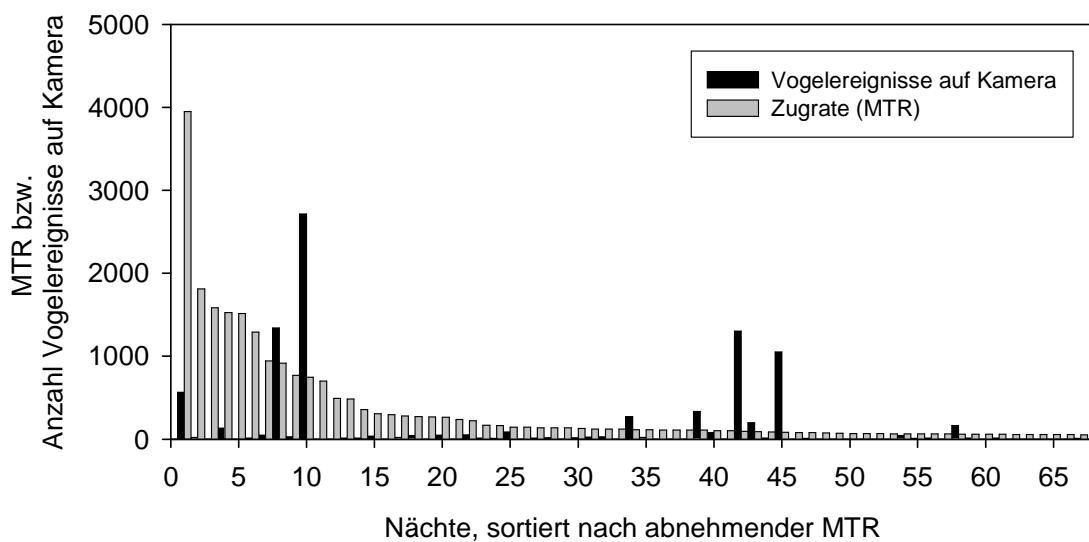


Abb. 98: Vergleich von Zugraten bei FINO 2 (gemessen mittels Radar) und der Anzahl Vogelereignisse am Turm (gemessen mittels Kamera) in Nächten mit einer MTR > 50 (Herbst 2007/2008; Frühjahr 2008) absteigend sortiert.



Ein Vergleich von Zugraten bei FINO2 (Radarmessungen) mit der Anzahl per Kamera registrierter Vogelereignisse am Turm gibt Hinweise auf ein Attraktionsverhalten (Kamera-Entwicklung gefördert durch BMU-Projekt „Entwicklung und Einführung eines automatischen Erfassungssystems für die Ermittlung des Vogelschlages unter Praxisbedingungen“ FKZ 0327560; Abb. 97, Abb. 98). Eine klare Definition, wann Attraktion vorliegt, unterliegt einem Ermessensspielraum. Im vorliegenden Fall wurden in 4 von 67 Nächten mit Vogelzug (6 % der Nächte; die Summe der MTR in diesen 4 Nächten entsprach ca. 8 % der gesamten MTR) über 1.000 Vogelereignisse pro Nacht am Turm registriert. In der Nacht Nr. 8 war die Zugrate zwar auch relativ hoch, in Nächten mit vergleichbaren Zugraten (z.B. Nächte 2-7) waren jedoch keine Vögel am Turm. In weiteren 4 Nächten lag die Anzahl von Vogelereignisse am Turm mit > 100 Ereignissen bei gleichzeitig geringer MTR ebenfalls relativ hoch, so dass hier ebenfalls von Attraktion ausgegangen werden kann (8 von 67 Nächten=12 %; Summe der MTR dieser Nächte entspricht 9,5 % der gesamten MTR). Mit der Annahme von 5 % Attraktionswirkung in den Modellierungen liegt man somit eher im unteren Bereich der realistischen Verhältnisse. Die Anzahl angezogener Vögel kann in Massenzugnächten, in denen > 10% des gesamten Zuges in einzelnen Nächten stattfinden kann noch deutlich höher liegen.

Als weiterer Hinweis auf das Ausmaß von Attraktionswirkungen zeigen Beobachtungen auf der Nordseeinsel Helgoland, wo in jeder Saison (ca. 100 Tage) sichtbare Attraktionswirkungen von Vögeln bei schlechten Wetterbedingungen im Durchschnitt in fünf Nächten statten (DIERSCHKE 1989).

Als Basisdaten für die graphische Darstellung werden die Berechnungen aus Brutbeständen und Radardaten verwendet, wobei jeweils von dem Mittel der Windszenarien ausgegangen wird.

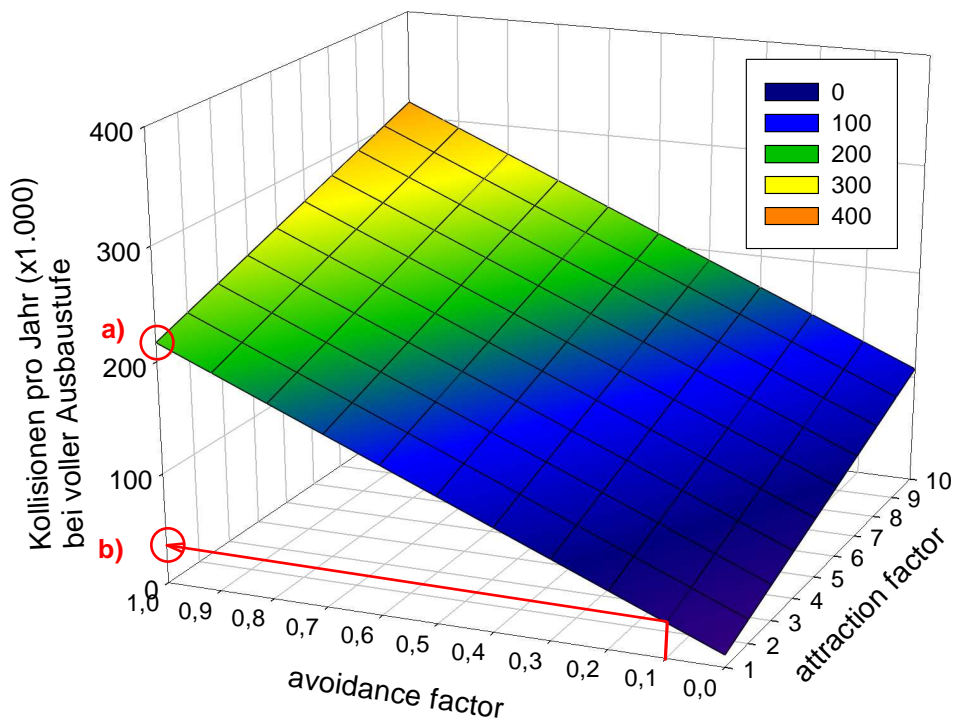


Abb. 99: Beispielhafte Darstellung von Kollisionszahlen bei vollem Ausbauszenario. Der Darstellung liegt die Annahme zugrunde, dass 5% der Vögel ein Attraktionsverhalten zeigen und 95% der Vögel das Hindernis unbeeinflusst anfliegen oder eine Meidereaktion zeigen. Die Dimension des Meideverhaltens wird auf der x-Achse durch den "avoidance factor" variiert. Ein avoidance factor von 0,6 bedeutet bspw., dass 40% der anfliegenden Vögel, die keine Attraktionsverhalten zeigen, dem Hindernis ausweichen. Die Ausprägung der Attraktionswirkung wird auf der z-Achse durch den "attraction factor" variiert. Ein Wert von 10 entspricht einer starken Anlockwirkung, die zu einer Verzehnfachung des Kollisionsrisikos führt. Rot: Darstellung möglicher Kollisionszahlen für a) eine populationsbezogene Meiderate von 0%(attraction factor 1, avoidance factor 1) und b) eine populationsbezogene Meiderate von 85,5% (attraction factor 1, avoidance factor 0,1).

Die graphischen Darstellungen geben einen umfassenden Eindruck über die mögliche Variation der Anzahlen kollidierender Vögel. Schwierig wird es, aus dieser Darstellung konkrete Zahlen zu extrahieren, die in tabellarischer Form einen Eindruck über die realen Kollisionsereignisse geben. In den Tabellen 31 bis 41 wird deshalb eine Spannweite möglicher Kollisionszahlen für populationsbezogene Meideraten zwischen 0% (avoidance factor = 1; attraction factor = 1) und 85,5% (avoidance factor = 0,1; attraction factor = 1) angegeben. Für am Tage ziehende Vögel wird vom SNH (Scottish National Heritage; Entwickler des Programms) ein mittlerer avoidance Faktor von 0,05 empfohlen (d.h. Meideverhalten bei 95 % der Vögel). Eine Vielzahl von Studien belegen, dass vor allem nachts ziehende Vögel von Kollisionen bedroht sind und Berichte von Massenkollisionen beziehen sich ausschließlich auf den nächtlichen Vogelzug (z.B. Forschungsplattform „Nordsee“ MÜLLER 1981, FINO 1 OREJAS et al. 2005, FINO 2 eigene Beobachtungen; Öresundbrücke: >1.000 Opfer allein in einer Nacht, BENGTTSSON mtl. Mitt., s. auch



Kap. 4.2.2.1). Deshalb ist davon auszugehen, dass das Meideverhalten in der Nacht deutlich geringer ausgeprägt ist als am Tage. Bei einer Untersuchung, die am dänischen Offshore-Windpark Nysted durchgeführt wurde, waren die beobachteten Unterschiede bzgl. des Ausweichverhaltens von Eiderenten zwischen Tag und Nacht dagegen gering: Auch nachts zeigten Eiderenten ein hohes Meideverhalten (99,1 % gegenüber 99,4 % am Tage, DESHOLM & KAHLERT 2005). Das eingesetzte Horizontalradar erlaubt jedoch nur die Erfassung von Zugwegen bei geringen Windstärken (Störungen durch Welle bei starkem Wind) und die Verhältnisse bei Schlechtwetterbedingungen sind daher nicht bekannt.

Bei den tabellarisch dargestellten Zahlenwerten ist zu beachten, dass für 5 % der Vögel ein einfaches Attraktionsverhalten angenommen wird (d.h. die Möglichkeit einer höheren Attraktionswirkung wird nicht berücksichtigt). Dies begründet sich in dem völligen Fehlen einer quantitativen Vorstellung der Attraktionswirkung (z.B.: aus welcher Höhe werden Vögel angezogen? Wie lange halten sich einzelne Individuen im Gefahrenbereich auf? Wie oft wird die Lichtquelle umflogen?), die es nicht erlaubt, sich für einen der angegebenen Werte für die Attraktionswirkung zu entscheiden. Zu bedenken ist deshalb, dass die Kollisionszahlen in den angegebenen Spannen möglicherweise durch eine in der Realität stärkere Attraktionswirkung erhöht werden. Dies wird in den 3-D-Darstellungen deutlich.

Es wird angenommen, dass jede Kollision zum Tode des Vogels führt, entweder direkt oder nachfolgend durch die Verletzungen. Im verwendeten Modell werden keine unterschiedlichen Einflugwinkel bzw. Windrichtungen berücksichtigt. Die Annahme ist, dass bei schrägem Einflugwinkel die durchflogene Risikofläche geringer ist (weniger Vögel im Rotorbereich), dagegen hält sich der Vogel beim Durchfliegen der Rotorfläche länger im Rotorbereich auf (Kollisionswahrscheinlichkeit erhöht), so dass sich diese Effekte aufheben (s. Original-Methodenbeschreibung im Anhang ab Seite 328). Eine entsprechende Simulation und Berücksichtigung des Einflugwinkels wäre in weiterführenden Modellen wünschenswert, da diese Vereinfachung sicher nicht genau der Realität entspricht. Weiterhin erlaubt das Modell von BAND et al. (2005) nur die Berücksichtigung von Parks, in denen die Windenergieanlagen rechtwinklig in Reihen stehen, was bei einigen genehmigten Parks in der westlichen Ostsee nicht der Fall ist (z.T. fächerförmige Anordnung, s. Tab. 87). In diesen Fällen wird die Anzahl der Anlagen entsprechend des Seitenverhältnisses der Abmessungen auf ein rechteckiges Format projiziert. Folgendes Beispiel soll die Vorgehensweise verdeutlichen. Der fächerförmig geplante Windpark am Kriegers Flak (auf deutscher Seite) hat bezogen auf die Hauptzugrichtung der Vögel (ca. 210°) eine Breite von ca. 6 Kilometern. Bei einem angenommenen Reihenabstand von ca. 800 m wären somit ca. 8 Reihen vorhanden, in denen jeweils 10 Anlagen stehen würden (insgesamt 80 Anlagen).

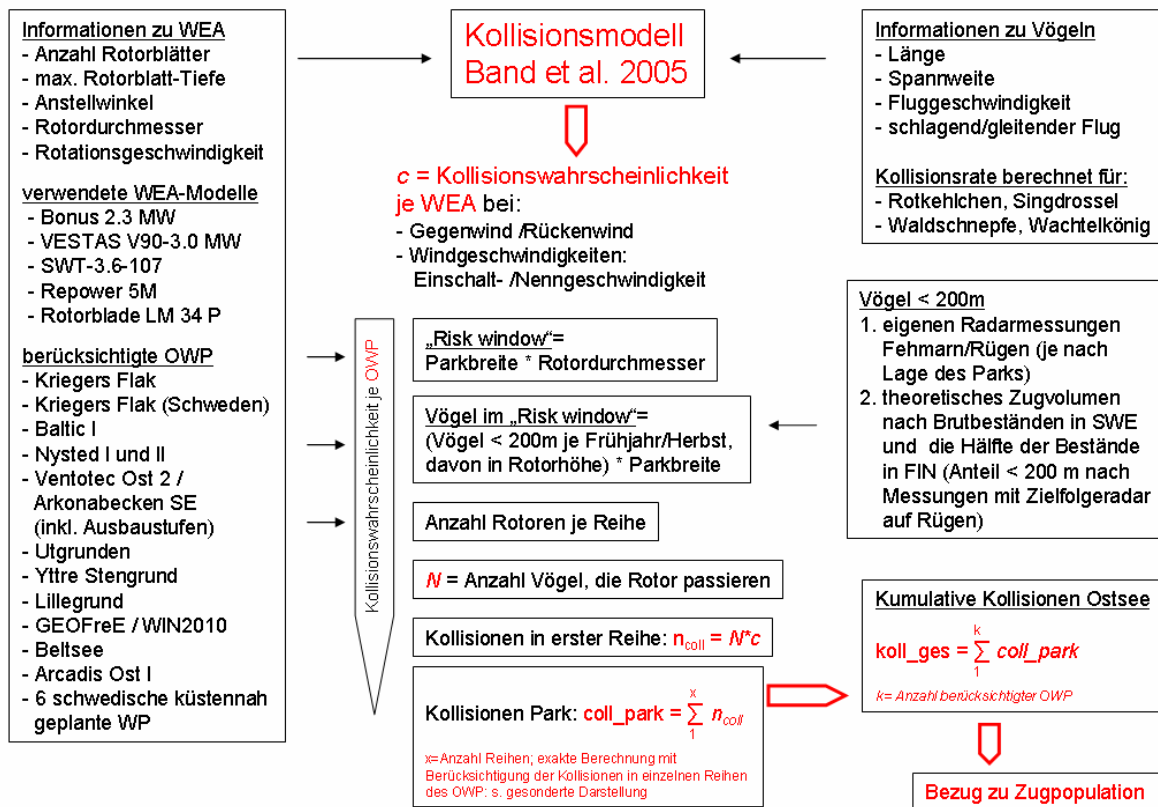


Abb. 100: Schematische Darstellung der Berechnung von kumulativen Kollisionsraten für den Ostseeraum basierend auf dem Kollisionsmodell von BAND et al. (2005).

Die Anzahl kollidierender Vögel über einen Zeitraum berechnet sich wie folgt:

Anzahl der Kollisionen = Wahrscheinlichkeit, dass ein Vogel kollidiert * Anzahl der Vögel, die durch den Rotor fliegen

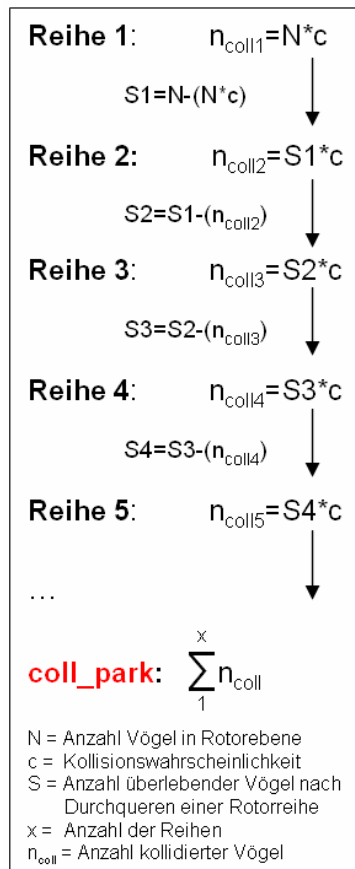


Abb. 101: Schematische Darstellung der Berechnung von Kollisionsraten in einem Windpark.

3.3.2.2 Eingangsdaten in Modellierung

In die Berechnung der Kollisionswahrscheinlichkeiten fließen Daten zur Windenergieanlage (Maße der in den verschiedenen Parks jeweils verwendeten Modelle, Tab. 28) sowie Daten der betrachteten Vogelarten ein (Tab. 30). Mit dem Stand von Ende 2007 werden für die deutsche, dänische und schwedische Ostsee insgesamt 19 Windparks berücksichtigt, die entweder im Betrieb, genehmigt oder in Planung sind (Abb. 102 und Tab. 87 im Anhang sowie in Abb. 136, Abb. 137 und Abb. 138 im Anhang, insgesamt ca. 1.300 Offshore-Windenergieanlagen). Nicht berücksichtigt sind weitergehende Absichtserklärungen der dänischen und schwedischen Regierung, die Windkraft auf dem Meer in Zukunft noch deutlich weiter auszubauen (v.a. weitere Planungen im Bereich des Kriegers Flak auf dänischer Seite und vor Bornholm, s. Abb. 137, sowie auf schwedischer Seite Planungen größerer Park südlich der Insel Öland bzw. Gotland, s. Abb. 138).

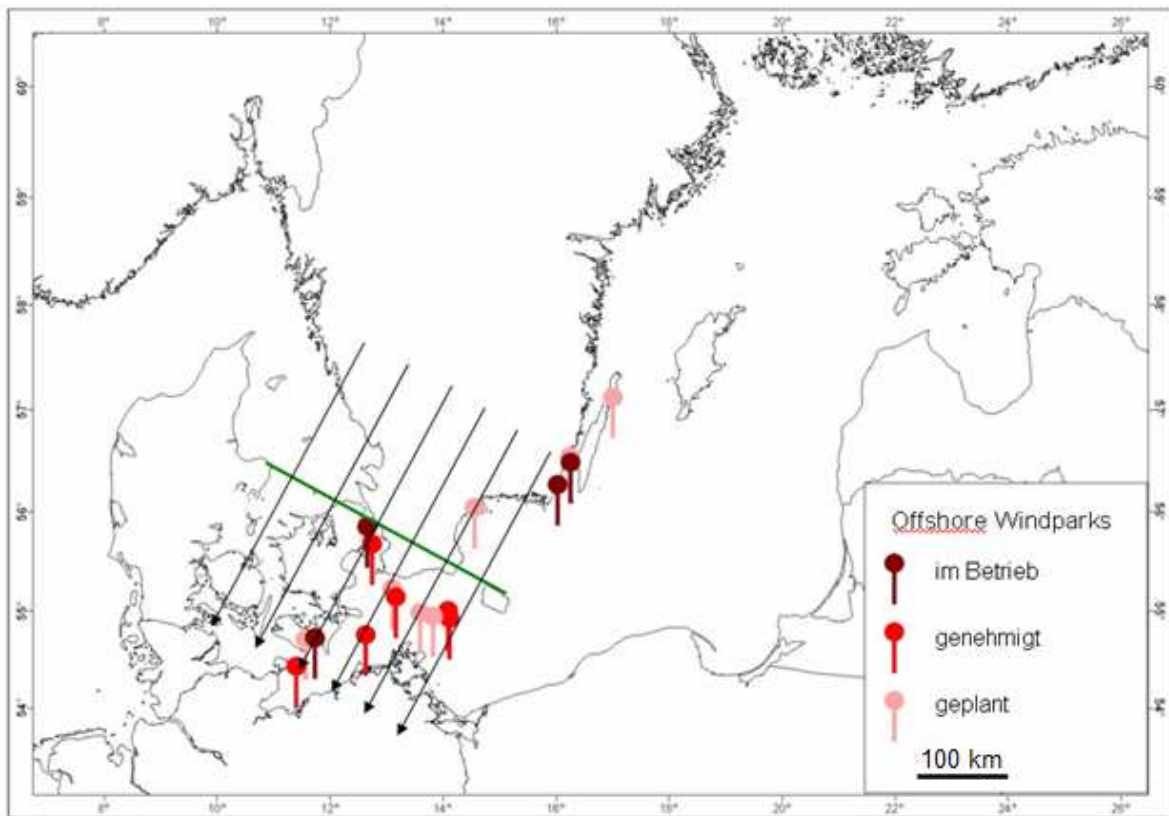


Abb. 102: Darstellung der Windparks sowie der angenommenen Zugrichtung im Herbst (schwarze Pfeile) und berücksichtigte Zugstrecke (grüne Linie).

Die Kollisionsraten werden bei zwei verschiedenen Windstärken berechnet (Einschaltgeschwindigkeit, ca. $4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$; Nenngeschwindigkeit, ca. $14 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), wobei die Situation bei Gegen- und Rückenwind unterschieden wird. Für die Kollisionsberechnungen ist die Angabe der Rotationsgeschwindigkeit der Rotoren erforderlich, die mit der Windstärke variiert. Vom Hersteller der verschiedenen Rotortypen werden standardmäßig die Windgeschwindigkeiten angegeben, bei der die Anlage den Betrieb aufnimmt (Einschaltgeschwindigkeit) und bei der die Nennlast erreicht wird (Nenngeschwindigkeit). Aus diesem Grund konnte nur mit diesen Werten gerechnet werden. Zur Beurteilung der Repräsentativität dieser Windgeschwindigkeiten im Offshorebereich (in welchem Umfang tritt Vogelzug bei diesen Windgeschwindigkeiten auf?) müssten entsprechende Analysen der Windverhältnisse über viele Jahre durchgeführt und mit dem Zugaufkommen in Verbindung gesetzt werden. Derartige Analysen von großräumigen Wetterverhältnissen und Zugaufkommen sind sehr komplex (z.B. ist für das Zugaufkommen das Wetter im Aufbruchgebiet entscheidend) und konnten im Rahmen dieses Projektes nicht durchgeführt werden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass Windgeschwindigkeiten von $14 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (entsprechend ca. $50 \text{ km}\cdot\text{h}^{-1}$) im Offshore-Bereich regelmäßig vorkommen. Sofern diese Winde für die Vögel Rückenwind bedeuten, ist in diesen Situationen auch mit verstärktem Vogelzug zu rechnen. Bei Gegenwind ist die Zugintensität dagegen gering. Als „risk window“ wird der Bereich des rotierenden Rotors definiert, der feststehende Pylon wird ausgeschlossen.



Tab. 28: Eingangsparameter für die Kollisionsmodellierung bezogen auf Informationen von den verwendeten Windenergieanlage. Verwendung der Anlagen in Windparks: s. Tab. 87)

	Bonus 2.3 MW	Vestas V90- 3.0 MW	SWT 3.6-107 (Bonus 3.6)	Repower 5M	Rotorblatt LM 34 P
Radius (m)	41,2	45	53,5	63	34
Max. Gesamthöhe (m)	120	125	135	155	-
Einschaltgeschw. (m*s ⁻¹)	4	4	4	3,5	4*
Nenngeschw. (m*s ⁻¹)	14	15	14	13	14*
Drehfrequenz bei Einschaltge.	11	8,6	5	6,9	11*
Drehfrequenz bei Nennge.	17	16,1	13	12,1	17*
max. Rotorbreite (m)**	3	3	4	4	3*

* Werte entsprechend des Typs Bonus 2.3 (nächst kleinere Anlage)

** Schätzwerte für Rotorbreite; Annahme Neigungswinkel: 30° (jedoch windabhängig, keine genauen Angaben erhältlich)

Für die Berechnung der Anzahl Vögel, die durch den Park fliegen, werden zwei Ansätze verfolgt:

1. der Anteil unterhalb von 200 m fliegender Vögel nach eigenen Radarmessungen auf Fehmarn und Rügen (Tab. 30; verwendete Daten je nach Lage des Parks, s. Tab. 87 m Anhang). Dieser Wert wurde nur für Singvögel berechnet, da sie mit fast 90 % des nächtlichen Zugvolumens die hauptsächlich betroffene Gruppe darstellen (Abb. 48). Der Anteil der jeweiligen Arten an den Gesamt-Echos wird dabei anhand der Artenverteilung der relevanten Zugpopulation berechnet (Nachtzieher; Population Schwedens und Finnlands – hier nur die Hälfte der Population, da teilweise Südostzieher). Rotkehlchen machen z.B. ca. 8,5 % der entsprechenden Zugpopulation aus (z.B. Frühjahr: ca. 114 Mio. nachts ziehende Singvögel – berücksichtigt sind Brutpaare ab 10.000 BP Maximalangabe nach BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004 – davon 9,75 Mio. Rotkehlchen, Tab. 30). In der Annahme, dass sich die Zugpopulationen in ihren Anteilen entsprechend auf die als Radarechos festgestellten Vögel verteilen, machen 8,5 % der Radarechos (in diesem Falle der Echos unterhalb von 200 m) Rotkehlchen aus. Zur Berechnung des Zugvolumens über die gesamte Saison wurden für den jeweiligen Messzeitraum (Fehmarn und Rügen, jeweils Frühjahr und Herbst, vgl. Abb. 91) mittlere Echosummen je Nacht und Kilometer berechnet (Flughöhe < 200 m) und mit der Dauer der Zugsaison multipliziert (92 Tage für März bis Mai, bzw. August bis Oktober; Berechnungsschritte s. Tab. 29). Hieraus ergeben sich Echosummen über die Saison (Anzahl Vögel je Kilometer und Flughöhe < 200 m; Fehmarn: 187.402 Frühjahr, 136.712 Herbst; Rügen: 190.882 Frühjahr, 212.884 Herbst), die entsprechend ihren Populationsstärken den verschiedenen Arten zugeordnet werden. Für Nicht-Singvögel wird dieses Verfahren aufgrund ihres geringen Anteils am Gesamtzugvolumen nicht angewendet.

Tab. 29: Berechnungsweg für Echosummen über die gesamte Saison

	Fehmarn		Rügen	
	Frühjahr	Herbst	Frühjahr	Herbst
a mittlere Echosumme je Nacht und km ¹⁾	9.259	5.944	5.187	5.259
b % < 200m (lt. Radarmessungen)	22	25	40	44
c Echosumme je Nacht und km in unteren 200m (b % von a)	2.037	1.486	2.075	2.314
d Dauer Zugperiode: Mrz-Mai=92 Tage; Aug-Okt=92 Tage	92	92	92	92
e Echosummen je Saison (gesamt) (a * d)	851.828	546.848	477.204	483.828
f Echosummen je Saison (< 200m; c * d)	187.402	136.712	190.882	212.884

1) für jede Nacht Echos je Stunde aufsummiert und über alle Nächte gemittelt



2. das theoretische Zugvolumen nach Brutbeständen in Schweden und Finnland (Tab. 30). Für typische SW-Zieher wird mit der schwedischen Population und der Hälfte der finnischen Population gerechnet, da finnische Vögel z.T. in Richtung S bis E abziehen und die Ostsee nicht überqueren. Für Vögel mit S-Ausrichtung des Zuges werden nur die schwedischen Populationen berücksichtigt (Neuntöter) und in Einzelfällen werden nur Teilpopulationen aus Schweden verwendet (z.B. Fitis, welcher in Schweden eine Zugscheide besitzt, vgl. Kap. 2.3.3.2.9). Die Brutpaarzahlen basieren auf mittlere Angaben aus der bei BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004) angegebenen Schwankungsbreite. Die Anzahl ziehender Individuen im Frühjahr entspricht dem Doppelten der mittleren BP-Zahl. Im Herbst wird für die angegebenen Arten eine relativ konservative Schätzung der mittleren Anzahl ziehender Jungvögel von 2 Individuen angenommen (generelle Quelle: GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1987-1997, d.h. Anzahl BP x 4). Die Angaben der flüggen Jungvögel unterliegt einem hohen Schwankungsbereich, oft liegen sie bei Singvögeln über 2 flüggen Jungvögeln je BP, nicht bekannt ist jedoch der Anteil der Jungvögel, die zwischen Flüggenwerden und dem Zugbeginn noch sterben. Die Annahme von 2 Jungvögeln je BP ist bei den meisten Singvögeln also als ein realistischer bis konservativer Wert einzuschätzen. Für die meisten Singvögel zeigen Populationsmodelle, dass 2-3 flügge Jungvögel zum Erhalten des Bestandes erforderlich sind (s. Kap. 3.4). Für den Wachtelkönig sind 4 flügge Jungvögel zum Bestandserhalt erforderlich (s. Kap. 3.4), so dass hier mit 3 ziehenden Jungvögeln im Herbst gerechnet wird. Beim Zugverhalten der untersuchten nächtlich ziehenden Kleinvögel wird von einem Breitfrontenzug ausgegangen, der bei den meisten Arten in Richtung SW bzw. NE (und S bzw. N für N-S-Zieher) über einen Korridor von ca. 300 km verläuft. Der Anteil unterhalb von 200 m fliegenden Vögel wird je Saison anhand von Höhenmessungen mit dem Zielfolgeradar „Superfledermaus“ auf Rügen abgeschätzt (eigene Messungen im Herbst 2005: 51,4 %, bzw. Frühjahr 2006: 49,8 %, s. Kap. 2.4.1.4.3, Abb. 71). Der synchrone Vergleich von Zielfolgeradar und vertikal rotierenden Schiffsradargeräten hat zwar gezeigt, dass Höhenverteilungen mit Schiffsradargeräten die generelle Verteilung widerspiegeln, jedoch insbesondere im unteren Bereich (der bezüglich Kollisionen besonders relevant ist) den Zug nur unvollständig erfasst (vgl. Kap. 2.4.2.2.5.1). Deshalb werden für die Modellierungen die verlässlicheren Höhenverteilungen des Zielfolgeradars verwendet.

Für das Frühjahr stimmen beide Schätzmethoden relativ gut überein. Sowohl mittels Radarmessungen als auch mittels Populationsanteilen ergaben sich für das Frühjahr ca. 16.000 Rotkehlchen bzw. ca. 9.000 Singdrosseln, die je Kilometer unterhalb von 200 m die Ostsee überqueren. Auch bei Neuntöter und Fitis sind die Differenzen im Frühjahr gering. Für den Herbst liegen die Populationsschätzungen aufgrund der niedrigen gemessenen Zugraten mittels Radar dagegen deutlich höher. Die möglichen Ursachen (Erfassungsprobleme beim Vertikalradar in Höhen < 100 m?) für die geringeren Zugraten im Herbst in geringer Höhe im Vergleich zum Frühjahr werden in Kap. 2.4.2.2.6 diskutiert. Aus den Kollisionswahrscheinlichkeiten mit einzelnen Windenergieanlagen werden über die Abmessungen der Parks die Kollisionen für die erste Reihe eines Parks und nachfolgend für den gesamten Park berechnet (Abb. 101). Die Anzahl kollidierter Vögel in den einzelnen Parks werden summiert (in der Reihenfolge: Parks in Betrieb, genehmigte Parks und geplante Parks, s. Tab. 87) und mit der Zugpopulation in Bezug gesetzt. Dies geschieht getrennt für die Frühjahrs- und Herbstzugpopulation. Bei der Betrachtung des gesamten Jahresverlaufes werden die Summen der im Frühjahr und im Herbst kollidierten Vögel in Beziehung gesetzt zu der Herbstzugpopulation. Bei dieser Berechnung durchfliegt ein Vogel einen Park nur einmal (d.h. keine räumlich hintereinander liegenden Parks).



Tab. 30: Eingangsparmeter für die Kollisionsmodellierung bezogen auf Informationen zu den Vogelarten. Waldschnepfe und Wachtelkönig: keine Berechnungen über Radardaten.

	Rot- kehlchen	Sing- drossel	Neun- töter	Fitis	Wald- schnepfe	Wachtel- könig
Länge (cm) ¹	14	22	17	12	34	29
Spannweite (cm) ¹	21	35	26	19	58	47
Fluggeschwindigkeit (m*s ⁻¹) ²	7,5	11,9	12,9	9,5	15,5	15
BP Schweden und Finnland/2 ³	4.875.000	2.625.000	30.000 ⁸⁾	6.500.000 ⁹⁾	687.500	800
Frühjahrszugpopulation (BP x 2)	9.750.000	5.250.000	60.000	13.000.000	1.375.000	1.600
Herbstzugpopulation (BP x 4) ⁴	19.500.000	10.500.000	120.000	26.000.000	2.750.000	4.000
Anteil an Gesamt-Zugpop.(%) ⁵	8,55	4,60	0,07	14,14	-	-
<i>Anzahl Individuen / km < 200 m</i>						
Radar: Fehmarn, Frühjahr ⁶	16.079	8.650	132	26.591	-	-
Radar: Fehmarn, Herbst ⁶	11.579	6.230	95	19.150	-	-
Radar: Rügen, Frühjahr ⁶	16.504	8.880	135	27.295	-	-
Radar: Rügen, Herbst ⁶	18.860	10.147	154	31.190	-	-
Bestände: Frühjahr (< 200m) ⁷	16.700	9.000	100	21.580	2.356	3
Bestände: Herbst (< 200m) ⁷	32.370	17.430	206	44.547	4.565	7

¹ nach SVENSSON et al.1999

² NACH BRUDERER & BOLDT 2001

³ nach BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004; Hälfte der finn. Population, Wachtelkönig: SWE

⁴ Annahme: zwei Jungvögel je BP, die im Herbst ziehen; Wachtelkönig: 3 juv. je BP

⁵ bezogen auf Nachtzieher (Skandinavische Singvögel; Population Schweden + Hälfte der finnischen Population.)

⁶ Echos < 200 m, mittlere Zahl je Zugnacht * Saisondauer (92 Tage); Arten anteilig an Zugpopulation

⁷ Zugpopulation auf 300 km Zugkorridor bezogen; Anteil < 200m nach eigenen Messungen mit Superfledermaus (Rügen)

⁸ nur Population aus SWE, da S bis SE-Zieher

⁹ nur die Hälfte der SWE-Population, Zugscheide durch SWE, nördliche Vögel ziehen nach SE, nicht über westliche Ostsee

3.3.3 Ergebnisse

3.3.3.1 Kurzdarstellung des derzeitigen Kenntnisstandes über Kollisionen mit Windenergieanlagen und mögliche Einflussfaktoren

Zahlreiche Kollisionsoffer an Leuchttürmen und Offshore-Plattformen zeigen, dass Zugvögel über der offenen See einer Kollisionsgefahr mit anthropogenen Strukturen ausgesetzt sind (BLASIUS 1890, 1891a, b, 1895, 1899, 1904, HANSEN 1954, MÜLLER 1981, LAMMEN & HARTFIELD 1994, SCHMIEDL 2001). Kollisionen wurden ebenfalls an den Forschungsplattformen FINO 1 (Nordsee, mindestens 442 Kollisionsoffer in 14 Monaten, OREJAS et al. 2005) und FINO 2 (Ostsee, ca. 30-40 Kollisionsoffer in ca. 5 Monaten, eigene Daten IfAÖ) festgestellt. Untersuchungen an Offshore-Parks konzentrierten sich bisher vornehmlich auf den Tagzug von Meerestenten und Seevögeln an dänischen Windparks. Ziehende Eiderenten nahmen bei der Annäherung an Offshore-Windparks meistens einen Richtungswechsel vor (d.h. sie umflogen das Hindernis, CHRISTENSEN et al. 2004, KAHLERT et al. 2004, DESHOLM & KAHLERT 2005), ca. 20 % der Vögel flogen jedoch in den Windpark hinein und passten ihre Flugrichtung der Ausrichtung der Reihen an. Bei diesen Untersuchungen ist jedoch zu berücksichtigen, dass zur Erfassung der Flugwege ein horizontal rotierendes Schiffsradar verwendet wurde - bei stärkeren Winden werden die Vögelechos jedoch durch die Reflexionen der Wellen überlagert, so dass keine Messungen möglich sind (bis maximal 3 - 4 Bft.). Diese Ergebnisse spiegeln also die Situation bei optimalen Wetterbedingungen wider, in der kritische Begegnungen mit Windenergieanlagen nicht zu erwarten sind. Die Übertragbarkeit der Untersuchungen an Meerestenten auf den nächtlichen Zug von Kleinvögeln ist jedoch nicht



bekannt. Ein dänisches Infrarot-Kamerasystem brachte bisher keine zufrieden stellenden Ergebnisse über Kollisionen von Kleinvögeln an Windenergieanlagen (DESHOLM 2003).

An Landstandorten sind für tagsüber ziehende Vögel verschiedenster Arten vielfältige Reaktionen dokumentiert. Die häufigsten Reaktionen sind Ausweichbewegungen, wie das Umfliegen des Parks oder eine steile Zunahme der Flughöhe gefolgt von einem Überfliegen der Anlagen (Überblick in HORCH & KELLER 2005, HÖTKER et al. 2005). Aufgrund geringerer Fluggeschwindigkeiten und entsprechend längerer Reaktionszeiten sind stärkere Reaktionen bei Gegenwind zu beobachten (z.B. WINKELMAN 1992b). Über das Verhalten während der Nacht ist weniger bekannt. In Abhängigkeit von nächtlichen Lichtquellen wie z.B. Mondschein kann aber auch nachts von einer gewissen Wahrnehmung von Hindernissen ausgegangen werden, die zu Meidungsreaktionen führen können (z.B. Tauchenten und Watvögel, VAN DER WINDEN et al. 1999). Eiderenten zeigten auch nachts Meideverhalten gegenüber Windparks (in kürzerer Entfernung als am Tage) bzw. passten auch nachts ihre Flugrichtung dem Verlauf der Reihen an (CHRISTENSEN et al. 2004). Entsprechende Hinweise gibt es auch vom nächtlichen Vogelzug über Land (RODTS 1999). In einem holländischen Windpark an Land wurden in der Nacht dagegen insgesamt mehr Vögel im unmittelbaren Rotorbereich festgestellt als am Tage (WINKELMAN 1990). Weitere Untersuchungen zur Ermittlung vom Meideverhalten von Singvögeln in der Nacht sind sehr wichtig, da schon kleine Variationen im Meideverhalten großen Einfluss auf die berechneten Kollisionsraten haben (CHAMBERLAIN et al. 1996). Das Meideverhalten war dabei von den Sichtbedingungen abhängig und ist bei Nebel, Regen und auch nachts am geringsten (WINKELMAN 1992a). Andererseits können Vögel durch Licht angezogen werden (vor allem bei schlechtem Wetter), wodurch ebenfalls ein sehr starker Einfluss auf den avoidance Faktor entsteht (Attraktion, GAUTHREAUX & BELSER 1999, MANVILLE 2000). Bei beleuchteten Funksendemasten findet eine Attraktion von Vögeln bei schlechter Sicht und niedriger Wolkendecke statt – die Attraktion bewirkt dabei, dass vorbeiziehende Vögel durch das Licht zu einem längeren Aufenthalt im Bereich der Türme bewegt werden, der dann umflogen wird (COCHRAN & GRABER 1959, GRABER 1968, LARKIN et al. 1988).

Entsprechend einer Literaturstudie lagen die Opferraten bei etwa der Hälfte der Untersuchungen unter einem Vogel pro Turbine und Jahr (Median 1,7 Opfer, HÖTKER et al. 2005). Die maximalen Fundzahlen von kollidierten Vögeln lagen bei 43 Vögel (beleuchtete Windenergieanlage in Schweden, KARLSSON 1983) bzw. 14 Vögel je Nacht (USA, ERICKSON et al. 2001). Nach EXO et al. (2002) wurden in den meisten Studien zu Windenergieanlagen Kollisionsraten von 0-40 Vögeln pro Windenergieanlage und Jahr ermittelt. Bei einer Auswertung von europäischen Studien, die Sucheffizienz und Abtrag durch Aasfresser berücksichtigen, lagen die berechneten Kollisionsraten an Küstenstandorten zwischen 1,34 und 58 Vögel pro Turbine und Jahr (WITTE & VAN LIESHOUT 2005), eine weitere Studie auf globaler Ebene kommt auf Werte von 0 bis 64 Vögel (Mittel 6,9; Median 1,8) pro Windenergieanlage und Jahr (HÖTKER 2006). Maximale Kollisionsraten von bis zu 125 Vögel pro Anlage und Jahr wurden dagegen für verschiedene Anlagen und Standorte einer Küstenregion in Belgien berechnet (EVERAERT et al. 2002). Massenkollisionen an Windenergieanlagen in vergleichbarem Umfang wie sie z.B. von beleuchteten Bauwerken und Funkmasten bekannt sind, wurden bisher nicht beobachtet. Allerdings sind die Bedingungen an Landstandorten nicht auf Offshore-Bedingungen zu übertragen, da auf See:

- häufiger Starkwind-Situationen vorkommen (höheres Kollisionsrisiko),
- die geplanten Windenergieanlagen höher (höheres Kollisionsrisiko, HÖTKER et al. 2005) und wesentlich größer dimensioniert sind,
- die Lichtattraktion vermutlich stärker ist (einzige Lichtquellen),



- keine anderen Landemöglichkeiten bestehen und Landvögel den Zug fortsetzen müssen, bzw. von Licht angezogen werden.

Hieraus lassen sich mit großer Wahrscheinlichkeit generell höhere Kollisionsrisiken über See ableiten. Entsprechende Hinweise geben auch die Auswertungen von Leuchtturmanflügen (96.000 Anflüge in 54 Jahren an 50 dänischen Leuchttürmen; HANSEN 1954). Etwa die Hälfte aller Leuchtturmanflüge stammte von nur 12 Feuerschiffen (zusätzlich geringere Auffinde-Rate auf See, da viele Vögel ins Wasser fallen und nicht gefunden werden). Die jährlichen Kollisionsraten an Feuerschiffen lagen in der Nord- und Ostsee im Bereich von 100 bis 200 Kollisionen pro Jahr (nur Ostsee: ca. 25 Vögel pro Jahr, vgl. Kap. 4.2.2.1). An modernen, hohen Offshore-Plattformen verunglückten ebenfalls mehrere Hundert Vögel pro Jahr (MÜLLER 1981, OREJAS et al. 2005). Sendemasten stellen auf Grund ihrer Höhe, ihrer Beleuchtung und ihrer vielfältigen Drahtverspannungen eine besonders große Kollisionsgefahr für Zugvögel dar. An Funksendemasten mit einer Höhe von > 200 m kollidieren mitunter mehr als 1.000 Vögel pro Jahr (<http://www.towerkill.com/>).

Ein erhöhtes Kollisionsrisiko besteht vor allem bei schlechter Sicht, wodurch insbesondere nachts ziehende Vögel gefährdet sind. Nächtliche Zugraten erreichen dabei weitaus höhere Werte als am Tage (z.B. HÜPPOP et al. 2005), zu > 90 % setzt sich der nächtliche Vogelzug dabei aus Singvögeln zusammen (vgl. Kap. 2.4.1.4.3). Massenzugereignisse kommen v.a. bei günstigen Windverhältnissen vor (z.B. RICHARDSON 1978; allgemein: Großwetterlage; speziell: Rückenwind). Nach lange anhaltenden ungünstigen Wetterlagen kann der Zug dann aber auch unter suboptimalen Bedingungen starten. Bei starkem Wind oder Regen nimmt die Zugaktivität generell ab oder kommt zum Erliegen (BRUDERER et al. 1995, ÅKESSON & HEDENSTRÖM 2000, ZEHNDER et al. 2001, ÅKESSON et al. 2002, KRÜGER & GARTHE 2002, SCHAUB et al. 2004, HÜPPOP et al. 2005, LIECHTI 2005). In diesem Zusammenhang kann eine Kombination von günstigen Wetterbedingungen im Aufbruchgebiet und im Verlaufe des Zuges eintretender Starkwind oder Regen zu besonders kritischen Situationen führen, in denen ein sehr hohes Kollisionsrisiko besteht (MÜLLER 1981, NILSSON & GREEN 2002). Die Anziehung durch Licht spielt in solchen Situationen eine wichtige Rolle, da Vögel bei den Lichtquellen eine Möglichkeit zur Zwischenlandung sehen (z.B. Massenlandungen auf Inseln; vgl. Beobachtungen auf Forschungsplattform FINO 2: hohe Lichtattraktion bei geringen Sichtweiten, Kap. 3.3.4.1).

Flughöhen sind im Zusammenhang mit Kollisionen ein wichtiger Parameter. Generell sind sie sehr variabel und hängen von verschiedensten Faktoren ab, wie z.B. Wetterbedingungen. Folgende grobe Regeln sind bekannt (vgl. Kap. 2.4.2.1.4.1).

1. Bei Gegenwind werden niedrigere Höhen aufgesucht als bei Rückenwind. Das aktuelle Windprofil (Windrichtung und Windstärke in verschiedenen Höhenschichten) sowie die Wolkenschichtung bestimmen dabei die aktuelle Höhenverteilung des Vogelzuges (JELLMANN 1979, BRUDERER et al. 1995, LIECHTI et al. 2000). Niederschlag und Regen verursachen ebenfalls geringe Flughöhen.
2. Im Frühjahr werden oft größere Zughöhen registriert als im Herbst (JELLMANN 1989, GREEN & ALERSTAM 2000).

Offshore-Windenergieanlagen mit Gesamthöhen von > 150 m sind wahrscheinlich mit einem höheren Kollisionsrisiko verbunden als niedrige Anlagen. An Onshore-Anlagen wurde eine deutlicher, jedoch nicht signifikanter Zusammenhang zwischen Anlagenhöhe und Kollisionsraten



gefunden (HÖTKER et al. 2005). An Funksendemasten wurden bei eine Höhe von 94 m kaum kollidierte Vögel gefunden, während an einem später errichteten Turm mit einer Höhe von 200 m an gleicher Stelle viele Vögel kollidierten (CRAWFORD & ENGSTROM 2001). KEMPER (1996) beobachtete Vogelkollisionen an einem Funkmast erst, nachdem ein 154 m-Turm gegen einen 300 m-Turm ausgetauscht wurde. Er nimmt an, dass eine Schwellenhöhe für die signifikante Zunahme von Vogelkollisionen im Bereich von ca. 120 m liegt.

3.3.3.2 Kollisionswahrscheinlichkeit mit Einzelanlagen für verschiedene Arten

Die Kollisionswahrscheinlichkeit hing sowohl von der Windgeschwindigkeit (höher bei stärkerem Wind, da sich Rotoren schneller drehen) als auch von der Windrichtung ab (höhere Kollisionswahrscheinlichkeit bei Gegenwind, Abb. 103).

Generell lagen die Kollisionswahrscheinlichkeiten etwa zwischen 0,02 und 0,16 (d.h. 2 bis 16 % kollidieren), wobei die kleinen Arten Fitis und Rotkehlchen generell höhere Streuungen zwischen Windszenarien und generell höher Kollisionsraten zeigten im Vergleich zu Singdrossel und Neuntöter. Die Unterschiede zwischen den Rotortypen waren im Vergleich zum Windeinfluss eher gering. Bei Rotoren mit geringem Durchmesser (z.B. Bonus 2.3, LM34P) waren die Kollisionsraten aufgrund der schnelleren Drehgeschwindigkeiten vergleichsweise höher als bei größeren Rotoren (z.B. Repower 5M). Bedingt durch die sehr ähnlichen Fluggeschwindigkeiten und Körpermaße zeigten Waldschnepfe und Wachtelkönig sehr ähnliche Kollisionswahrscheinlichkeiten. Diese lagen oft deutlich unter denen der Singvögel, was v.a. auf die hohen Fluggeschwindigkeiten zurückzuführen ist.

Für die Berechnung von Kollisionsraten in ganzen Windparks sowie den betroffenen Populationsanteilen wurden nur bestimmte Arten selektiert. Um die Repräsentativität dieser Arten beurteilen zu können, wurden Kollisionsraten für insgesamt 28 vorwiegend nachts ziehende Vogelarten unter bestimmten, konstanten Bedingungen berechnet (Abb. 104, Rotortyp mittlerer Größe: VESTAS V90-3.0MW; Drehgeschwindigkeit bei Nennlast; Rückenwind). Diese Werte sind also nicht als allgemeingültige artspezifische Kollisionsraten zu verstehen (andere Kollisionswahrscheinlichkeiten bei anderen Szenarien bezüglich Anlagentyp und Windgeschwindigkeit, bzw. -richtung), sondern sollen lediglich einen Artvergleich ermöglichen.

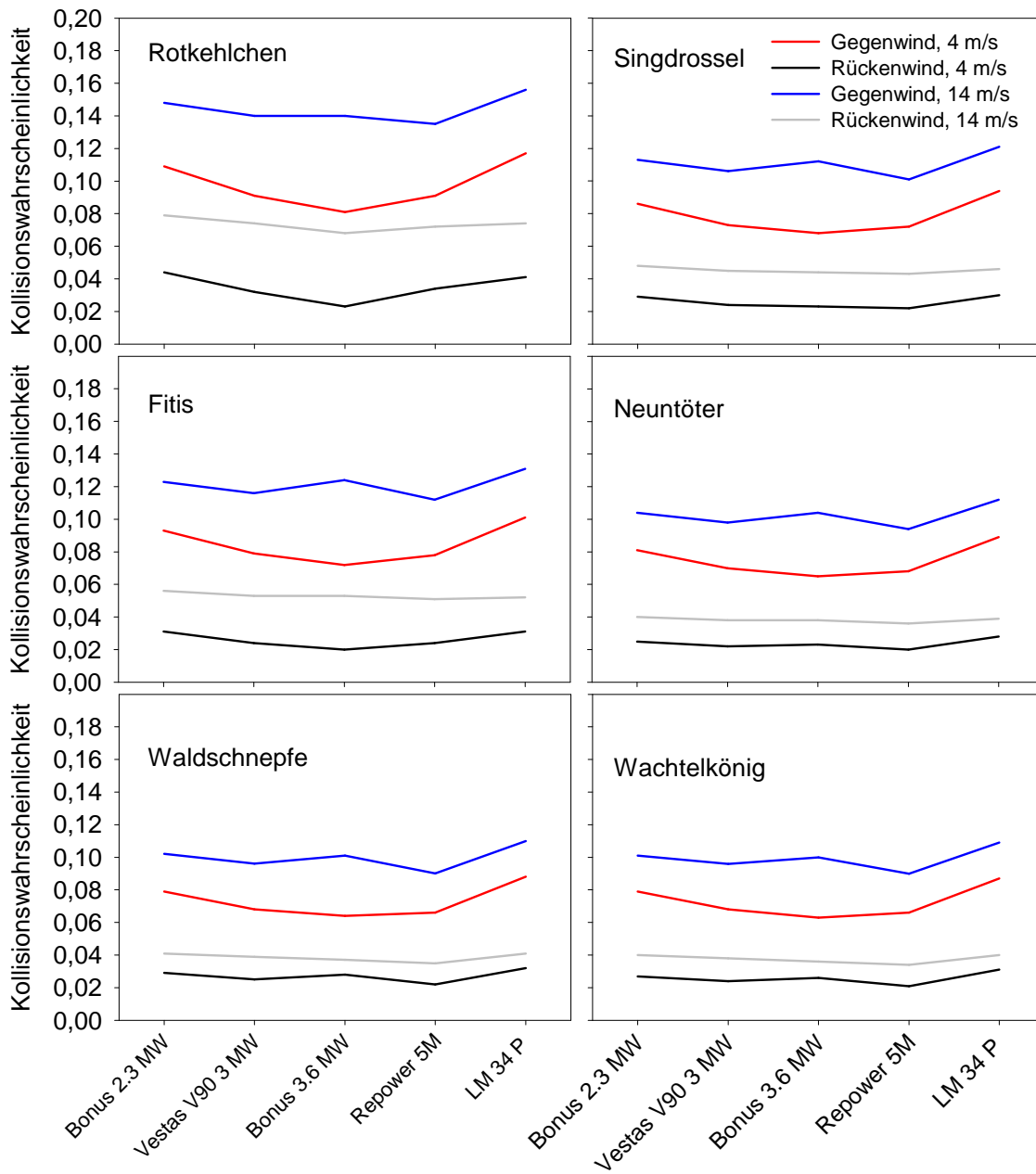


Abb. 103: Kollisionswahrscheinlichkeiten von Rotkehlchen, Singdrossel, Fitis, Neuntöter, Waldschnepfe und Wachtelkönig bei verschiedenen Rotortypen in Abhängigkeit von Windgeschwindigkeit und Windrichtung (ohne Berücksichtigung von Meideverhalten bzw. Lockwirkungen). Vogelzug findet vorrangig bei Rückenwind statt.

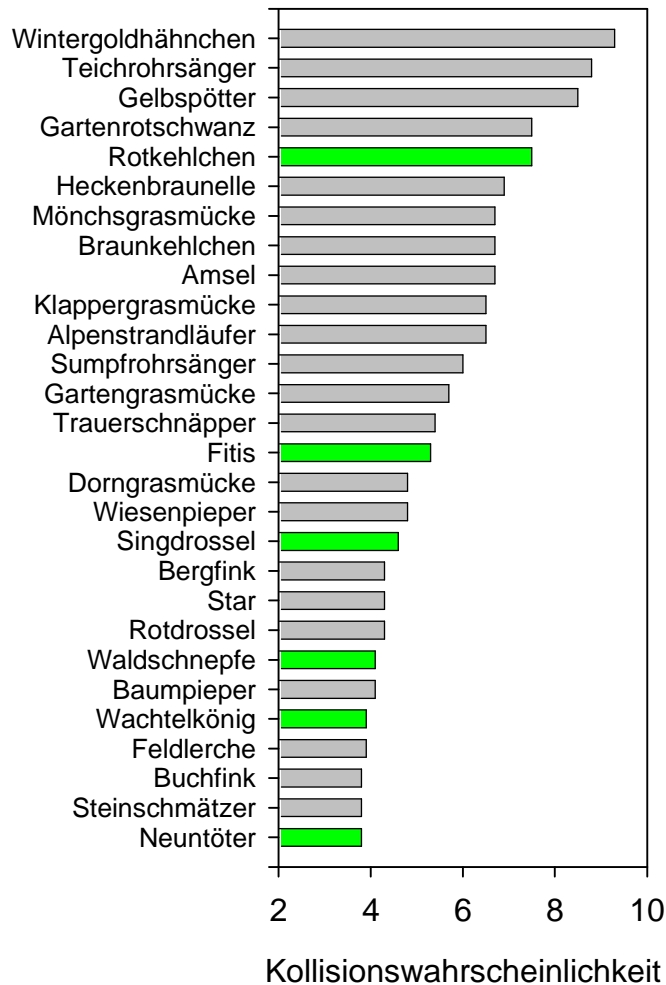


Abb. 104: Kollisionswahrscheinlichkeiten (ohne Berücksichtigung von Meideverhalten bzw. Lockwirkungen) verschiedener Kleinvogelarten für einen Rotortyp und ein Windszenario (s. Text). Grün: Arten mit komplett berechneten Kollisionsraten und Populationsanteilen.

Die für die weitergehende Kollisionsmodellierung gewählten Arten decken das Spektrum der artspezifischen Kollisionen sehr gut ab (Rotkehlchen: relativ hohe Raten, Fitis und Singdrossel mittlere Raten und Waldschnepfe, Wachtelkönig und Neuntöter mit den geringsten Raten), so dass sie insgesamt als repräsentativ für den nächtlichen Kleinvogelzug angesehen werden können.

Die Körperlängen nachts ziehender Kleinvögel unterliegen nur relativ geringen Schwankungen, so dass ein Zusammenhang zwischen Körperlänge und Kollisionswahrscheinlichkeit in diesem Artenspektrum nur relativ gering ist (Abb. 105, links). Der angedeutete Zusammenhang „je größer der Vogel, desto geringer die Kollisionswahrscheinlichkeit“ (Abb. 105, links) wird primär durch die Fluggeschwindigkeit bedingt, die bei größeren Vögeln zunimmt, bzw. auch bei Vögeln mit ähnlicher Größe schwanken kann (z.B. Baumpieper: 14-16 cm, $12 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$; Mönchsgrasmücke: 13,5 bis 15 cm; $8,2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$). Hohe Fluggeschwindigkeiten, und damit eine geringe Verweildauer im Rotorbereich, sind dabei mit geringen Kollisionsraten verbunden (Abb. 105, rechts). Bei sehr schnell fliegenden Vögeln nimmt dabei oft die Körpergröße zu (in Abb. 105 z.B. $> 14 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, für Waldschnepfe und Wachtelkönig) und die Kollisionswahrscheinlichkeit nimmt nicht weiter proportional ab, sondern



steigt wieder (ein großer Vogel ist bei gleicher Fluggeschwindigkeit länger im Rotorbereich als ein kleiner Vogel).

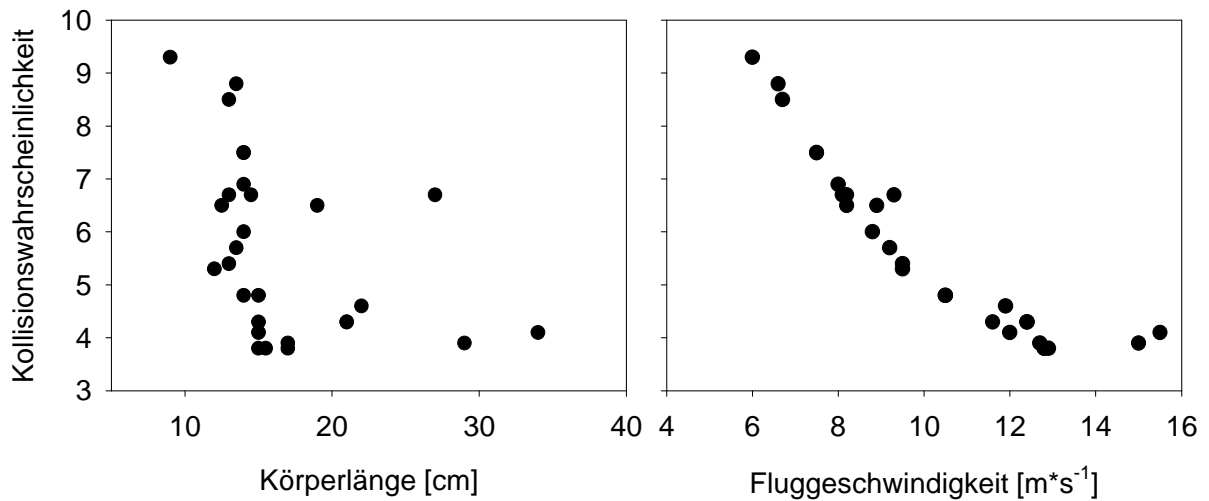


Abb. 105: Kollisionswahrscheinlichkeiten verschiedener Kleinvogelarten (jeder Punkt steht für eine Art, s. Abb. 104) für einen Rotortyp und ein Windszenario in Abhängigkeit von Körperlänge (links) und Fluggeschwindigkeit (rechts, s. Text).

3.3.3.3 Kumulative Kollisionsraten: Rotkehlchen

Die Kollisionsmodellierung ergab für verschiedene Windszenarien mit zunehmender Anzahl von Windparks in der Ostsee ansteigende Zahlen von Kollisionsopfern (Beispiel Rotkehlchen: Abb. 106). Dieses Beispiel soll vor allem die Unterschiede in den zugrunde gelegten Windszenarien verdeutlichen. Die Zahlenwerte (Anzahl Kollisionen bzw. der Populationsanteil) entsprechen einer Modellierung auf Basis des von BAND et al. (2005) entwickelten Modells ohne Berücksichtigung von Meide- oder Attraktionsverhalten. Da auch für nachziehende Seevögel ein Ausweichverhalten anzunehmen ist, dürften realitätsnahe Werte deutlich niedriger (vgl. Kap. 3.3.2.1).

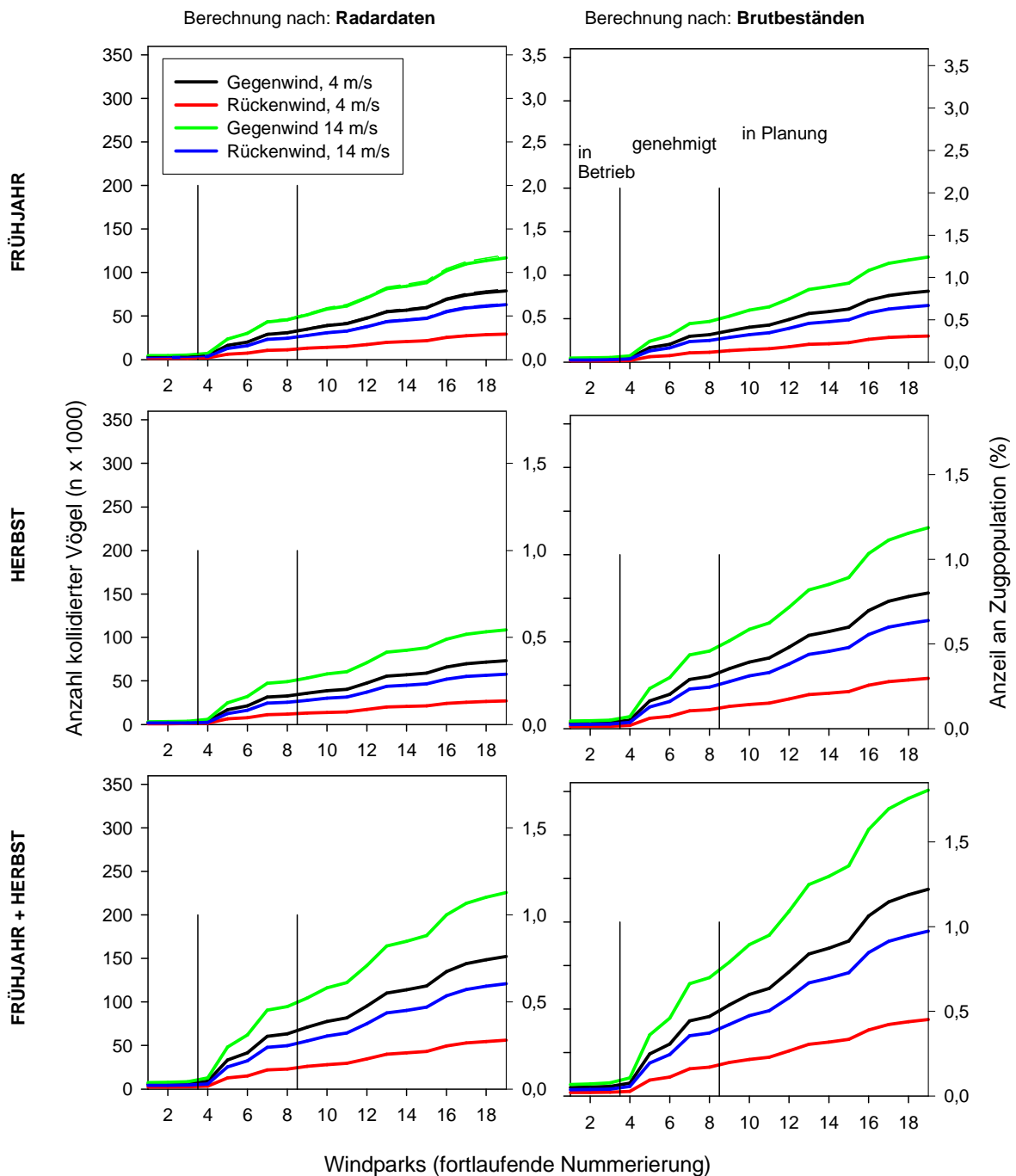


Abb. 106: Kumulative Kollisionsraten (ohne Berücksichtigung von Meideverhalten bzw. Lockwirkungen) am Beispiel des Rotkehlchens für Frühjahr und Herbst (sowie für beide Jahreszeiten summiert) berechnet nach Radardaten (links) und nach Brutbeständen (rechts). Nummerierung der Windparks entsprechend Tab. 87 n Anhang. Unterschieden werden 4 Windszenarien.

Entsprechend der Kollisionswahrscheinlichkeiten an einzelnen Windenergieanlagen (Abb. 103) nimmt die Anzahl von Kollisionen an Windparks von Rücken- auf Gegenwindsituationen sowie mit höherer Windstärke zu. Aufgrund der mit Radargeräten gemessenen relativ geringen Zugraten während des Herbstzuges unterschieden sich die Kollisionsraten zwischen Herbst und Frühjahr nur



geringfügig – dafür war der Anteil an der Zugpopulation im Herbst jedoch geringer als im Frühjahr, da von einer größeren Zugpopulation ausgegangen wurde. Auf der Basis der Brutbestandsdaten fielen die herbstlichen Kollisionsraten dagegen etwa doppelt so hoch aus wie im Frühjahr, wobei der Populationsanteil vergleichbar war. Das bezogen auf das Zugverhalten und die Selektion von bestimmten Windbedingungen realistischste Szenario ist der Zug bei stärkerem Rückenwind (LIECHTI & BRUDERER 1998), aber auch bei leichtem Gegenwind werden häufig starke Zugbewegungen beobachtet. Bei diesen Windsituationen nahmen die Kurven für die Anzahl kollidierter Vögel eine mittlere Position ein (Abb. 106). Für die weiteren Auswertungen (entsprechend auch bei anderen Arten) wurden deshalb die Werte für stärkeren Rückenwind verwendet und zusätzlich ein Mittelwert aus allen Windszenarien angegeben. Dieser Mittelwert schließt im Vergleich zum Szenario „stärkerer Rückenwind“ sowohl Windsituationen mit geringeren Kollisionswahrscheinlichkeiten (rote Kurve in Abb. 106, geringer Rückenwind), als auch Situationen mit höheren Kollisionswahrscheinlichkeiten (grüne/schwarze Kurve in Abb. 106) ein. Obwohl das Zugaufkommen bei diesen Windsituationen i.d.R. geringer ist als beim Szenario „stärkerer Rückenwind“, gibt es regelmäßig Situationen, in denen Vogelzug in nennenswertem Umfang auch bei Schwachwind (z.B. nach längeren Perioden mit Gegenwind und Zugstau starten Vögel dann auch unter suboptimalen Windbedingungen), oder aber bei Gegenwind stattfindet. Z.B. kann die Windrichtung im Verlauf des Zugweges sich zu Gegenwind ändern. Entscheidend für das Zugaufkommen sind die Windverhältnisse im Aufbruchgebiet, d.h. z.B. in Mittel-/Südschweden. Sich ändernde Windverhältnisse bei Zugwegen von mehreren 100 km sind mit hoher Wahrscheinlichkeit regelmäßig auftretende Ereignisse. Deshalb ist die Einbeziehung verschiedener Windszenarien als zusätzlicher mittlerer Wert erforderlich. Zukünftige Untersuchungen sollten zum Ziel haben, eine großräumige Verteilung des Zugaufkommens in Bezug zu Windsituationen zu ermitteln, um eine quantitative Gewichtung der Windereignisse zu ermöglichen. Darüber hinaus gilt es zu beachten, dass die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Lockwirkungen mit zunehmend schlechter werdenden Witterungsverhältnissen zunimmt (Nebel, Nieselregen, etc.). Eine Gewichtung der Zugraten für das mittlere Windszenario ist auf der Basis des gegenwärtigen Kenntnisstandes daher nicht möglich.

Das Berechnungsmodell basiert auf der Annahme, dass Vögel in der Nacht keine Ausweichreaktionen beim Durchfliegen der Rotorebene zeigen. Diese Annahme ist jedoch nicht realistisch, da sowohl Meide- als auch Attraktionswirkung vorkommen kann. In der Darstellung der Variation von Kollisionsraten von Rotkehlchen in Abhängigkeit vom Verhalten der Vögel (Abb. 107) wird von einem Anteil von 5 % der Vögel mit Attraktionswirkung ausgegangen, dem Rest der Vögel wird ein Meideverhalten mit unterschiedlichem avoidance-Faktor zugeordnet (s. Kap. 3.3.2.1). Die Kollisionszahlen ohne Meideverhalten werden dabei mit dem Meiderate multipliziert und zur Gesamtpopulation in Bezug gesetzt, d.h. ein avoidance-Faktor von 0,3 entspräche einer Meiderate von 66,5 % der Vögel ($0,7 \text{ Meiderate} \cdot 95 \% \text{ Vögel mit Meideverhalten}$; CHAMBERLAIN et al. 2006).

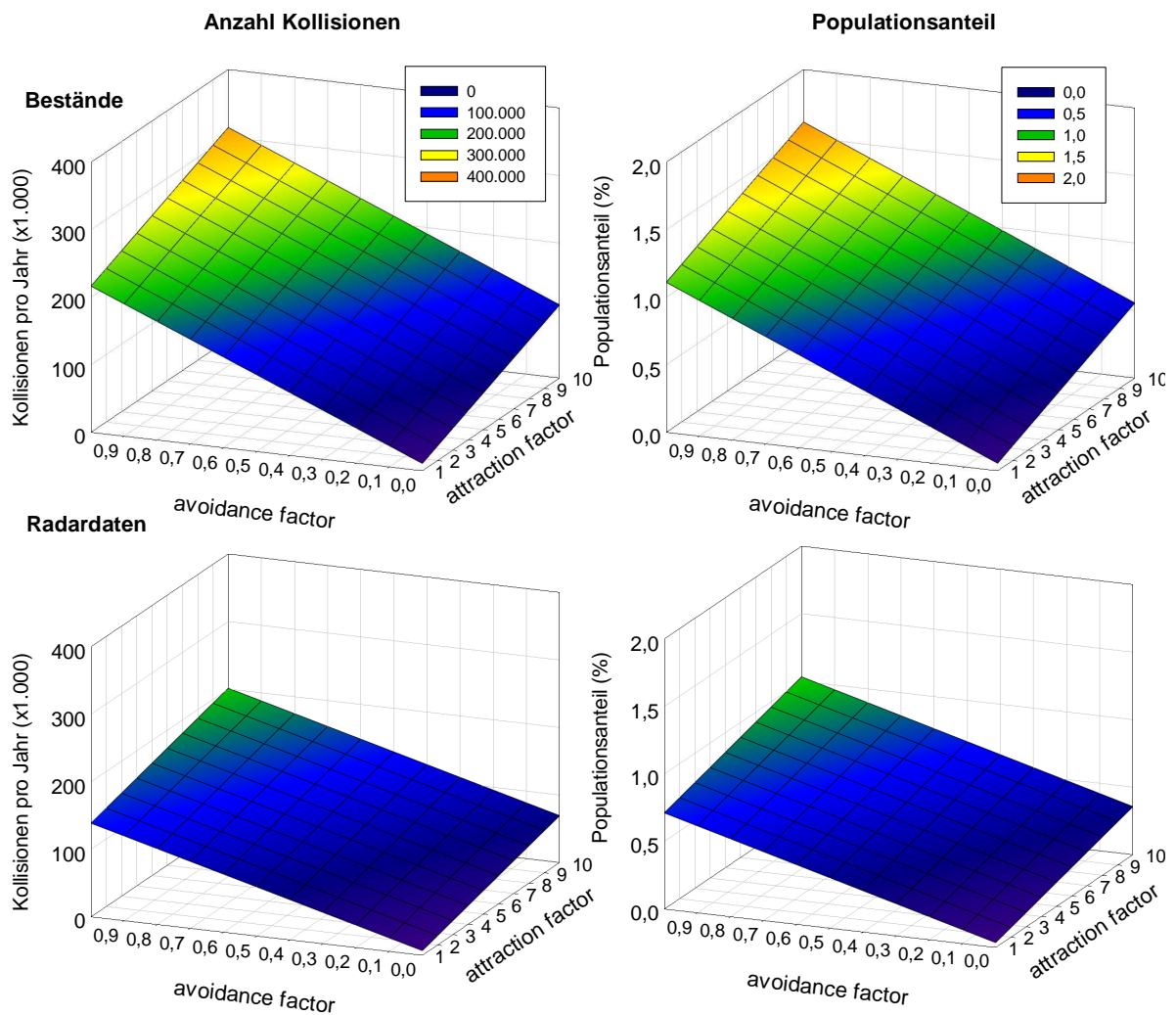


Abb. 107: Änderung der Anzahl Kollisionen von Rotkehlchen pro Jahr (links) bzw. des Populationsanteils (rechts) bei voller Ausbaustufe aller Windparks in Abhängigkeit von avoidance Faktoren (Annahme: 5% der Vögel zeigen ein Attraktionsverhalten, während 95% der Vögel die Windparks unbeeinflusst anfliegen oder ein Meideverhalten zeigen; Daten basierend auf Bestände: oben, Radardaten: unten).

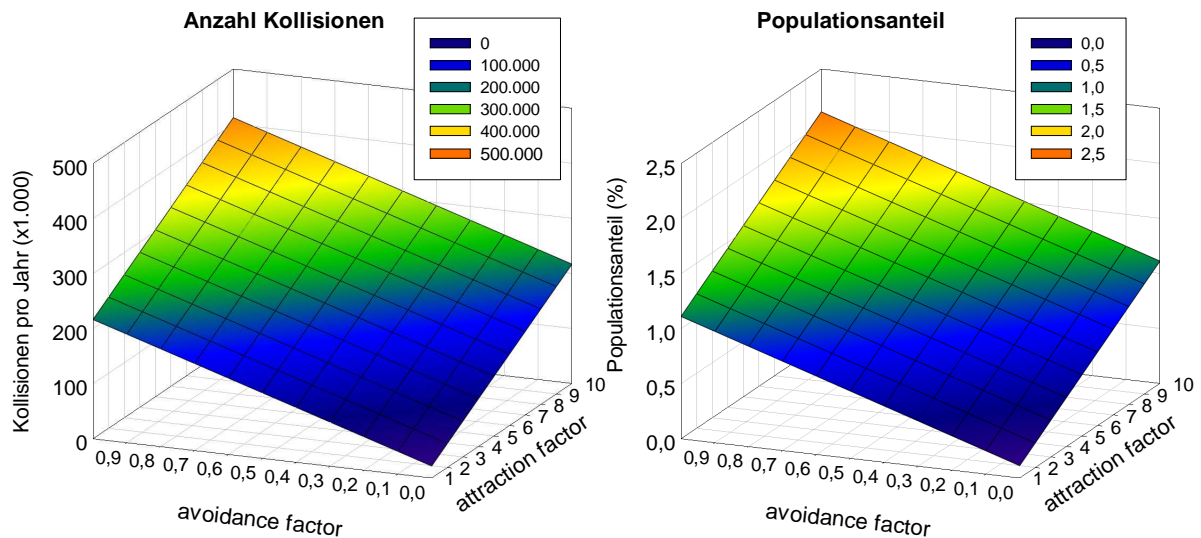


Abb. 108: Änderung der Anzahl Kollisionen von Rotkehlchen pro Jahr (links) bzw. des Populationsanteils (rechts) bei voller Ausbaustufe aller Windparks in Abhängigkeit von avoidance Faktoren bei einer Annahme einer populationsbeogenen Attraktionswirkung von 10 % (d.h. 10 % aller Vögel zeigen ein Attraktionsverhalten und 90 % aller Vögel fliegen die Windparks unbeeinflusst an oder zeigen eine Meidereaktion); Daten basierend auf Bestände).

Abhängig vom angenommenen Meide- und Attraktionsverhalten und von der Datenbasis (Bestände, Radar) zeigt sich eine sehr hohe Variation der möglichen Kollisionsoffer (Abb. 107). Mit zunehmender Meiderate nimmt der Anteil Kollisionen bzw. der betroffene Populationsanteil linear ab. Geht von den Offshore-Windparks hingegen eine Attraktionswirkung aus, führt dies zu einem Anstieg der Kollisionszahlen. Meideverhalten und Attraktion sind somit gegenläufige Prozesse, deren Ausprägung das Ausmaß der realen Kollisionszahlen bestimmt. Bei der Annahme, dass 10 % der Vögel von den Offshore-Windenergieanlagen angelockt werden, hat die Attraktion im Vergleich zum 5 %-Attraktions-Szenario eine deutlich stärkere Erhöhung der Kollisionszahlen zur Folge (Abb. 108).

Als mögliche Opferzahlen (bzw. Populationsanteile) werden für die einzelnen Betrachtungen (Datenbasis Radar oder Bestände; Windszenarien) zwei Fallbeispiele angegeben, die den möglichen Ergebnisraum umspannen. Dem ersten Fallbeispiel (Tab. 31, 33, 35 etc.) liegt die Annahme zugrunde, dass von den Offshore-Windparks keine Anlockwirkung ausgeht und die Zugvögel keine Meidereaktion zeigen. Das zweite Fallbeispiel (Tab. 32, 34, 36 etc.) basiert auf der Annahme, dass 5% aller Vögel von den Offshore-Windenergieanlagen angelockt werden und 85,5% eine Meidereaktion zeigen. Ein stärkeres Meideverhalten würde zu deutlich niedrigeren, eine stärkere Attraktionswirkung zu signifikant höheren Opferzahlen führen.

An den derzeit im Betrieb befindlichen Anlagen in der Ostsee kollidieren nach diesen Berechnungen jährlich etwa 504 bis 5.036 (basierend auf Radardaten, Angaben jeweils als Mittel aus beiden Szenarien, d.h. Rückenwind und Mittel aus allen Windszenarien; erste Zahl: populationsbezogener Anlockeffekt 5 %, populationsbezogene Meiderate 85,5 %, lt. Tab. 31, zweite Zahl: ohne Berücksichtigung von Meideverhalten und Attraktionswirkung lt. Tab. 32) bzw. 892 bis 8.917 Rotkehlchen (Berechnung nach Brutbeständen). Aufgrund des sehr hohen



Zugvolumens (ca. 19,5 Mio. Ind. im Herbst) liegt der Anteil kollidierender Vögel an der Zugpopulation bei nur etwa 0,003 bis 0,026 (Radardaten) bzw. 0,005 bis 0,046 % (Bestände). Nach dem Bau der genehmigten Parks ist von ca. 5.383 bis 53.828 (ca. 0,028 bis 0,277 % der Zugpopulation) bzw. 7.797 bis 77.966 Vögel (ca. 0,04 bis 0,4 %) auszugehen. Berücksichtigt man die Gesamtzahl der geplanten Windparks in der Ostsee, sind Kollisionszahlen von ca. 12.982 bis 129.820 (0,067 bis 0,666 %) bis ca. 20.301 bis 203.010 (0,104 bis 1,041 %) Vögel zu erwarten. Diese Zahlen basieren auf einen Mittelwert zwischen den Windszenarien „starker Rückenwind“ und dem Mittel aus verschiedenen Windszenarien.

Tab. 31: Kollisionsraten ohne Berücksichtigung von Meideverhalten und Attraktionswirkung für das Rotkehlchen in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.

<i>Berechnungen ohne Meideverhalten und Attraktionswirkung</i>							
Rückenwind, 14 m/s				Mittel aus allen Windszenarien			
	Frühjahr	Herbst	gesamt*	Frühjahr	Herbst	gesamt*	
<i>Radardaten - Anzahl</i>				<i>Anzahl</i>			
in Betrieb	2.656	1.913	4.569	in Betrieb	3.199	2.303	5.502
+ genehmigt	24.366	25.514	49.880	+ genehmigt	27.965	29.811	57.775
+ geplant	62.995	57.899	120.894	+ geplant	72.046	66.701	138.746
<i>% Population</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	0,027	0,010	0,023	in Betrieb	0,033	0,012	0,028
+ genehmigt	0,250	0,131	0,256	+ genehmigt	0,287	0,153	0,297
+ geplant	0,646	0,297	0,620	+ geplant	0,739	0,342	0,712
<i>Brutbestände Anzahl</i>				<i>Anzahl</i>			
in Betrieb	2.780	5.313	8.092	in Betrieb	3.346	6.395	9.742
+ genehmigt	24.938	47.655	72.592	+ genehmigt	28.628	54.712	83.340
+ geplant	65.059	124.329	189.388	+ geplant	74.417	142.215	216.632
<i>% Population</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	0,029	0,027	0,041	in Betrieb	0,034	0,033	0,050
+ genehmigt	0,256	0,244	0,372	+ genehmigt	0,294	0,281	0,427
+ geplant	0,667	0,638	0,971	+ geplant	0,763	0,729	1,111

- % Population: Summe der kollidierten Vögel von Frühjahr und Herbst in % des Herbstzuges

Tab. 32: Kollisionsraten bei der Annahme einer Meiderate von 85,5 % (5 % Attraktionswirkung) für das Rotkehlchen in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.

<i>Berechnungen 85,5%ige Meiderate und 5 %ige Attraktionswirkung</i>							
Rückenwind, 14 m/s				Mittel aus allen Windszenarien			
	Frühjahr	Herbst	gesamt*	Frühjahr	Herbst	gesamt*	
<i>Radardaten - Anzahl</i>				<i>Anzahl</i>			
in Betrieb	266	191	457	in Betrieb	320	230	550
+ genehmigt	2.437	2.551	4.988	+ genehmigt	2.797	2.981	5.778
+ geplant	6.300	5.790	12.089	+ geplant	7.205	6.670	13.875
<i>% Population</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	0,0027	0,0010	0,0023	in Betrieb	0,0033	0,0012	0,0028
+ genehmigt	0,0250	0,0131	0,0256	+ genehmigt	0,0287	0,0153	0,0297
+ geplant	0,0646	0,0297	0,0620	+ geplant	0,0739	0,0342	0,0712



Berechnungen 85,5%ige Meiderate und 5 %ige Attraktionswirkung							
Rückenwind, 14 m/s				Mittel aus allen Windszenarien			
	Frühjahr	Herbst	gesamt*		Frühjahr	Herbst	gesamt*
<i>Brutbestände Anzahl</i>				<i>Anzahl</i>			
in Betrieb	278	531	809	in Betrieb	335	640	974
+ genehmigt	2.494	4.766	7.259	+ genehmigt	2.863	5.471	8.334
+ geplant	6.506	12.433	18.939	+ geplant	7.442	14.222	21.663
<i>% Population</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	0,0029	0,0027	0,0041	in Betrieb	0,0034	0,0033	0,0050
+ genehmigt	0,0256	0,0244	0,0372	+ genehmigt	0,0294	0,0281	0,0427
+ geplant	0,0667	0,0638	0,0971	+ geplant	0,0763	0,0729	0,1111

* % Population: Summe der kollidierten Vögel von Frühjahr und Herbst in % des Herbstzuges

3.3.3.4 Kumulative Kollisionsraten: Singdrossel

Aufgrund der geringeren Populationsgrößen der Singdrossel sind die Kollisionszahlen geringer als beim Rotkehlchen. Sie steigen von derzeit (d.h. Parks in Betrieb) von ca. 184 bis 1.842 (basierend auf Radardaten; erste Zahl: Meideverhalten 85,5 %, Attraktionswirkung 5 % lt. Tab. 34, zweite Zahl: ohne Meideverhalten lt. Tab. 33) bzw. 288 - 2.879 Vögel (basierend auf Bestände; Parks im Betrieb; jeweils ungefähres Mittel aus Szenarien und Zugvolumenberechnung) über ca. 2.002 bis 20.024 (Radardaten) bzw. 2.969 bis 28.687 (Bestände; genehmigte Parks) auf ca. 4.648 bis 46.484 (Radardaten) bzw. 7.594 bis 75.938 (Bestände; inklusive aller Parks in Planung) kollidierende Vögel pro Jahr an (Tab. 33, Tab. 34). Der Anteil kollidierender Vögel an der Zugpopulation liegen unter dem des Rotkehlchens (aufgrund geringerer Kollisionswahrscheinlichkeiten von Vögeln an einzelnen Windenergieanlagen, Abb. 103). Bezogen auf die Zugpopulation sind Anteile von derzeit ca. 0,002 bis 0,018 (Radardaten) bzw. 0,003 bis 0,03 % (Bestände, Spannen jeweils von 90 % bis 0 % Meideverhalten), 0,019 bis 0,19 % bzw. 0,027 bis 0,273 % nach Errichtung der genehmigten Parks und 0,044 bis 0,443 bzw. 0,072 bis 0,723 % (bei voller Ausbaustufe) der Zugpopulation zu erwarten.

Tab. 33: Kollisionsraten (ohne Berücksichtigung von Meideverhalten bzw. Lockwirkungen) für die Singdrossel in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.

Berechnungen ohne Meideverhalten							
Rückenwind, 14 m/s				Mittel aus allen Windszenarien			
	Frühjahr	Herbst	gesamt*		Frühjahr	Herbst	gesamt*
<i>Radardaten - Anzahl</i>				<i>Anzahl</i>			
in Betrieb	878	633	1.511	in Betrieb	1.263	910	2.173
+ genehmigt	8.112	8.744	16.856	+ genehmigt	11.219	11.973	23.192
+ geplant	18.612	19.602	38.214	+ geplant	28.072	26.681	54.753
<i>% Population</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	0,017	0,006	0,014	in Betrieb	0,024	0,009	0,021
+ genehmigt	0,155	0,083	0,161	+ genehmigt	0,214	0,114	0,221
+ geplant	0,355	0,187	0,364	+ geplant	0,535	0,254	0,521



Berechnungen ohne Meideverhalten							
Rückenwind, 14 m/s				Mittel aus allen Windszenarien			
	Frühjahr	Herbst	gesamt*	Frühjahr	Herbst	gesamt*	
<i>Brutbestände</i>							
<i>Anzahl</i>							
in Betrieb	920	1.757	2.677	in Betrieb	1.322	1.757	3.080
+ genehmigt	8.310	15.879	24.189	+ genehmigt	11.494	21.690	33.184
+ geplant	21.708	41.123	62.832	+ geplant	30.043	59.000	89.043
<i>% Population</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	0,018	0,017	0,025	in Betrieb	0,025	0,021	0,034
+ genehmigt	0,158	0,158	0,230	+ genehmigt	0,219	0,207	0,316
+ geplant	0,413	0,392	0,598	+ geplant	0,572	0,562	0,848

* % Population: Summe der kollidierten Vögel von Frühjahr und Herbst in % des Herbstzuges

Tab. 34: Kollisionsraten bei der Annahme einer Meiderate von 85,5 % (5 % Attraktionswirkung) für die Singdrossel in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.

Berechnungen 85,5%ige Meiderate und 5 %ige Attraktionswirkung							
Rückenwind, 14 m/s				Mittel aus allen Windszenarien			
	Frühjahr	Herbst	gesamt*	Frühjahr	Herbst	gesamt*	
<i>Radardaten - Anzahl</i>				<i>Anzahl</i>			
in Betrieb	88	63	151	in Betrieb	126	91	217
+ genehmigt	811	874	1.686	+ genehmigt	1.122	1.197	2.319
+ geplant	1.861	1.960	3.821	+ geplant	2.807	2.668	5.475
<i>% Population</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	0,0017	0,0006	0,0014	in Betrieb	0,0024	0,0009	0,0021
+ genehmigt	0,0155	0,0083	0,0161	+ genehmigt	0,0214	0,0114	0,0221
+ geplant	0,0355	0,0187	0,0364	+ geplant	0,0535	0,0254	0,0521
<i>Brutbestände Anzahl</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	92	176	268	in Betrieb	132	176	308
+ genehmigt	831	1.588	2.419	+ genehmigt	1.149	2.169	3.318
+ geplant	2.171	4.112	6.283	+ geplant	3.004	5.900	8.904
<i>% Population</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	0,0018	0,0017	0,0025	in Betrieb	0,0025	0,0021	0,0034
+ genehmigt	0,0158	0,0158	0,0230	+ genehmigt	0,0219	0,0207	0,0316
+ geplant	0,0413	0,0392	0,0598	+ geplant	0,0572	0,0562	0,0848

* % Population: Summe der kollidierten Vögel von Frühjahr und Herbst in % des Herbstzuges

3.3.3.5 Kumulative Kollisionsraten: Neuntöter

Aufgrund der relativ geringen Gesamtpopulation in Schweden liegen die derzeitigen Kollisionszahlen mit 2 bis 24 (Radardaten, Spanne von 85,5 % bis 0 % Meideraten) bzw. 3 bis 34 Vögeln (Bestände) auf einem eher geringen Niveau (ca. 0,002 bis 0,02 bzw. 0,003 bis 0,029 % der Population). Nach Errichtung der bereits genehmigten Windparks werden etwa 28 bis 282 (Radar) bzw. 31 bis 307 (Bestände) Vögel verunglücken, entsprechend etwa 0,024 bis 0,235 bzw. 0,026 bis 0,256 % der Zugpopulation. Bei voller Ausbaustufe liegen die zu erwarteten Anzahlen von Kollisionen von Neuntörtern in einem Bereich von ca. 74 bis 740 bzw. 89 bis 885 Individuen, das



entspricht einem Populationsanteil von ca. 0,062 bis 0,617 bzw. 0,074 bis 0,738 % (Tab. 35, Tab. 36).

Tab. 35: Kollisionsraten (ohne Berücksichtigung von Meideverhalten bzw. Lockwirkungen) für den Neuntöter in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.

Berechnungen ohne Meideverhalten							
Rückenwind, 14 m/s	Frühjahr			Herbst			gesamt*
	Frühjahr	Herbst	gesamt*	Mittel aus allen Windszenarien			gesamt*
	Frühjahr	Herbst	gesamt*	Frühjahr	Herbst	gesamt*	gesamt*
<i>Radardaten - Anzahl</i>				<i>Anzahl</i>			
in Betrieb	11	7	18	in Betrieb	17	12	29
+ genehmigt	108	118	226	+ genehmigt	162	177	338
+ geplant	301	293	594	+ geplant	451	434	885
<i>% Population</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	0,018	0,006	0,015	in Betrieb	0,028	0,010	0,024
+ genehmigt	0,180	0,098	0,188	+ genehmigt	0,269	0,147	0,282
+ geplant	0,502	0,244	0,495	+ geplant	0,752	0,362	0,738
<i>Brutbestände Anzahl</i>				<i>Anzahl</i>			
in Betrieb	9	18	27	in Betrieb	13	28	41
+ genehmigt	80	165	245	+ genehmigt	122	248	369
+ geplant	224	504	728	+ geplant	338	704	1.042
<i>% Population</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	0,015	0,015	0,023	in Betrieb	0,022	0,023	0,034
+ genehmigt	0,133	0,138	0,204	+ genehmigt	0,203	0,206	0,308
+ geplant	0,373	0,420	0,607	+ geplant	0,563	0,587	0,868

* % Population: Summe der kollidierten Vögel von Frühjahr und Herbst in % des Herbstzuges

Tab. 36: Kollisionsraten bei der Annahme einer Meiderate von 85,5 % (5 % Attraktionswirkung) für den Neuntöter in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.

Berechnungen 85,5%ige Meiderate und 5 %ige Attraktionswirkung							
Rückenwind, 14 m/s	Frühjahr			Herbst			gesamt*
	Frühjahr	Herbst	gesamt*	Mittel aus allen Windszenarien			gesamt*
	Frühjahr	Herbst	gesamt*	Frühjahr	Herbst	gesamt*	gesamt*
<i>Radardaten - Anzahl</i>				<i>Anzahl</i>			
in Betrieb	1	1	2	in Betrieb	2	1	3
+ genehmigt	11	12	23	+ genehmigt	16	18	34
+ geplant	30	29	59	+ geplant	45	43	89
<i>% Population</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	0,0018	0,0006	0,0015	in Betrieb	0,0028	0,0010	0,0024
+ genehmigt	0,0180	0,0098	0,0188	+ genehmigt	0,0269	0,0147	0,0282
+ geplant	0,0502	0,0244	0,0495	+ geplant	0,0752	0,0362	0,0738
<i>Brutbestände Anzahl</i>				<i>Anzahl</i>			
in Betrieb	1	2	3	in Betrieb	1	3	4
+ genehmigt	8	17	25	+ genehmigt	12	25	37
+ geplant	22	50	73	+ geplant	34	70	104
<i>% Population</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	0,0015	0,0015	0,0023	in Betrieb	0,0022	0,0023	0,0034
+ genehmigt	0,0133	0,0138	0,0204	+ genehmigt	0,0203	0,0206	0,0308
+ geplant	0,0373	0,0420	0,0607	+ geplant	0,0563	0,0587	0,0868

* % Population: Summe der kollidierten Vögel von Frühjahr und Herbst in % des Herbstzuges



3.3.3.6 Kumulative Kollisionsraten: Fitis

Beim Fitis wird als Bezugspopulation nur die Hälfte der schwedischen Vögel genommen, die in Richtung SW abziehen und die westliche Ostsee überqueren (ca. 6,5 Mio. BP), während die nördlichen Populationen in Richtung SE ziehen. Bei den im Betrieb befindlichen Anlagen schwanken die Anzahlen kollidierender Vögel je nach Berechnungsgrundlage zwischen ca. 635 bis 6.346 (Radardaten; Populationsanteil 0,002 bis 0,025 %) bzw. 919 bis 9.187 Individuen (0,004 bis 0,036 %, Tab. 37, Tab. 38).

Tab. 37: Kollisionsraten (ohne Berücksichtigung von Meideverhalten bzw. Lockwirkungen) für den Fitis in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.

Berechnungen ohne Meideverhalten							
Rückenwind, 14 m/s				Mittel aus allen Windszenarien			
	Frühjahr	Herbst	gesamt*		Frühjahr	Herbst	gesamt*
<i>Radardaten - Anzahl</i>				<i>Anzahl</i>			
In Betrieb	3.131	2.255	5.386	in Betrieb	4.247	3.059	7.305
+ genehmigt	30.216	32.659	62.875	+ genehmigt	38.882	41.996	80.877
+ geplant	85.062	81.291	166.353	+ geplant	108.986	104.033	213.019
<i>% Population</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	0,024	0,009	0,021	in Betrieb	0,033	0,012	0,028
+ genehmigt	0,232	0,126	0,242	+ genehmigt	0,299	0,162	0,311
+ geplant	0,654	0,313	0,640	+ geplant	0,838	0,400	0,819
<i>Brutbestände Anzahl</i>				<i>Anzahl</i>			
In Betrieb	2.541	5.245	7.786	In Betrieb	3.472	7.115	10.587
+ genehmigt	23.982	50.505	74.487	+ genehmigt	30.896	63.974	94.869
+ geplant	68.042	141.452	209.494	+ geplant	87.218	180.985	268.202
<i>% Population</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	0,020	0,020	0,030	In Betrieb	0,027	0,027	0,041
+ genehmigt	0,184	0,194	0,286	+ genehmigt	0,238	0,246	0,365
+ geplant	0,523	0,544	0,806	+ geplant	0,671	0,696	1,032

* % Population: Summe der kollidierten Vögel von Frühjahr und Herbst in % des Herbstzuges

Tab. 38: Kollisionsraten bei der Annahme einer Meiderate von 85,5 % (5 % Attraktionswirkung) für den Fitis in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.

Berechnungen 85,5%ige Meiderate und 5%ige Attraktionswirkung							
Rückenwind, 14 m/s				Mittel aus allen Windszenarien			
	Frühjahr	Herbst	gesamt*		Frühjahr	Herbst	gesamt*
<i>Radardaten - Anzahl</i>				<i>Anzahl</i>			
In Betrieb	313	226	539	in Betrieb	425	306	731
+ genehmigt	3.022	3.266	6.288	+ genehmigt	3.888	4.200	8.088
+ geplant	8.506	8.129	16.635	+ geplant	10.899	10.403	21.302
<i>% Population</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	0,0024	0,0009	0,0021	in Betrieb	0,0033	0,0012	0,0028
+ genehmigt	0,0232	0,0126	0,0242	+ genehmigt	0,0299	0,0162	0,0311
+ geplant	0,0654	0,0313	0,0640	+ geplant	0,0838	0,0400	0,0819



Berechnungen 85,5%ige Meiderate und 5 %ige Attraktionswirung							
Rückenwind, 14 m/s				Mittel aus allen Windszenarien			
	Frühjahr	Herbst	gesamt*	Frühjahr	Herbst	gesamt*	
<i>Brutbestände Anzahl</i>				<i>% Population</i>			
In Betrieb	254	525	779	In Betrieb	0,0027	0,0027	0,0041
+ genehmigt	2.398	5.051	7.449	+ genehmigt	0,0238	0,0246	0,0365
+ geplant	6.804	14.145	20.949	+ geplant	0,0671	0,0696	0,1032
<i>% Population</i>				<i>% Population</i>			
in Betrieb	0,0020	0,0020	0,0030	In Betrieb	0,0027	0,0027	0,0041
+ genehmigt	0,0184	0,0194	0,0286	+ genehmigt	0,0238	0,0246	0,0365
+ geplant	0,0523	0,0544	0,0806	+ geplant	0,0671	0,0696	0,1032

* % Population: Summe der kollidierten Vögel von Frühjahr und Herbst in % des Herbstzuges

Nach Errichtung der genehmigten Windparks liegen die Kollisionszahlen zwischen 7.188 bis 71.876 (Radardaten) bzw. 8.486 bis 84.678 Vögel (Populationsanteile 0,028 bis 0,277 % bzw. 0,033 bis 0,326 %), während bei voller Ausbaustufe zwischen 18.969 bis 189.686 bzw. 23.885 bis 238.848 Vögel kollidieren. Dies entspricht einem Populationsanteil von 0,073 bis 0,730 % bzw. 0,092 bis 0,919 %.

3.3.3.7 Kumulative Kollisionsraten: Wachtelkönig und Waldschnepfe

Unter den nachts ziehenden Vögeln machen Nicht-Singvögel < 10 % aus (Abb. 48). Als Beispielart wird hier die relativ häufige Waldschnepfe gewählt (ca. 688.000 BP) sowie der Wachtelkönig, der in Skandinavien in relativ geringen Brutpaarzahlen vorkommt (Schweden und DK ca. 800 BP). Die Berechnungen basieren hierbei ausschließlich auf Bestandszahlen (keine Radardaten). Für beide Arten wird in Ermangelung besserer Daten die gleiche Höhenverteilung angenommen, wie für das gesamte Artenspektrum (d.h. vornehmlich Singvögel). Waldschnepfen sind als skandinavische Brutvögel nicht mit den arktischen Watvögeln zu vergleichen, die bekanntlich sehr hoch ziehen (GREEN 2004a).

Mit zunehmenden Anzahlen der Windparks steigt die jährliche Anzahl von kollidierenden Waldschnepfen von ca. 76 bis 763 (in Betrieb, Spanne von 85,5 % Meideverhalten -Tab. 40- bis 0 % Meideverhalten -Tab. 41), über 670 bis 6.703 (genehmigt) auf ca. 1.721 bis 17.211 Vögel (geplant). Beim Wachtelkönig sind die Anzahlen wesentlich geringer und liegen bei maximaler Ausbaustufe (inklusive geplanter Parks) bei 2 bis 23 Individuen (jeweils Mittel über Windszenarien bei 85,5 % bzw. 0 % Meideverhalten). Bei beiden Arten liegen die betroffenen Populationsanteile in vergleichbaren Größenordnungen (s. Tab. 40, Tab. 41).



Tab. 39: Kollisionsraten (ohne Berücksichtigung von Meideverhalten bzw. Lockwirkungen) für die Waldschnepfe und den Wachtelkönig in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Brutbestände. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.

<i>Berechnungen ohne Meideverhalten</i>							
Rückenwind, 14 m/s				Mittel aus allen Windszenarien			
	Frühjahr	Herbst	gesamt*		Frühjahr	Herbst	gesamt*
Waldschnepfe, Anzahl				Anzahl			
in Betrieb	205	398	603	in Betrieb	314	609	923
+ genehmigt	1.825	3.540	5.365	+ genehmigt	2.737	5.303	8.040
+ geplant	4.676	9.083	13.759	+ geplant	7.002	13.660	20.662
% Population				% Population			
in Betrieb	0,015	0,014	0,022	in Betrieb	0,023	0,022	0,034
+ genehmigt	0,133	0,129	0,195	+ genehmigt	0,199	0,193	0,292
+ geplant	0,340	0,330	0,500	+ geplant	0,509	0,497	0,751
Wachtelkönig, Anzahl				Anzahl			
in Betrieb	0	1	1	in Betrieb	0	1	1
+ genehmigt	2	5	7	+ genehmigt	3	8	11
+ geplant	5	13	18	+ geplant	8	20	28
% Population				% Population			
in Betrieb	0,014	0,014	0,020	in Betrieb	0,021	0,021	0,030
+ genehmigt	0,126	0,127	0,177	+ genehmigt	0,196	0,191	0,270
+ geplant	0,326	0,322	0,452	+ geplant	0,504	0,490	0,691

* % Population: Summe der kollidierten Vögel von Frühjahr und Herbst in % des Herbstzuges

Tab. 40: Kollisionsraten bei der Annahme einer Meiderate von 85,5 % (5 % Attraktionswirkung) für die Waldschnepfe und den Wachtelkönig in Anzahl Individuen und in % der Zugpopulation basierend auf Zugraten nach Radarmessungen und nach Brutbeständen. Angegeben sind die kumulativen Werte für Parks, die in Betrieb, genehmigt bzw. geplant sind.

<i>Berechnungen 85,5%ige Meiderate und 5 %ige Attraktionswirkung</i>							
Rückenwind, 14 m/s				Mittel aus allen Windszenarien			
	Frühjahr	Herbst	gesamt*		Frühjahr	Herbst	gesamt*
Waldschnepfe, Anzahl				Anzahl			
in Betrieb	21	40	60	in Betrieb	31	61	92
+ genehmigt	183	354	537	+ genehmigt	274	530	804
+ geplant	468	908	1.376	+ geplant	700	1.366	2.066
% Population				% Population			
in Betrieb	0,002	0,001	0,002	in Betrieb	0,002	0,002	0,003
+ genehmigt	0,013	0,013	0,020	+ genehmigt	0,020	0,019	0,029
+ geplant	0,034	0,033	0,050	+ geplant	0,051	0,050	0,075
Wachtelkönig, Anzahl				Anzahl			
in Betrieb	0	0	0	in Betrieb	0	0	0
+ genehmigt	0	1	1	+ genehmigt	0	1	1
+ geplant	1	1	2	+ geplant	1	2	3
% Population				% Population			
in Betrieb	0,001	0,001	0,002	in Betrieb	0,002	0,002	0,003
+ genehmigt	0,013	0,013	0,018	+ genehmigt	0,020	0,019	0,027
+ geplant	0,033	0,032	0,045	+ geplant	0,050	0,049	0,069

* % Population: Summe der kollidierten Vögel von Frühjahr und Herbst in % des Herbstzuges



3.3.3.8 Kollisionsraten pro Anlage und Jahr

Für die Vergleichbarkeit der Kollisionsraten mit anderen Studien ist die Berechnung von Kollisionen je Anlage und Jahr erforderlich. Ausgehend von den berechneten Kollisionen von Fitissen (Auswahl nach mittlerer Kollisionsrate innerhalb der Singvögel, vgl. Abb. 104) wird deshalb auf die Zugpopulation aller Singvögel hochgerechnet. Je nach Datenbasis (Radardaten, Bestände; Windszenarien) zeigt sich eine sehr hohe Variation der möglichen Kollisionszahlen in verschiedenen Ausbaustufen, die aufgrund des angenommenen Meideverhaltens jeweils um eine Zehnerpotenz schwanken (Tab. 41). Ausgehend von den Berechnungen nach Brutbeständen und dem Mittel aus verschiedenen Windszenarien lägen die jährlichen Kollisionszahlen pro Anlage bei ca. 140 bis 1.400 Vögeln, bei einer Datenbasis „Radardaten und Rückenwind“ im Bereich von ca. 90 bis 900 Vögeln (Werte für volle Ausbaustufe). Das Berechnungsszenario mit Beständen ist dabei wahrscheinlich realistischer als Radardaten als Grundlage, die für den Herbstzug sehr niedrige Werte aufweisen (vgl. Kap. 2.4.2.2.5.2). Die Werte für die derzeit im Betrieb befindlichen Anlagen liegen niedriger, da die Einzelanlagen kleiner sind als die in Zukunft geplanten (weniger Vögel je Rotor im Gefahrenbereich). Als groben Richtwert kann von ca. 100 bis 1.000 Singvögeln pro Anlage und Jahr ausgegangen werden (ohne Berücksichtigung von Attraktionswirkungen). Die Gesamtsumme der kollidierenden nachts ziehenden Singvögel pro Jahr wird nach der Errichtung der genehmigten Windparks im Bereich von ca. 67.000 bis 670.000 Vögeln liegen (Datenbasis Bestände und Mittel aus Windszenarien; ca. 57.000 bis 572.000 bei Datenbasis Radardaten und Mittel aus Windszenarien), nach Errichtung aller geplanten Anlagen steigt der Wert auf ca. 190.000 bis 1,9 Millionen Vögeln an (Tab. 41). Für die Windparks in deutschen Gewässern (innerhalb der 12sm-Zone sowie in der AWZ) liegen die Summen von kollidierten Singvögeln pro Jahr nach voller Ausbaustufe im Bereich von ca. 94.000 bis 938.000 Vögel (Bestände und Mittel aus Windszenarien; 80.300 bis 803.000 bei der Berücksichtigung von Radardaten und Mittel aus Windszenarien). Aufgrund der Unkenntnis über das Verhalten der Vögel sowie aufgrund verschiedener Annahmen bei den Eingangsvariablen in die Modellierung (s. Methodenkritik) sind derzeit sichere Aussagen zu Kollisionsraten nicht möglich. Die angegebenen Werte bilden somit eine Spanne der möglichen Kollisionsopfer, die durch entsprechende Untersuchungen zu verifizieren sind.



Tab. 41: Kollisionszahlen aller Singvögel pro Jahr und Anlage sowie Summe aller kollidierten Vögel ausgehend von Kollisionsmodellierung des Fitis' für verschiedene Berechnungsgrundlagen und Windszenarien. Angegeben ist die Spanne von 85,5 % Meiderate (populationsbezogene Meiderate bei 5% Attraktion) bis 0 % Meideverhalten/Attraktion.

Ausbaustufe	in Betrieb	+ genehmigt	+ geplant
Anzahl Anlagen ¹⁾	84	546	1.339
Berechnung nach Radardaten			
Rückenwind, Nenngeschwindigkeit			
Anzahl Kollisionen Fitisse pro Jahr ²⁾	539 - 5.386	6.289 - 62.875	16.635 - 166.353
Anzahl Kollisionen Fitisse pro Anlage und Jahr	6 - 64	12 - 115	12 - 124
Anzahl Kollisionen Singvögel pro Anlage und Jahr ³⁾	45 - 453	81 - 814	88 - 879
Summe Kollisionen Singvögel pro Jahr [Mio.]	0,004 - 0,038	0,045 - 0,445	0,118 - 1,176
Summe Koll. Singvögel pro Jahr an OWEA in der dt. Ostsee [Mio.]			0,0635 - 0,635
Mittel aus Windszenarien			
Anzahl Kollisionen Fitisse pro Jahr ²⁾	731 - 7.305	8.088 - 80.877	21.302 - 213.019
Anzahl Kollisionen Fitisse pro Anlage und Jahr	9 - 87	15 - 148	16 - 159
Anzahl Kollisionen Singvögel pro Anlage und Jahr ³⁾	62 - 615	105 - 1.048	113 - 1.125
Summe Kollisionen Singvögel pro Jahr [Mio.]	0,005 - 0,052	0,057 - 0,572	0,151 - 1,506
Summe Koll. Singvögel pro Jahr an OWEA in der dt. Ostsee [Mio.]			0,080 - 0,803
Berechnung nach Beständen			
Rückenwind, Nenngeschwindigkeit			
Anzahl Kollisionen Fitisse pro Jahr ²⁾	779 - 7.786	7.449 - 74.487	20.949 - 209.494
Anzahl Kollisionen Fitisse pro Anlage und Jahr	9 - 93	14 - 136	16 - 156
Anzahl Kollisionen Singvögel pro Anlage und Jahr ³⁾	66 - 656	97 - 965	111 - 1.106
Summe Kollisionen Singvögel pro Jahr [Mio.]	0,006 - 0,055	0,053 - 0,527	0,148 - 1,482
Summe Koll. Singvögel pro Jahr an OWEA in der dt. Ostsee [Mio.]			0,074 - 0,744
Mittel aus Windszenarien			
Anzahl Kollisionen Fitisse pro Jahr ²⁾	1.059 - 10.587	9.487 - 94.869	26.520 - 268.202
Anzahl Kollisionen Fitisse pro Anlage und Jahr	13 - 126	17 - 174	20 - 200
Anzahl Kollisionen Singvögel pro Anlage und Jahr ³⁾	89 - 891	126 - 1.229	142 - 1.417
Summe Kollisionen Singvögel pro Jahr [Mio.]	0,0075 - 0,075	0,067 - 0,671	0,190 - 1,897
Summe Koll. Singvögel pro Jahr an OWEA in der dt. Ostsee [Mio.]			0,094 - 0,938

1) lt. Tab. 87

2) lt. Tab. 37

3) Annahme: Fitis hat Populationsanteil von 14,14 % (1/2 der SWE-Population zieht über westliche Ostsee)

Die in Tab. 41 angegebenen Spannen der möglichen Kollisionszahlen berücksichtigen weder, dass durch Attraktionswirkungen die Anzahl der Vögel im Gefahrenbereich ansteigen kann, noch, dass die reale Meiderate auch über 85,5% liegen kann, was geringere Schlagopferzahlen zur Folge hätte. In Abb. 109 sind verschiedene Kombinationen von Meide- und Attraktionsverhalten dargestellt unter der Annahme, dass Attraktionswirkung bei 5 % der Vögel vorkommt (s. Kap. 3.3.2.1) Es wird ersichtlich, dass durch eine Attraktionswirkung niedrigere Kollisionszahlen aufgrund von Meideverhalten aufgehoben werden können. Dieser Effekt wird noch verstärkt, wenn man von einem höheren Anteil von Vögeln mit Attraktionswirkung ausgeht, z.B. 10 % (Abb. 110). In diesem Fall steigt die Kurve mit zunehmender Attraktionswirkung deutlich steiler an als beim 5 %-Szenario.

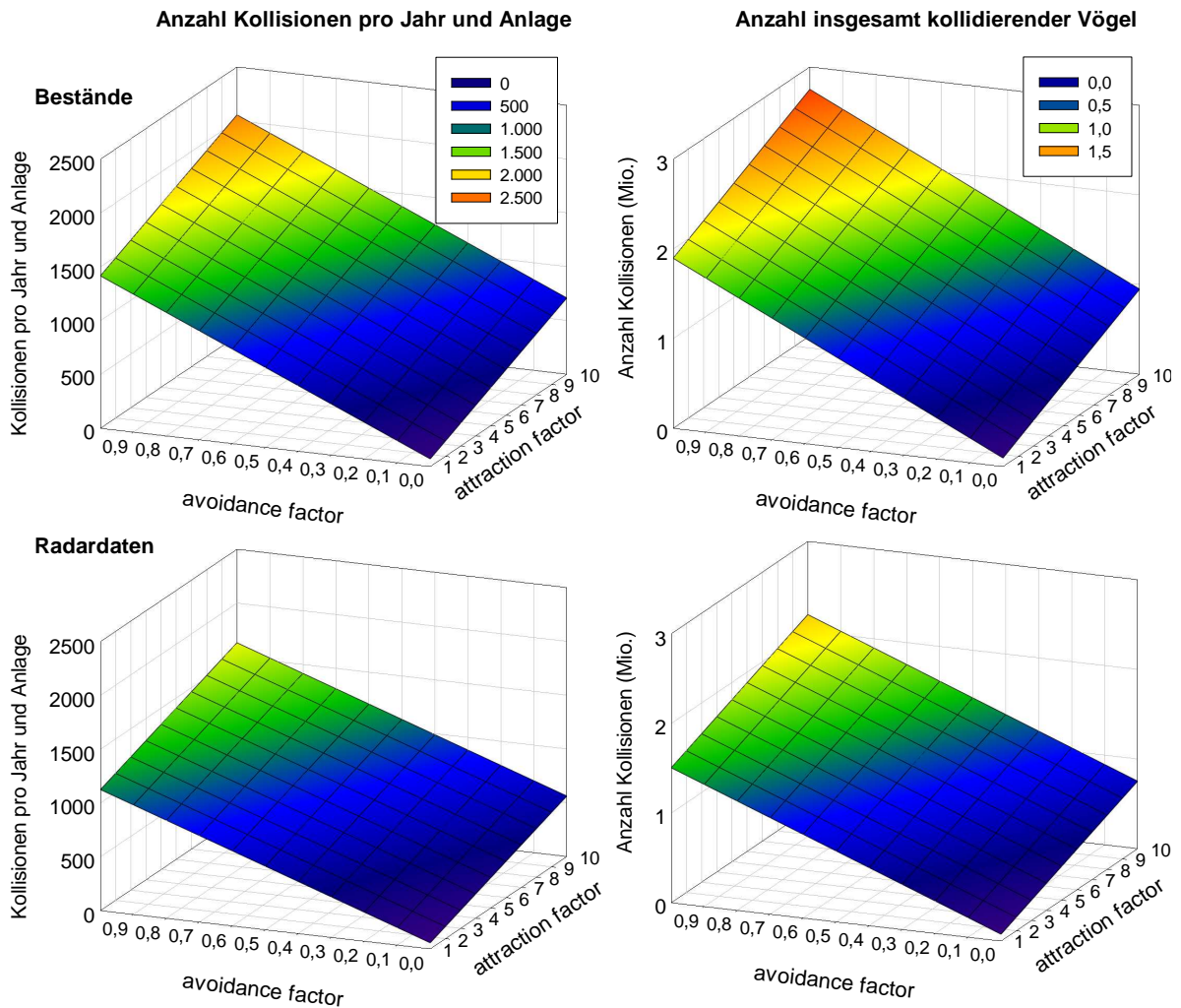


Abb. 109: Änderung der Anzahl Kollisionen pro Anlage und Jahr (links) bzw. der insgesamt kollidierenden Vögel (rechts) in Abhängigkeit von avoidance Faktoren bei der Annahme, dass Attraktionswirkung bei 5 % der Vögel vorkommt (0 bis 95 % Meideverhalten; Daten basierend auf Brutbestände, Mittel aus Windszenarien oben, Radardaten: unten).

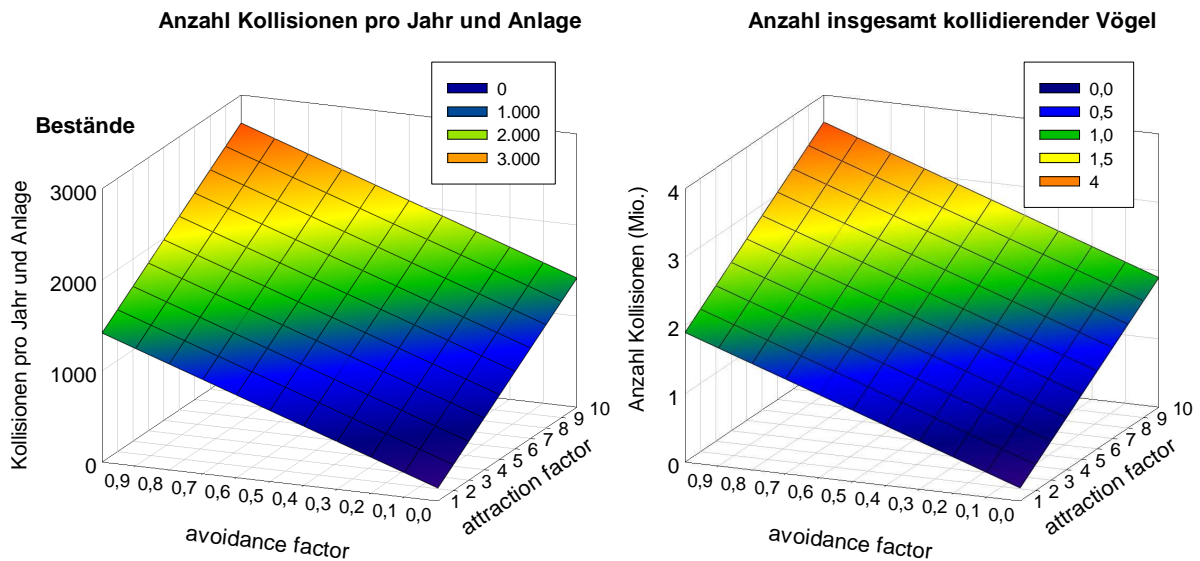


Abb. 110: Änderung der Anzahl Kollisionen pro Anlage und Jahr (links) bzw. der insgesamt kollidierenden Vögel (rechts) in Abhängigkeit von avoidance Faktoren bei der Annahme, dass Attraktionswirkung bei 10 % der Vögel vorkommt (d.h. 0 bis 90 % Meideverhalten; Daten basierend auf Brutbestände, Mittel aus Windszenarien).

3.3.4 Diskussion

3.3.4.1 Methodendiskussion

In Ermangelung konkreter Daten zu Kollisionsopfern an Offshore-Windparks wird in der vorliegenden Untersuchung der Versuch unternommen, mittels Modellierung von Kollisionsraten einen Eindruck über das mögliche Ausmaß von Kollisionsopfern an den in der westlichen Ostsee geplanten Offshore-Windparks zu bekommen. Die Modellierung geht dabei von einer Reihe von Vereinfachungen aus und die Ergebnisse hängen entscheidend von den Eingangsvariablen ab, deren Genauigkeit z.T. nicht genau bekannt ist. Im Folgenden werden die einzelnen Faktoren, die das Ergebnis der Modellierung beeinflussen, beschrieben und deren Auswirkungen auf das Ergebnis dargestellt.

Meideverhalten

Ein großer Schwachpunkt aller Modellrechnungen ist die fehlende oder unzureichende Integration von Verhaltensweisen von Vögeln bei der Annäherung an Windenergieanlagen. Hierzu zählt die Möglichkeit, dass der Vogel das Hindernis erkennt und diesem ausweicht. Generell wird die Berücksichtigung eines „avoidance factors“ empfohlen, wodurch die berechneten Kollisionsraten geringer ausfallen als die berechneten „no avoidance“-Werte (CHAMBERLAIN et al. 2006). Ohne Berücksichtigung eines avoidance Faktors stellen die Kollisionsraten Annäherungen an maximale Kollisionsraten bei schlechter Sicht dar (das Hindernis wird nicht erkannt). Die Anlagen können jedoch aufgrund ihrer Beleuchtung und anderer nächtlicher Lichtquellen (Mondschein, Sterne) bei entsprechenden Sichtverhältnissen erkannt und durch ein Ausweichverhalten umflogen werden. Weiterhin sind spontane Ausweichbewegungen, z.B. in unmittelbarer Nähe der Windräder auch in



der Nacht denkbar, wodurch Kollisionsraten gesenkt werden. Es kann angenommen werden, dass beim nächtlichen Zug von Kleinvögeln Ausweichflüge weniger häufig vorkommen als beim Tagzug (WINKELMAN 1992a).

Attraktionswirkung

Eine quantitative Abschätzung der Ausprägung des Attraktionsverhaltens gestaltet sich in Ermangelung vorliegender Erfahrungswerte schwierig. Generell führt die Annahme von Attraktionswirkung zu einer Erhöhung der Kollisionszahlen, die in den tabellarischen Darstellungen und als Kennwerte in der Zusammenfassung und Synthese aufgeführt werden. Der Umfang der Erhöhung ist jedoch nicht bekannt. Im Folgenden werden verschiedene Aspekte diskutiert, die zum Verständnis des Attraktionsverhaltens beitragen sollen.

Das Wissen über das konkrete Verhalten von Zugvögeln gegenüber Beleuchtungen von Windenergieanlagen ist noch sehr eingeschränkt – Attraktionswirkungen sind v.a. bei schlechtem Wetter wie z.B. bei Regen, Nebel oder Starkwind sind jedoch zu erwarten. Zur Abschätzung der Wirkung von Beleuchtungen geplanter Offshore Windparks wird im Folgenden aufgeführt, wie zukünftig Offshore-Windpark gekennzeichnet werden. Zur Gewährleistung der Flugsicherheit wird jede Windenergieanlage nach nationalen Regelungen gemäß der „Allgemeiner Verwaltungsvorschrift zur Nachtkennzeichnung von Luftfahrthindernissen“ mit gedoppeltem Feuer W, rot (Blinklicht) gekennzeichnet sein (Leuchtstärke sichtweitenabhängig bis 20.000 Candela, d.h. starke Beleuchtung bei schlechter Sicht). Für die Gewährleistung der Sicherheit und Leichtigkeit des Schiffsverkehrs werden nach den Empfehlungen der überarbeiteten Richtlinie O-117 der International Association of Lighthouse Authorities (IALA) für die Kennzeichnung zukünftiger Offshore-Windparks alle Windenergieanlagen der Peripherielinie mit dem IALA 5-Seemeilenfeuer ausgestattet (gelbes getaktetes Feuer; Nenntagweite mindestens 5 Seemeilen; horizontale Abstrahlung 360° oder vom Windpark nach draußen (nach oben bei 10° und nach unten bei 2° abgeschirmt und hat eine Leuchtkraft von 120-150 cd.), IALA 2004, Ergänzung durch die reformierte WSD-Richtlinie für Deutschland: „Richtlinie der WSDen Nord und Nordwest und der Fachstelle der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung für Verkehrstechnik (FVT) zur Kennzeichnung, Gestaltung und Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen“, <http://www.dbu.de/media/260508015115fec8.pdf>). Zur Nahbereichskennzeichnung ist ein gelbes Festfeuer mit einer Tragweite rundum von 1.000 m vorgesehen (Gebot zur Minimierung von Streulicht). Trotz Bestrebungen zur Minimierung der Beleuchtung von Windenergieanlagen zwecks Steigerung der Akzeptanz in der Bevölkerung (v.a. Onshore-Anlagen) bzw. der Reduzierung der Attraktionswirkung auf die Umwelt (u.a. Vögel und Fledermäuse; s. auch HiWUS-Projekt, http://www.dbu.de/550artikel27549_147.html), ist derzeit von einer Beleuchtung entsprechend der geltenden Vorschriften auszugehen.

Aus folgenden Gründen ist somit die Attraktionswirkung im Offshore-Bereich als stärker anzunehmen im Vergleich zu Onshore-Windparks:

- Offshore sind keine (oder nur wenige) zusätzliche Beleuchtungen vorhanden (wie z.B. bei Gebäuden, Straßen etc. an Land), so dass die Beleuchtungen von Windenergieanlagen die einzigen Lichtquellen sind. Somit könnte die Anziehung von Vögeln durch beleuchtete Offshore-Windenergieanlagen ein realistisches und regelmäßig eintretendes Szenario sein.



- Neben der Beleuchtung zur Flugsicherheit stellen die Festbeleuchtungen zur Gewährleistung der Schiffssicherheit eine im Vergleich zu Onshore-Parks zusätzliche Lichtquelle dar. Gerade Festbeleuchtungen (d.h. kein Blinkfeuer) ist bezüglich Attraktionswirkung auf Vögel als sehr kritisch anzusehen, da Vögel die stärksten Reaktionen auf Licht bei Dauerlicht im Vergleich zu Blitz- und Blinklicht zeigen (HILL 2005).

Durch die Attraktionswirkung gelangen nicht nur mehr Vögel in den Gefahrenbereich (vermutet wird häufig eine Anziehung höher fliegender Vögel – hierzu gibt es jedoch keine konkreten Daten), sondern die Vögel werden durch das Licht in ihrem Zug aufgehalten und umkreisen die Lichtquelle (COCHRAN & GRABER 1959, GRABER 1968, MÜLLER 1981, LARKIN et al. 1988,). Durch diesen längeren Aufenthalt im Gefahrenbereich erhöht sich die Wahrscheinlichkeit einer Kollision.

Im Zusammenhang mit Attraktionswirkung in der Nacht spielen die Wetterbedingungen eine große Rolle. Generell wird davon ausgegangen, dass Attraktionswirkung bei ungünstigen Witterungsbedingungen vorkommen, d.h. vor allem bei schlechter Sicht (Nebel; Starkregen; Vögel sehen Orientierungsmöglichkeiten) und/oder Starkwinden (Vögel sehen Möglichkeit zu landen und den Zug zu unterbrechen). Eigene Beobachtungen auf der Forschungsplattform FINO 2 geben ebenfalls Hinweise auf den Zusammenhang zwischen Attraktionswirkung und Wetterbedingungen. Seit Herbst 2007 betreibt das IfAÖ auf der Forschungsplattform FINO 2 in der Ostsee synchron ein vertikal rotierendes Schiffsradar (+35 m über See) sowie zwei Kamerasysteme (+51 m über See), die am Tag und in der Nacht kontinuierlich Vogelbewegungen aufzeichnen (Kamerasystem mit Restlichtverstärker, siehe Abb. 97). Auf den Radaraufzeichnungen sind ebenfalls Regenereignisse zu erkennen. Die Wetterdaten kommen von der DWD-Station Arkona, so dass zu bedenken ist, dass die Wetterdaten bei FINO möglicherweise abweichen (Entfernung ca. 40 km). Die DWD-Wetterdaten wurden für ein Projekt auf Rügen erworben, welches bis Ende Oktober lief (daher in Abb. 111 Daten nur bis Ende Oktober). Diese Kombination ermöglicht es, Rückschlüsse über das Verhalten von Vögeln in Bezug auf Attraktionswirkung durch Licht in Abhängigkeit von Witterungsbedingungen zu ziehen. Es wurde deutlich, dass an Tagen mit starkem Vogelzug (1. bis 4. November) von der beleuchteten Plattform keine Attraktionswirkung ausging (hohe Sichtweiten, mäßiger Wind). In den Nächten mit sehr vielen Vögeln am Turm (Sichthöhe der Kamera: 50 bis 100 m; Vögel umkreisten den Turm und landeten teilweise; 26. bis 28.10.) herrschte generell geringer Vogelzug, die Vögel hielten sich dabei laut Radarmessungen ausschließlich in geringer Entfernung vom Radar auf, was eindeutig auf eine Attraktionswirkung schließen lässt. Diese Nächte zeichneten sich vor allem durch geringe Sichtweiten mit etwas Niederschlag und Nebel aus. Auch der Wind drehte in diesen Nächten von Ost (Rückenwind) auf Südwest (Gegenwind). Diese Zusammenhänge zeigen deutlich, dass bei entsprechenden Wetterbedingungen Vögel auf See in hohem Maße von Licht angezogen werden.

Ein erhöhtes Vorkommen von Vögeln im Bereich des Turmes zeigte sich bei Sichtweiten unterhalb von ca. 5 bis 10 km (Abb. 111). Der Zusammenhang zwischen Wetterparametern und Attraktion von Vögeln ist ein zentraler Baustein in der Beurteilung von Attraktionswirkungen und Kollisionsrisiken. Obwohl ein generelles Verständnis besteht, dass Schlechtwetterbedingungen die Attraktion fördern (Nebel, Starkregen, starker Gegenwind) sind detaillierte Untersuchungen dieses Themas von größter Wichtigkeit. Das hier dargestellte Beispiel ist ein Einzelereignis, welches trotz der plausiblen Zusammenhänge keine generellen Aussagen erlaubt, und für eine statistische Absicherung bedarf es weiterer Daten.

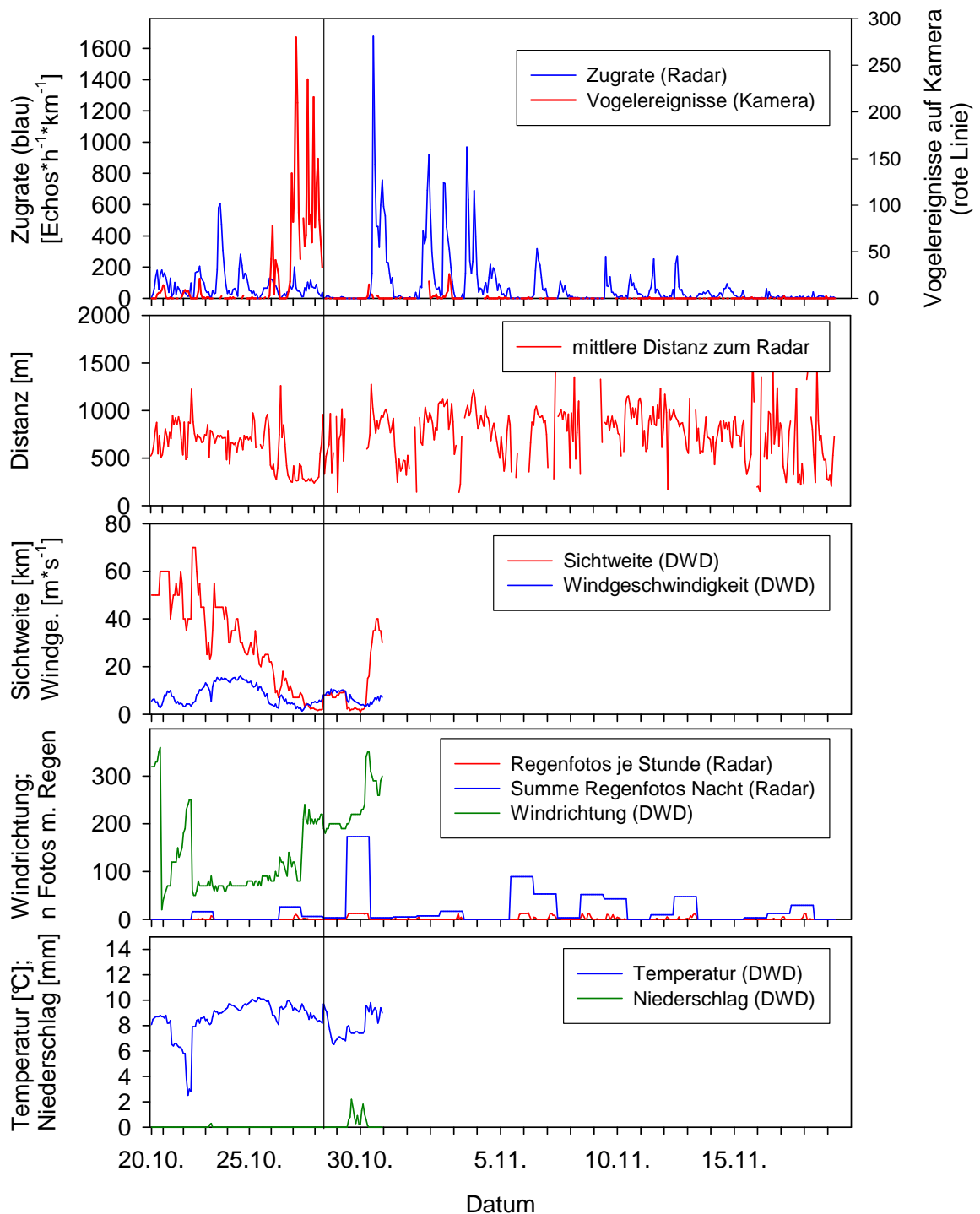


Abb. 111: Zugrate nach Radarmessungen, mittlere Distanz der Echos zum Radar sowie zeitgleiche Erfassung von Vögeln auf der Kamera auf FINO 2 im Vergleich zu Wetterparametern (bis Ende Oktober) im Herbst 2007 (Datenquelle in Klammern: DWD=Deutscher Wetterdienst).



Ein vergleichbares Verhalten wie bei der Forschungsplattform FINO 2 ist auch an Windenergieanlagen zu erwarten. Die Lichtattraktion könnte dabei in geringerem Umfang stattfinden, da die Plattform stärker beleuchtet ist als eine einzelne Windenergieanlage. Die Beleuchtung von FINO 2 ist auf Abb. 97 zu erkennen (starke Beleuchtung des Plattformbereiches und des Schildes sowie rote Positionslichter auf verschiedener Höhe). Wie oben bereits detailliert beschrieben, werden die peripheren Windenergieanlagen in Offshore-Windparks ein IALA 5-Seemeilenfeuer besitzen (Abschirmung nach unten und oben). Jede OWEA besitzt weiterhin eine Nahbereichskennzeichnung als gelbes Festfeuer und einer Tragweite von rundum 1.000 m. FINO 2 besitzt dagegen in der Höhe der Plattform mehrere Lichtquellen ohne Abschirmungen. Weiterhin besitzt FINO rote Positionsleuchten in verschiedenen Höhen, während Windenergieanlagen auf jeder Gondel ein gedoppeltes getaktetes Feuer W, rot, zur Flugsicherung besitzen werden. Insgesamt ist die Attraktionswirkung von FINO 2 also wahrscheinlich höher zu bewerten als bei einzelnen Offshore-Windenergieanlagen.

Ein Umkreisen der Lichtquelle hätte eine erhöhte Kollisionswahrscheinlichkeiten zur Folge. Die festgestellten Zusammenhänge zwischen Zugaufkommen, Wetter und Lichtattraktion spiegeln sicher den „normalen“ Zustand wider („schlechtes Wetter“ = geringer Zug und hohe Lichtattraktion bzw. „gutes Wetter“ = starker Zug und geringe Lichtattraktion). Entscheidend für den Anstieg von Kollisionsopfern ist dagegen das Zusammentreffen von hohem Zugaufkommen (gute Bedingungen im Aufbruchgebiet, bzw. zur Zeit des Aufbruchs) und schlechten Sichtbedingungen (oder Starkwind/Regen). Die Häufigkeit solcher Ereignisse ist schwer vorherzusagen. Dass sie vorkommen, zeigen z.B. Massenlandungen von Vögeln bei schlechtem Wetter, was z.B. auf Helgoland regelmäßig vorkommt (DIERSCHKE 1989). Neben dem beschriebenen Einzelereignis in Zusammenhang mit Wetterparametern (Abb. 111) konnten durch einen generellen Vergleich von Zugraten und Vögel am Turm von FINO 2 Attraktionswirkungen nachgewiesen werden (s. Kap. 3.3.2.1). Die Mehrzahl der angelockten Vögel waren Singvögel (Drosseln und kleinere Arten; Identifikation durch Kamerasystem möglich).

Aufzeichnungen von Leuchtturmanflügen zeigen, dass Licht auf nachts ziehende Vögel eine artspezifisch unterschiedliche Anziehungskraft besitzt (Tab. 42, vgl. Tab. 88 für Gesamtliste aller Arten; HANSEN 1954, BALLASUS 2007). Leuchttürme haben eine weitaus höher Lichtemission als einzelne Windenergieanlagen, ein ganzer Windpark deckt dagegen eine größere Fläche ab und besitzt viele einzelne Lichtquellen. Unabhängig von einem quantitativen Vergleich ist davon auszugehen, dass die artspezifische Variation von Lichtattraktion bei Leuchttürmen auch auf andere Lichtquellen übertragbar ist. Fast ein Viertel der Anflüge an dänischen Leuchttürmen geht auf die Feldlerche zurück, gefolgt von Rot- und Singdrosseln (HANSEN 1954). Die artspezifisch unterschiedliche Attraktion durch Licht müsste deshalb bei zukünftigen Modellierungen von Kollisionsraten berücksichtigt werden.



Tab. 42: Kollisionsraten an Leuchttürmen in Dänemark (nach HANSEN 1954). Dargestellt sind die Arten mit den höchsten Kollisionsraten. NZ= Nachtzieher; TZ/NZ= Tag- und Nachtzieher.

Art	Anzahl (54 Jahre)	Anteil (%)	Kollisionsrate (Ind. a ⁻¹)	Zugtyp
Feldlerche	22.718	24,3	420,7	TZ/NZ
Rotdrossel	14.210	15,2	263,1	NZ
Singdrossel	13.998	15	259,2	NZ
Star	12.089	12,9	223,9	TZ/NZ
Rotkehlchen	5.796	6,2	107,3	NZ
Wacholderdrossel	3.505	3,7	64,9	NZ
Amsel	2446	2,6	45,3	NZ
Gartenrotschwanz	1.763	1,9	32,6	NZ
Fitis	1.569	1,7	29,1	NZ
Bergfink	1.568	1,7	29	TZ/NZ
Steinschmätzer	1.293	1,4	23,9	NZ
Wintergoldhähnchen	1.316	1,4	24,4	NZ
Trauerfliegenschnäpper	1.195	1,3	22,1	NZ
Gartengrasmücke	907	1	16,8	NZ

Geometrische Form des Parks

Für die Parks, in denen die Windenergieanlagen keine rechteckigen Flächen bilden, wird die Anzahl der Anlagen entsprechend des Seitenverhältnisses der Abmessungen auf ein rechteckiges Format projiziert. Das gleiche gilt für Parks, über die keine konkreten Informationen über die Anordnung der Einzelanlagen zu erfahren waren. Dieses Verfahren hat Einfluss auf die berechnete Kollisionswahrscheinlichkeit des gesamten Parks, da sie nicht unbedingt der Summe der Einzelwahrscheinlichkeiten der einzelnen Anlagen entspricht. Anlagen, die vom Vogel aus gesehen hintereinander stehen, bewirken ein geringeres Kollisionsrisiko dar als solche, die nebeneinander stehen. Dies entspricht einem Verschattungseffekt: ein Vogel, der in der ersten Reihe kollidiert, kann in den folgenden Reihen nicht mehr kollidieren (Abb. 101). Insbesondere bei den fächerförmigen Konstruktionen (Kriegers Flak, Ventotec Ost II/Arkonabecken SE) sind somit höhere Raten zu erwarten als dieses Modell berechnet.

Einflugwinkel in die Rotorebene

Als vereinfachende Annahme wird im Modell davon ausgegangen, dass höhere Kollisionsraten bei schrägem Einflugwinkel durch die geringere Fläche, in der sich weniger Vögel befinden, ausgeglichen werden. Diese Annahme ist generell plausibel, bedarf jedoch weiterer mathematischer Berechnungen, um abschätzen zu können, ob diese entgegengesetzt wirkenden Faktoren sich auch auf quantitativer Ebene ausgleichen. Deshalb ist der konkrete Einfluss auf die Kollisionsmodellierung derzeit nicht genau abzuschätzen. Der Einflugwinkel in die Rotorebene hängt dabei von der Flugrichtung des Vogels ab bzw. von der windabhängigen Ausrichtung des Rotors.

Ausrichtung des Parks in Bezug zur Zugrichtung bzw. Einflugwinkel in den Park

Es wird eine Parkausrichtung senkrecht zur Zugrichtung der Vögel vorausgesetzt. Da dies selten der Fall ist, sind aufgrund der oben beschriebenen Verschattungseffekte (s. geometrische Form



des Parks) höhere Kollisionsraten zu erwarten als die berechneten. Hierbei spielt die windabhängige Ausrichtung der Rotoren bzw. der Einflugwinkel des Vogels in die Rotorebene vermutlich eine große Rolle (s.o).

Kollisionen an Pylonen

In der Kollisionsmodellierung wird nur von Kollisionen mit den Rotorblättern ausgegangen. An den fest stehenden Pylonen können ebenfalls Vögel kollidieren und die berechneten Kollisionszahlen würden steigen.

Nachlaufströmungen

An Landstandorten wurde beobachtet, dass Vögel von Nachlaufströmungen zwar erfasst wurden, aber dennoch weiterfliegen konnten (WINKELMAN 1992b). Bei Offshore-Parks mit häufigeren Starkwindereignissen und größeren Anlagen sind die Auswirkungen von Nachlaufströmungen dagegen stärker zu bewerten als an Landstandorten. Hierdurch würden sich die Kollisionszahlen erhöhen.

Höhenverteilung der Vögel nach Radarmessung

Der Eingangsparameter in die Modellierung „% Vögel unterhalb von 200 m“ wurde in den verschiedenen Szenarien unterschiedlich berechnet („Radardaten“: Schiffsradargeräte; „Bestände“: Zielfolgeradar). Bei den Berechnungen nach skandinavischen Vogelbeständen wurden Höhenverteilungen verwendet, die auf Rügen mit Hilfe des Zielfolgeradars „Superfledermaus“ ermittelt wurden. Dieses Radar ist in der Lage, auch sehr tief fliegende Vögel zu erfassen (bis < 20 m) und es zeigte sich, dass der Anteil tief fliegender Vögel mit ca. 50 % höher lag als bisher angenommen. Trotzdem ist diese Angabe aufgrund der technischen Fähigkeiten des Radars als verlässlich einzustufen. Diese Daten beruhen jedoch nur auf einen Ort und die Übertragbarkeit auf die westliche Ostsee im Allgemeinen ist nicht bekannt. Die Messungen mit Schiffsradargeräten lieferten im Vergleich zum Zielfolgeradar geringere Anteile von Vögeln unterhalb von 200 m, was zu einer Unterschätzung der Kollisionsraten führt. Bei starken Zugnächten verläuft der Zug oft relativ hoch, so dass möglicherweise weniger Vögel in tieferen Schichten fliegen als es die über die gesamte Periode gemittelten Werte angeben. Im Jahr 2008 konnten auf Rügen während der gesamten Periode ohne Unterbrechungen gemessen werden. Deshalb war es möglich, die höhenabhängigen Zugraten über die Saison aufzusummieren, so dass man konkrete Informationen über die Flughöhen aller Vögel erhält. Diese Daten bestätigten die als Mittelwerte berechneten Höhenverteilungen, so dass die Angaben zu Höhenverteilungen mittels Schiffsradar generell als realistisch eingestuft werden können (mit einer Unterschätzung der tief fliegenden Vögel).

Wettereinflüsse

Wettereinflüsse wurden in der vorliegenden Modellierung nur in Bezug auf Meideverhalten (Annahme: hohes Meideverhalten bei guter Sicht, „gutem“ Wetter) und Attraktion (Annahme: Attraktion v.a. bei „schlechtem“ Wetter) berücksichtigt, obwohl sie über weitere Mechanismen starken Einfluss auf die Kollisionszahlen haben können: Die *Flughöhe* und das *Zugaufkommen* unterliegen einer hohen Variation, die vor allem vom Wetter bestimmt wird. Geringe Flughöhen



(und damit höhere Kollisionszahlen) treten v.a. bei Gegenwind und schlechter Sicht sowie bei Regen auf, während bei „guten“ Wetterbedingungen oft höher geflogen wird. Die Häufigkeit des Auftretens bestimmter Wetterbedingungen in Verbindung mit dem Zugaufkommen bestimmt somit die Variation der Kollisionszahlen. Entscheidend sind hierbei die Zugbedingungen in Nächten mit starkem Vogelzug, da in einzelnen Nächten über 10 % des Zuges geschehen kann. Als „normale“ Situation ist die Kombination „*starkes Zugaufkommen – „gute“ Witterungsbedingungen – weniger Vögel in tiefen Schichten*“ anzusehen, wodurch die Kollisionszahlen niedriger als berechnet ausfallen würden. Als „worst case“ muss dabei die Situation angenommen werden, in der aufgrund guter Bedingungen im Aufbruchgebiet starker Vogelzug herrscht und sich die Bedingungen im Verlaufe des Zugweges über der Ostsee dann verschlechtern.

Wenn während der gesamten Zugperiode mittels Radargeräten Zugintensitäten und Flughöhen gemessen werden, spiegeln sich der Einfluss von Witterung auf das Zugaufkommen und die Höhenverteilung wider und werden somit indirekt berücksichtigt. Sowohl auf Rügen als auch auf Fehmarn basieren die Daten auf sehr langen Zeitspannen, so dass die gegebenen Wettereinflüsse grundsätzlich berücksichtigt wurden. Insgesamt sind weiterführende Modellierungen jedoch erforderlich, die Wettereinflüsse stärker berücksichtigen.

Die Windgeschwindigkeit und Windrichtung hatten einen hohen Einfluss auf die Kollisionswahrscheinlichkeit. Deshalb sind die Windbedingungen während des Zuges von entscheidender Bedeutung für die Kollisionszahlen. Diesem Umstand wird Rechnung getragen, indem als „best case“ Szenario der Zug bei starkem Rückenwind angenommen wird, aber zusätzlich ein Mittelwert aus allen anderen Windsituationen angegeben wird.

Übertragbarkeit der Radardaten auf Offshore-Bedingungen

Die Messungen von Zugintensitäten und Zughöhen, die in die Modellierung einfließen, wurden an den Landstandorten Rügen und Fehmarn durchgeführt. Hierbei besteht die Möglichkeit, dass die Messungen nicht genau die Offshore-Bedingungen widerspiegeln. Durch Konzentrationseffekte und küstenparallelen Zug würden die Zugraten höher ausfallen als auf der offenen Ostsee. Dies würde zu einer Überschätzung von Kollisionsraten führen. Für den Herbstzug konnte jedoch durch einen Vergleich mit den Messungen auf der Forschungsplattform FINO 2 nachgewiesen werden, dass sowohl die auf Rügen gemessenen Zugintensitäten als auch die Höhenverteilungen den Verhältnissen bei FINO entsprechen. Damit ist die Übertragbarkeit der Messungen für diesen Bereich der Ostsee und den Herbstzug gegeben und die im Kollisionsmodell verwendeten Daten auch für Offshore-Bedingungen korrekt. Für den Frühjahrszug ist die Situation nicht geklärt. Hier ist es denkbar, dass es im Küstenbereich zu Zugkonzentrationen kommt (im Frühjahr wurden oft höhere Zugraten gemessen als im Herbst), wodurch die von den Radardaten abgeleiteten Individuenzahlen für die Kollisionsmodellierung zu hoch wären und es zu einer Überschätzung der Kollisionsopfer käme. Dies würde nur für die Szenarien gelten, die auf Messungen mittels Schiffsradargeräten basieren.

Berücksichtigung von Leitlinien

Grundsätzlich wird nachts von einem Breitfrontenzug ausgegangen, wobei in der vorliegenden Untersuchung gezeigt wurde, dass auch nachts an exponierten Stellen bzw. im Bereich der „Vogelfluglinie“ Konzentrationseffekte vorkommen. Z.B. waren die Zugraten auf Fehmarn im



Vergleich zu Rügen um einen Faktor von ca. 2 höher. Bei den Kollisionsmodellierungen wurde der Einfluss von Leitlinien aus folgenden Gründen nicht mit berücksichtigt (d.h. alle Windparks wurden gleich behandelt):

Es ist nicht bekannt, wie weit sich der Konzentrationsbereich über der Vogelfluglinie östlich ausdehnt, so dass für eine Reihe von Parks die Zuordnung zu einem Konzentrationsbereich nicht eindeutig wäre. Wenn für einen Teil der Parks ein Konzentrationsbereich angenommen worden wäre (mit entsprechend höheren Kollisionszahlen) und man von einer bestimmten feststehenden Zugpopulation ausgeht, dann müsste man für den Rest der Parks von einer Minderung der Anzahl ziehender Vögel ausgehen (und weniger Kollisionsopfern). Da diese Effekte entgegengesetzt wirken (d.h. höhere Kollisionszahlen im Konzentrationsbereich und niedrigere Zahlen für den Bereich weiter östlich), wird in der vorliegenden Modellierung angenommen, dass sie sich in gewisser Weise aufheben. Ob dies mathematisch korrekt ist, ist aufgrund der Unsicherheiten bei der Parkzuordnung nicht sicher zu klären. Der Konzentrationseffekt des nächtlichen Zuges über der „Vogelfluglinie“ ist mit einem Faktor von 2 vermutlich nicht so bedeutend, dass man unter der Berücksichtigung der beschriebenen gegenläufigen Effekte (Zunahmen der Kollisionszahlen bei einem Teil der Parks, Abnahme bei den Rest der Parks) zu einer bedeutenden Fehleinschätzung der Kollisionszahlen kommt.

Welche WEA-Typen kommen zum Einsatz?

Für Parks, bei denen nicht feststand, bzw. nicht zu erfahren war, welche WEA-Typen eingesetzt werden sollen, wurde von der leistungsfähigsten Variante einer 5 MW-Anlagen ausgegangen. Die Kollisionswahrscheinlichkeit unterschied sich zwischen den Anlagen dabei nur wenig, die 5 MW-Anlagen besitzen aber die größten Rotorblätter und decken den meisten Raum ab. Damit würden sich mehr Vögel im Gefahrenbereich aufhalten (und kollidieren) als bei kleineren Anlagen. Sofern kleinere Anlagen verwendet werden, würden die berechneten Kollisionszahlen sinken.

Wie viel Parks bestehen bei „Volle Ausbaustufe“

Die Kollisionszahlen werden für verschiedene Ausbaustufen berechnet: „in Betrieb“, „+genehmigt“ und „+geplant“. Die Stufe „+geplant“ entspricht der vollen Ausbaustufe, auf die sich die Ergebnisdarstellung in Form von 3D-Abbildungen beziehen. Auch Kennwerte in den Tabellen und der Zusammenfassung/Synthese geben Werte der vollen Ausbaustufe an. Sofern geplante Parks nicht genehmigt werden, sinken die Zahlen für die Kollisionsopfer und für die betroffenen Populationsanteile entsprechend.

Einschränkungen des Modells von Band et al.

Vom Hersteller des Kollisionsmodells werden folgende Einschränkungen beschrieben, die Einfluss auf das Ergebnis haben könnten.

- Avoidance factor: bereits diskutiert
- Vogel hat eine einfache kreuzförmige Form: Unterschied der Kollisionswahrscheinlichkeit zu einem Vogel mit realer Form ist nicht bekannt.



- Das Rotorblatt hat keine Dicke (nur Weite und Länge): Die Dicke des Rotorblattes würde ein 3D – Gebilde erzeugen, an den die Kollisionswahrscheinlichkeit vermutlich höher läge
- Nachlaufströmung wird nicht berücksichtigt: bereits diskutiert

Vom Hersteller des Programms (SNH) wird aufgrund dieser Einschränkungen und Unsicherheiten des Modells von einer Variation der Ergebnisse in einem Bereich von $\pm 10\%$ ausgegangen.

Berechnung der Zugpopulation

Geographische Zuordnung

Auswertungen von Ringwiederfinden haben gezeigt, dass für sehr viele skandinavischen Arten, die mit hohen Brutpaar-Beständen vertreten sind, ein typischer SW-Zug vorliegt. Eine Ausnahme bildet der Fitis, die in Schweden häufigste Brutvogelart, die in Mittelschweden eine Zugscheide besitzt und die Hälfte der Population in Richtung S bis SE zieht. Generell führt dabei ein SW-Zug für den Großteil der Vögel aus Schweden und Finnland über die westliche Ostsee. Finnland liegt dabei so weit östlich, dass ein Großteil der Vögel in Richtung S bis SE zieht. Deshalb wird für Finnland nur von der Hälfte der Brutpopulation ausgegangen, die in Richtung SW über die Ostsee zieht. Die Annahme, dass alle nördlich ziehenden Singvögel Schwedens (und die Hälfte der finnischen Population) über die angenommene Strecke von 300 km ziehen, ist dabei eine Vereinfachung, da vor allem nördliche Teilpopulationen auch weiter nördlich über den Skagerrak und die Nordsee fliegen können. Die Berücksichtigung dieser Möglichkeit hätte einer artspezifischen, quantitativen Analyse des räumlichen Brutvorkommens der betreffenden Arten bedurft. Hierfür fehlt jedoch die Datengrundlage. Durch die Einbeziehung der gesamten schwedischen Population (bis auf Fitis) kann es zu einer Überschätzung der Zugpopulation und damit der Anzahlen kollidierender Vögel und Populationsanteilen kommen. Ein gewisser Ausgleich dieser Überschätzung ist durch den nicht berücksichtigten Anteil norwegischer Vögel gegeben, der in Richtung S bis SE abzieht und somit die Ostsee bzw. die angenommene Strecke überquert, z.B. Klappergrasmücke (bis 100.000 BP), Teilpopulation der Mönchsgrasmücke (bis 700.000 BP), Bachstelze (bis 500.000 BP), Neuntöter (bis 5.000 BP).

Individuenzahlen nach Bruterfolg

Für jedes Brutpaar werden für den Herbstzug zwei ziehende Jungvögel angenommen. Der Bruterfolg liegt bei vielen Kleinvogelarten jedoch oft höher. Der Grund für diese konservative Einschätzung des Anteils von Jungvögeln liegt in der Annahme, dass gerade Jungvögel zwischen dem Flüggewerden und dem Beginn des Zuges einer hohen Mortalität unterliegen (v.a. Prädatoren), die jedoch nicht genau quantifiziert werden kann. Die konservative Einschätzung von ziehenden Jungvögeln je Brutpaar führt mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einer Unterschätzung der Kollisionszahlen und Populationsanteile.

3.3.4.2 Ergebnisdiskussion

3.3.4.2.1 Kollisionsraten mit Einzelrotoren



Die Darstellung des Kollisionsrisikos mit Einzelrotoren bei verschiedenen Windszenarien ist unabhängig von der Wahrscheinlichkeit, mit der bei diesen Windbedingungen Vogelzug auftritt. Es soll lediglich die rein mathematische Variation der Kollisionsraten mit den Windverhältnissen und Anlagentypen darstellen. Dass bei Gegenwind generell wenig Zug herrscht, schließt nicht aus, dass bei starkem Vogelzug und Rückenwind kurzfristige Änderungen der Windrichtungen vorkommen und die Vögel dann Gegenwindsituationen ausgesetzt sind. Deshalb ist die Berücksichtigung von Gegenwindsituationen auf der Basis der Kollisionen mit Einzelrotoren bei der Ermittlung von kumulativen Kollisionsraten als *Mittelwert* aus verschiedenen Windszenarien berechtigt und auch erforderlich. Dieser Wert wird deshalb zusätzlich zum häufiger vorkommenden Szenario des Rückenwindes berechnet.

Die Kollisionswahrscheinlichkeit mit Einzelrotoren hängt mit hoher Wahrscheinlichkeit auch vom Einflugwinkel des Vogels ab. Grundsätzlich bedarf diese Thematik weitergehende mathematische Berechnungen, um den Einfluss des Einflugwinkels korrekt beurteilen zu können. Es wird in dieser Modellierung davon ausgegangen, da mit zunehmend schrägem Einflugwinkel die Kollisionswahrscheinlichkeit zunimmt, aufgrund der geringeren Fläche bei seitlichem Einflug jedoch weniger Vögel die Rotorebene durchfliegen.

Bei der Beurteilung der Kollisionsraten an Einzelanlagen ist zu berücksichtigen, dass die Kollisionswahrscheinlichkeit bei Rotoren mit geringem Durchmesser zwar höher als bei langsam drehenden, großen Rotoren ist (höhere Winkelgeschwindigkeit der Rotorblätter), dafür ist der Gefährdungsbereich jedoch geringer. Der größte Rotor (Repower 5M) hat z.B. eine Rotationsfläche, die etwa der 3-fachen Fläche des kleinsten Rotors entspricht, wodurch mehr Vögel je Anlage sich im Gefährdungsbereich („risk window“) bewegen. Mit zunehmender Windstärke steigt die Drehfrequenz der Rotoren (steigende Winkelgeschwindigkeit) und damit auch die Kollisionswahrscheinlichkeit. Die höhere Kollisionswahrscheinlichkeit bei Gegenwind wird möglicherweise dadurch gemindert, dass Vögel bei Gegenwind eher Reaktionen und Ausweichbewegungen zeigen als bei Rückenwind. Bei Rückenwind waren 29 % der Vögel, die durch einen Windpark flogen, irritiert (stark flatternder Flug), bei Gegenwind mit 87 % dagegen deutlich mehr als bei Rückenwind (WINKELMAN 1992 c, d). Neben einer besseren akustischen Wahrnehmung bedingt der mit Gegenwind verbundene langsamere Flug eine längere Reaktionszeit und eine bessere Manövrierfähigkeit bei der Annäherung an die Anlage.

In einem vergleichbaren Kollisionsmodell (Windenergieanlagen mit ca. 39 m Rotordurchmesser) ermittelte PODOLSKY (2003) für amerikanische Singvögel (Lerchenstärling *Sturnella neglecta*, Stelzenwäldersänger *Seiurus motacilla*, Heuschreckenammer *Ammodramus savannarum*) Kollisionswahrscheinlichkeiten von etwa 0,06 bis 0,07 %. Diese Kollisionsraten liegen damit in dem Schwankungsbereich der in der vorliegenden Arbeit ermittelten Werte für Singvögel. In einem holländischen Windpark kollidierten nachts 14 von 51 Vögel, die die Anlage in Rotornähe durchflogen (erfasst mit Infrarot-Restlichtverstärker, WINKELMAN 1992b). Ob diese sehr hohe Kollisionsrate allgemeingültig ist, ist jedoch angesichts des sehr geringen Stichprobenumfanges schwer zu beurteilen.

3.3.4.2.2 Kumulative Kollisionsraten

Mit zunehmender Anzahl von Windparks wird die Anzahl kollidierender Vögel zunehmen. In den „no avoidance“ - Szenarien liegen die Kollisionszahlen z.B. bei Rotkehlchen bei voller Ausbaustufe



im Bereich von > 100.000 Vögel. Diese hohen Zahlen kommen primär durch die hohen Zugpopulationen als Eingangsvariable in die Modellierung zustande, die beim Rotkehlchen für Frühjahrs- und Herbstzug im Bereich von etwa 30 Millionen Individuen liegen. Entsprechend bewegen sich die betroffenen Populationsanteile bei ungünstigen Voraussagemodellen und maximaler Ausbaustufe „nur“ bei etwa einem Prozent. Derzeit gibt es keine zugänglichen, vergleichbaren Daten zur Modellierung von kumulativen Effekten von Windparks auf ganze Zugpopulationen. Für die Vergleichbarkeit mit anderen Studien ist die Berechnung von Kollisionsopfern je Windenergieanlage und Jahr ein geeigneter Maßstab. Basierend auf den skandinavischen Singvogelpopulationen ist im „no avoidance“-Szenario pro Jahr und Anlage mit ca. 450 bis 1.400 kollidierten Singvögeln zu rechnen (d.h. im Mittel etwa 1.000 Vögel pro Anlage und Jahr). Im Vergleich zu Windparks an Land (oft zwischen 0-40 Vögel pro Jahr und Anlage, max. 43 Opfer je Nacht an beleuchteten Windenergieanlagen, EXO et al. 2002, KARLSSON 1983) liegen die theoretisch berechneten Werte um ein Vielfaches höher. Abschließend ist derzeit schwer zu beurteilen, ob eine Kollisionsrate von ca. 1.000 Vögeln pro Anlage und Jahr ein realistischer Wert ist. Es ist das Ergebnis der mathematischen Kollisionsmodellierung, die auf einem erprobten und anerkannten Verfahren basiert (CHAMBERLAIN et al. 2006). Derzeit ist uns kein besseres Verfahren für eine Abschätzung der möglichen Anzahl kollidierender Vögel bekannt.

Folgende Überlegungen sind bei der Bewertung der Modellergebnisse von Bedeutung:

- Obwohl Berichte über Massenkollisionen an Onshore-Windparks nicht vorliegen, können an beleuchteten Strukturen, insbesondere auf See, in wenigen Nächten mehrere 100 Vögel kollidieren. Auf der Forschungsplattform FINO 1 in der Nordsee kollidierten 196 Vögel in nur einer Nacht (geringe Sichtweite, Nebel, Nieselregen, OREJAS et al. 2005). Von den Autoren wird angenommen, dass die Zahl der kollidierten Vögel um ein Vielfaches höher lag, da die meisten der Vögel vermutlich in die Nordsee fielen und nicht gefunden wurden. Weiterhin werden tote Vögel von Großmöwen verspeist oder vom Wind über Bord geweht. In einer starken Zugnacht kollidierten im Oktober 1979 an der Offshore-Forschungsplattform „Nordsee“ 248 Vögel (Windstärke 6 Bft., Sichtweite > 10 km; davon 55 % Singdrosseln, MÜLLER 1981). Auch hier ist die Anzahl der wirklich kollidierten Vögel als wesentlich höher einzuschätzen. Auch wenn die Übertragbarkeit von Kollisionsraten an Plattformen auf beleuchtete Windenergieanlagen derzeit nicht bekannt ist und unterschiedliche Annahmen und Grundlagen vorliegen, wird deutlich, dass unter bestimmten Bedingungen hohe Kollisionsraten auch an Windenergieanlagen vorkommen können. Bei mehreren 100 Opfern in starken Zugnächten wird im Verlaufe der Zugsaison durchaus eine Größenordnung erreicht, die im Bereich der kalkulierten Werte liegt. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass starke Zugnächte mit schlechten Witterungsbedingungen zusammenkommen müssen, damit eine entsprechende Attraktionswirkung besteht.
- Die Größen der Eingangsvariablen für das Kollisionsmodell sind mit Unsicherheiten behaftet. Bei den festgestellten Zugraten mittels Radar bzw. den verwendeten Zugpopulationen liegen Annahmen zugrunde, die einer hohen Variabilität unterliegen. So kann z.B. die berücksichtigte Zugpopulation geringer ausfallen, wenn man für einen gewissen Teil der Population Zugrouten annimmt, die nicht die Ostsee queren. Die gute Übereinstimmung der mittels Radar errechneten Zugraten und der nach den Populationsgrößen angenommenen Zugraten sprechen zumindest im Frühjahr jedoch für eine realistische Einschätzung der Zugpopulationen. Die Abweichungen zwischen



Radarmessungen und angenommenen Zugpopulationen im Herbst können derzeit nicht sicher erklärt werden. Weiterhin können im Modell artspezifischen Flughöhen nicht berücksichtigt werden und auch die Variation der Flughöhe in Abhängigkeit von Wetterparametern sollte in verbesserten Modellen berücksichtigt werden. Für den Herbstzug auf Rügen konnte durch einen Vergleich mit Radarmessungen auf FINO 2 nachgewiesen werden, dass die Messwerte von Rügen die Offshore-Bedingungen widerspiegeln. Diese Aussage bleibt für den Frühjahrszug und für den Standort Fehmarn offen. Weiterhin müssten unterschiedliche Zugphänologien von Langstrecken- und Kurz-/Mittelstreckenziehern berücksichtigt werden. Langstreckenzieher ziehen im Frühjahr später und im Herbst früher als Mittel-/Kurzstreckenzieher, also zu einer Zeit, wo Schlechtwetterbedingungen weniger wahrscheinlich sind als während der Zugzeit von Kurz- und Mittelstreckenziehern. Hier wird von statischen Bedingungen ausgegangen, die in der Form wahrscheinlich nicht gegeben sind.

- Einzelanlagen in Offshore-Windparks sind wesentlich größer als die Anlagen, auf denen bisherigen Untersuchungen zu Vogelkollisionen an Land beruhen. Z.B. waren die Anlagen in den Untersuchungen von WINKELMAN (1992a-d) 30 m hoch (Nabenhöhe) und hatten einen Rotor-Durchmesser von 30 m. Der Einfluss der Anlagengröße (speziell Rotordurchmesser) auf die Kollisionsereignisse zeigte sich in den vorliegenden Berechnungen. Im Vergleich zu derzeit im Betrieb befindlichen Anlagen (v.a. Nysted I mit 41,5 m Rotordurchmesser) stiegen die Kollisionsraten nach Berücksichtigung der genehmigten Parks (Rotordurchmesser größtenteils > 50 m) von 891 auf 1.229 Kollisionen je Anlage und Jahr (Mittel aus Windszenarien, Tab. 41). Ein Rotor mit 30 m Durchmesser hat etwa die Hälfte der Rotationsfläche einer Anlage mit 41,5 m Durchmesser, d.h. es würde sich nur die Hälfte der Vögel im Gefahrenbereich aufhalten. Trotz höherer Wahrscheinlichkeiten einer Kollision aufgrund höherer Drehfrequenzen kleiner Anlagen würde die Anzahl kollidierender Vögel entsprechend sinken (möglicherweise 400 bis 500 Vögel je Anlage und Jahr bei Annahme Werten von „Onshore-Anlagen“). Als weiterer Faktor kommt die Gesamthöhe der Anlage hinzu. An Landstandorten konnte ein schwacher, nicht signifikanter Zusammenhang zwischen Nabenhöhe und Kollisionsraten festgestellt werden (HÖTKER et al. 2005). An Land sind vor allem die Standortbedingungen bestimmend für die Kollisionsraten, wobei Anlagen auf Bergrücken (Greifvögel) und an Feuchtgebieten (Wasser- und Watvögel) die höchsten Kollisionsraten aufweisen. Bei der Betrachtung des nächtlichen Breitfrontenzuges von Singvögeln über See kann ein solcher Standorteinfluss ausgeschlossen werden, wodurch vermutlich die Anlagenhöhe die erklärende Variable wäre.
- Auf See treten häufiger Starkwind- und Sturmereignisse auf als an Land, die mit geringeren Flughöhen verbunden sind. Generell ziehen Vögel nachts über See in niedrigeren Luftschichten als an Land (z.B. BRUDERER & LIECHTI 1998b, HÜPPOP et al. 2005), bei ungünstigen Witterungsbedingungen (Gegenwind, Niederschlag) und dunklen Nächten verringert sich weiterhin die Flughöhe (AVERY et al. 1977, BRUDERER 1971, BRUDERER & LIECHTI 2004, GRUBER & NEHLS 2003), wodurch mehr Vögel in den Gefahrenbereich von Windenergieanlagen gelangen.
- Die Attraktionswirkung durch die Beleuchtung der Windenergieanlagen auf See ist höher einzuschätzen als an Landstandorten (s.o., einzige Lichtquelle, stärkere Beleuchtung).



- Das Kollisionsmodell von BAND et al. (2005) geht von „no avoidance“-Bedingungen aus, d.h. die Vögel zeigen bei Annäherung an den Rotor keine Ausweichreaktion. Es ist nicht bekannt, in wie weit diese Annahme den realen Bedingungen entspricht. Sicher können Vögel z.B. bei Vollmond Hindernisse erkennen (z.B. Eiderenten, CHRISTENSEN et al. 2004, Tauchenten und Watvögel, VAN DER WINDEN et al. 1999) und ihnen ausweichen. Bei Kleinvögeln gibt es nur indirekte Hinweise – hier kann es zumindest in unmittelbarer Nähe der Anlage zu kurzfristigen Ausweichbewegungen kommen (WINKELMAN 1990, 1992a). Durch ein solches Verhalten würden die Kollisionsraten niedriger als die berechneten Werten liegen, bei einer angenommenen „avoidance rate“ von 90 % (für Tagzieher oft > 99 %, CHAMBERLAIN et al. 2006) lägen die jährlichen Kollisionsraten im Bereich von ca. 90 - 150 Vögel je Anlage und Jahr. Andererseits können kritische Wettersituationen (geringe Sichtweiten, Nebel, einsetzender Regen, Starkwind) zu Attraktionswirkungen führen, die den Effekt des Ausweichverhaltens unter „normalen“ Wetterbedingungen teilweise aufheben können. Insgesamt ist das Zusammenspiel von Ausweichbewegungen und Attraktionswirkungen unter verschiedenen Wetterbedingungen noch sehr wenig bekannt und bedarf weiterer Untersuchungen.

3.3.5 Schlussfolgerungen

Die Schwachpunkte der Kollisionsmodellierung begründen sich auf eine Reihe von Annahmen, die einen starken Einfluss auf das Ergebnis der Berechnungen haben (ausführliche Diskussion der Einflussparameter in Kap. 3.3.4.1). Ein zentraler Punkt stellen dabei die fehlenden Kenntnisse über Verhaltensweisen der Vögel im Bereich von Windenergieanlagen in der Nacht dar. Einerseits können Vögel auch nachts den Rotoren ausweichen, andererseits sind Attraktionswirkungen durch die Beleuchtung zu erwarten. Weitere Unsicherheiten betreffen Eingangsgrößen in die Modellierung wie z.B. das Zugvolumen oder die artspezifischen Flughöhen in Abhängigkeit von Wetterverhältnissen. Die Ergebnisse der Kollisionsmodellierung können also nur als grobes Maß für die mögliche Größenordnung der zu erwartenden Kollisionen verwendet werden. Auf der Basis des heutigen Kenntnisstandes sind keine definitiven und sicheren Aussagen zu Kollisionsraten und Vogelschlagopfern an Windenergieanlagen möglich. Im Verhältnis zu bisherigen Einschätzungen von Kollisionsraten an Land (Anzahl Kollisionen pro Anlage und Jahr) fallen die berechneten Werte relativ hoch aus. Mögliche Ursachen werden diskutiert: 1. Unterschiede zwischen Bedingungen im Vergleich Onshore und Offshore (Offshore: größere Anlagen, stärkere Beleuchtung, häufiger Starkwind, regelmäßig Massenkollisionen an beleuchteten Strukturen Offshore), 2. Schwachpunkte im Kollisionsmodell (v.a. Verhalten der Vögel; Variation der Eingangsparameter in die Modellierung). Zukünftige Untersuchungen sollten zum Ziel haben, das Verhalten von nächtlich ziehenden Vögeln gegenüber Windenergieanlagen zu dokumentieren. Drei Parameter sind zu messen: (1) die Zugrate abseits des Windparks (fixed beam Radar), (2) die Zugrate im Rotorbereich (VARS), (3) die Kollisionsrate (akustische Registrierung). Die Ermittlung eines avoidance Faktors würde die Kollisionsraten senken – genauso wichtig sind jedoch Untersuchungen zur Lichtattraktion. Kollisionsmodelle sollten ebenfalls das je nach Wetterlage zu erwartende reale Zugaufkommen berücksichtigen und insbesondere kritische Wettersituationen erkennen (d.h. hohes Zugaufkommen bei „schlechtem“ Wetter, wie Nebel, Regen und Starkwind). Hierfür müsste eine Datengrundlage geschaffen werden, die auf einer großflächigen Überwachung des Wettergeschehens und des Zugaufkommens basiert.



3.4 Quantifizierung der Mortalität für die betroffenen Populationen: Ermittlung von Überlebensraten aus Ringfunddaten

3.4.1 Einleitung

Voraussetzung für die Modellierung und Vorhersage der Entwicklung einer Population ist die Kenntnis einerseits der Geburtenrate oder Reproduktion und andererseits der Sterblichkeit. Diese kann auch als Lebenserwartung oder Überlebenswahrscheinlichkeit ausgedrückt werden. Für die weitaus meisten Verwendungszwecke ist dabei die jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit eine nutzbare Größe. Sie gibt für jedes Individuum die Wahrscheinlichkeit an, dass dieses nach genau einem Jahr noch lebt. Ist die jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit S , so kann die von vielen Populationsmodellen als Eingangsgröße benötigte jährliche Mortalität als $M = 1 - S$ berechnet werden.

Bei Zugvögeln ist die Ermittlung der jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeit dadurch erschwert, dass sich diese Vögel innerhalb des zu betrachtenden Jahres in z.T. weit voneinander entfernten Gebieten aufhalten. Anders als die Reproduktion sind Überlebenswahrscheinlichkeit bzw. Mortalität deshalb nicht durch Beobachtung in einem begrenzten Untersuchungsgebiet feststellbar.

Ermöglicht wird die Schätzung von Überlebensraten aber durch die Auswertung von Vogelberingungsdaten, die Ringfunde oder Wiederfänge über längere Zeiträume enthalten. Besonders in den vergangenen 10-15 Jahren sind hierzu statistische Modelle entwickelt worden, die eine Schätzung von Überlebenswahrscheinlichkeiten aus unterschiedlichen Datenstrukturen mit jeweils angepassten statistischen Modellen ermöglichen. Die Entwicklung dieser Verfahren erlaubt heute eine routinemäßige Auswertung von Beringungsdatenbanken und damit eine deutliche Verbesserung der Grundlage für Populationsmodelle.

3.4.2 Datengrundlage

Als Datengrundlage für die Modellierung von Überlebensraten diene die Datenbank der Beringungszentrale Hiddensee. Der Datenbestand und die Auswahl der modellierten Arten nach bestimmten Kriterien ist in Kapitel 3.2 beschrieben.

Für die Berechnung von Überlebensraten haben die „klassischen“ Ringfunde toter Vögel eine andere Bedeutung als Wiederfänge lebender, beringter Vögel, die in den meisten Fällen im selben Gebiet erfolgen, weil beide Ereignisse auf unterschiedlichen stochastischen Einflussgrößen beruhen. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein beringter Vogel nach seinem Tod irgendwo gefunden und an die Beringungszentrale gemeldet wird, ist abhängig von den Wahrscheinlichkeiten für den Fund überhaupt sowie für die Meldung des gefundenen Vogels. Dagegen hängt der Wiederfang eines lebenden Vogels davon ab, ob der Vogel sich in einem Gebiet mit Beringungstätigkeit aufhält und dass er dort auch gefangen wird. Ferner ist bei einem toten Vogel die tatsächliche Lebenszeit seit seiner Beringung bekannt, während ein lebend wiedergefangener Vogel noch eine unbekannte Zeit weiterleben kann.

Rückmeldungen noch lebender und durch die Beringer wiedergefangener Vögel wurden seit Mitte der 1990er Jahre in wachsendem Umfang in der Datenbank erfasst (v.a. „langfristige Ortsfunde“ in Abb. 112). Diese Daten, die das Überleben des jeweiligen Vogels bis zum Fangzeitpunkt belegen,



sind damit zum weit überwiegenden Teil aktuell. Meldungen toter Vögel fallen hingegen nur in geringer Zahl pro Jahr an und wurden über einen Zeitraum von mehr als 30 Jahren zur Auswertung gesammelt. In dieser Zeit können sich die Überlebensraten einzelner Arten verändert haben.

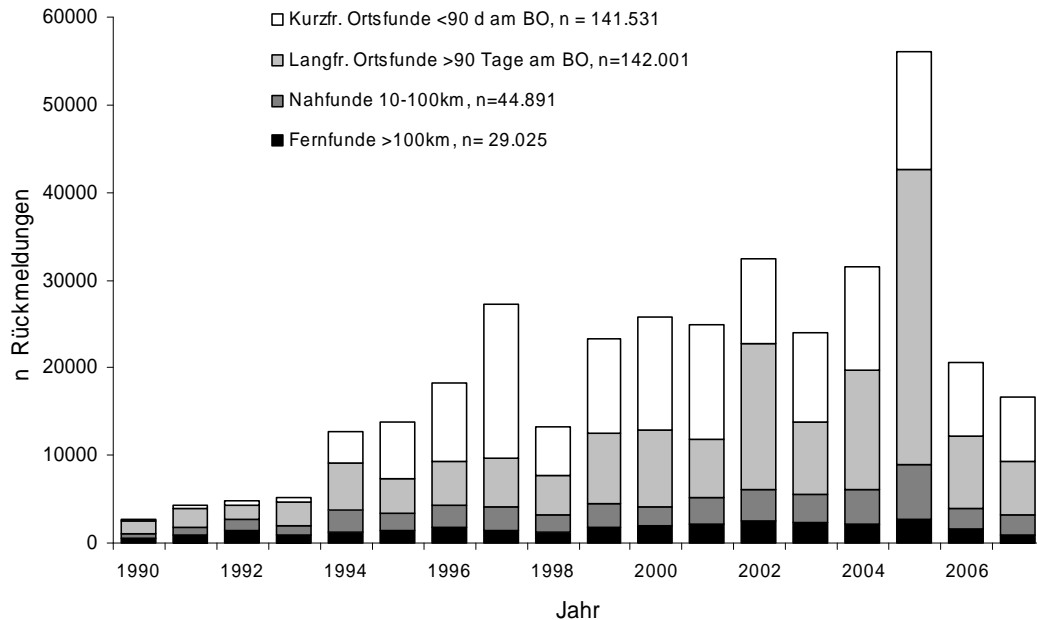


Abb. 112: Jährlich bearbeitete Rückmeldungen von Hiddensee-Ringvögeln (BO = Beringungsort).

3.4.3 Methoden

3.4.3.1 Export aus der Ringfunddatenbank

Die Nutzung von Ringfunddaten zur Modellierung mit der Software MARK (s.u.) erfordert eine genau definierte Datenstruktur der Eingangsdaten, die sogenannte *capture history* (vgl. COOCH & WHITE 2006). Um umfangreiche Datensätze in der vorgegebenen Struktur zu erzeugen, wurde an der Beringungszentrale Hiddensee für die Ringfunddatenbank ein Exportprogramm entwickelt, das eine Auswahl von Datensätzen nach Kriterien wie Alter des Vogels, Zeitraum der Beringung usw. und deren zügige Bearbeitung erlaubt (Abb. 113). Dabei wird zu jedem einzelnen Datensatz über die Beringung eines Vogels nach Datensätzen über den Wiederfang bzw. Ringfund dieses Vogels gesucht und, wenn vorhanden, der zeitliche Abstand der Ereignisse ermittelt. Daraus produziert das Programm die Eingangsdaten für die Modellierung. Das Programm erlaubt die Bearbeitung von beliebig vielen Datensätzen.



```

Verknüpfung mit V1.cmd
13.20.48
10.05.2006
Bearbeitete Art: EMBSCH Gruppe: Beringungsalter= AD.0
Beringungen liegen vor aus Zeitraum 1964 bis 2005.
Anfangskohorte (Beringungsjahr) für die Analyse: 1977
Endkohorte (Beringungsjahr) für die Analyse: 2004
Fundzeitraum (Anzahl Jahre nach Beringungsjahr): 10
Wie soll das MARK input-file heißen (6 Stellen!)? roaadu

Ergebnis: Im Zeitraum 1977 bis 2004 wurden 54145 Individuen
der Art EMBSCH in der gewählten Altersgruppe AD.0 markiert.

Von diesen Ringvögeln wurden im Zeitraum von 10 Jahren nach
nach Markierungsjahr a) 1688 mindestens ein Mal und
b) 52457 niemals zurückgemeldet.
Für Gruppe a) wurden 27 unterschiedliche Fundgeschichten ermittelt,
komprimiert dargestellt in roaadu.inp= MARK input-file
und in H:\user\uli\mark\test\roaadufi.dbf
für jeden einzelnen Ringvogel in roaadu.dbf

Weiter mit beliebiger Taste
Progr. ||H:\...test\ROAADUFI ||Satz EOF/27 ||Datei Exklusiv
    
```

Abb. 113: Benutzeroberfläche des Exportprogramms zur Ringfunddatenbank.

3.4.3.2 Modellierung von Überlebensraten mit MARK

Das Programm MARK wurde in den 1990er Jahren für die Ermittlung von Überlebensraten markierter Individuen mit unterschiedlichen statistischen Modellen entwickelt (WHITE & BURNHAM 1999). Bei seiner ständigen Weiterentwicklung wurden alle wesentlichen statistischen Ansätze berücksichtigt, die mit Wiederfängen, Totfunden oder einer Kombination aus beiden Datentypen operieren. Einen detaillierten Überblick geben COOCH & WHITE (2006). Ein wesentlicher Vorteil aller in MARK implementierten Verfahren ist die Berücksichtigung nicht nur der Überlebenswahrscheinlichkeit, sondern auch weiterer Variablen, die einen Einfluss auf die tatsächliche Häufigkeit des Wiederfangs bzw. Ringfundes haben (je nach Modelltyp z.B.: Wiederfangwahrscheinlichkeit, Ortstreuung, Meldewahrscheinlichkeit). Erst die Schätzung und Berücksichtigung dieser Größen ermöglicht eine zuverlässige Schätzung der eigentlich gesuchten Überlebenswahrscheinlichkeit.

Das Prinzip von MARK beruht darauf, einen Satz von Modellen zur Beschreibung der Eingangsdaten mit unterschiedlichen Parameterkombinationen zu berechnen, die Modellparameter werden dabei mit der Maximum Likelihood-Methode geschätzt. Aus diesem Satz unterschiedlicher Modelle kann das „sparsamste Modell“ (*most parsimonious model*), das mit einer möglichst geringen Zahl von Parametern noch eine adäquate Beschreibung der Eingangsdaten ermöglicht, mittels AIC (*Akaike's Information Criterion*) ausgewählt werden. In MARK wird dafür das für kleine Stichproben korrigierte AICc bzw. QAICc berechnet:

$$AICc = -2\ln(L(\hat{\theta}|x, g)) + 2K + \frac{2K(K+1)}{n-K-1}$$

$$QAICc = -2\ln(L(\hat{\theta}|x, g)) / \hat{c} + 2K + \frac{2K(K+1)}{n-K-1}$$



mit $-2 \ln(L(\theta)) = \text{Deviance}$ (Abweichung des Modells von den zugrunde liegenden Daten)
 $L(\theta) = \text{Likelihood}$ des Modells
 $K = \text{Zahl der Modellparameter}$
 $n = \text{Stichprobengröße}$
 $\hat{c} = \text{Verteilungsparameter (variance inflation factor)}$

Das so ausgewählte Modell kann zur Schätzung der Überlebensrate sowie weiterer Parameter verwendet werden. Alternativ können diese Parameter als gewichtete Mittelwerte aus dem gesamten Modellsatz ermittelt werden (*model averaging*). Dieses Verfahren hat wesentliche Vorteile, wenn kein einzelnes Modell als mit ausreichender Sicherheit bestes Modell bestimmt werden kann (vgl. ausführliche Darstellung in BURNHAM & ANDERSON 2002). Damit ist MARK mit den darin verfügbaren Modellen besonders für eine Studie geeignet, bei der die Berechnung von Eingangsgrößen für weitere Modellierungsschritte im Vordergrund steht und eine statistische Prüfung des Einflusses von Umweltparametern auf das Ergebnis (die Überlebensrate) von untergeordneter Bedeutung ist. In der vorliegenden Studie wurden in Abhängigkeit von den für die jeweilige Art verfügbaren Daten zwei Modelltypen verwendet:

- Cormack-Jolly-Seber-(CJS)-Modelle für Fang-Wiederfang-Daten,
- Modell nach BURNHAM (1993) für kombinierte Fang-Wiederfang-Daten und Totfunde.

Zwischen beiden Modelltypen besteht ein wesentlicher Unterschied. CJS-Modelle können nur eine scheinbare bzw. lokale Überlebenswahrscheinlichkeit (*apparent survival probability*) Φ schätzen. Diese ist ein Produkt aus der tatsächlichen Überlebenswahrscheinlichkeit (S) und der Ortstreue (*site fidelity*, F):

$$\Phi = F * S$$

In allen Fällen, in denen ein Teil der Vögel vom Fangort dauerhaft abwandert ($F < 1$), ist $\Phi < S$. Aus solchen Modellen ist S daher nur mit Hilfe eines Schätzwertes für F aus anderen Daten (z.B. Literatur) zu ermitteln. Im Gegensatz dazu ermöglichen Modelle unter Einschluss von Totfunden eine direkte Schätzung der tatsächlichen Überlebenswahrscheinlichkeit (S) und der Ortstreue (F) und sind daher gegenüber der Abwanderung von Vögeln robust. Diese Modelle können aber nur bei Arten mit einem ausreichenden Anteil von Totfunden angewendet werden.

Mit einem Bootstrap-Verfahren in MARK (WHITE et al. 2001) mit jeweils 100 Simulationen wurden alle Datensätze auf nicht erklärte Varianz (*overdispersion*) geprüft und ggf. der Verteilungsparameter \hat{c} geschätzt. Die mit \hat{c} korrigierten Kenngrößen der Modelle sind durch ein vorangestelltes „Q“ gekennzeichnet (QAICc statt AICc usw.).

Als Ergebnis liefert MARK Schätzwerte für die mittlere Überlebenswahrscheinlichkeit (S bzw. Φ) mit Standardfehler. Für ein Populationsmodell, das nicht von der unrealistischen Annahme einer unveränderten Überlebensrate ausgeht, sondern eine der Wirklichkeit angenäherte Variabilität der Parameter enthält, ist jedoch ein Maß für die Streuung der jährlichen Überlebensraten erforderlich. Das ist gewöhnlich die Standardabweichung, allerdings bezogen auf die Streuung der realen Überlebensraten (*process variance*), d.h. unter Ausschluss der Streuung, die sich aus der Stichprobe beringter Vögel ergibt (*sampling variance*; siehe SLOOTEN et al. 2000). In MARK kann diese *process variance* σ^2 und die entsprechende Standardabweichung σ berechnet werden (*variance components*-Verfahren, WHITE et al. 2001). Grundlage dafür sind Modelle mit zeitabhängiger Überlebenswahrscheinlichkeit, d.h. Modellen, in denen die



Überlebenswahrscheinlichkeit für jedes Jahr getrennt geschätzt wird. Für Datensätze, für die kein zeitabhängiges Modell berechnet werden kann, ist σ deshalb nicht zu berechnen.

Abkürzungen und Modellbezeichnungen

Für alle untersuchten Arten werden im Folgenden die Modelle in Tabellen geordnet vom geringsten zum höchsten (Q)AICc-Wert dargestellt. Die Bezeichnung der Modelle und der Kenngrößen folgt den bei solchen Analysen üblichen Konventionen (LEBRETON et al. 1992, WHITE & BURNHAM 1999). Die Modelle werden durch ihre Deviance (s.o.) und die Zahl der Modellparameter sowie die folgenden, daraus abgeleiteten Größen charakterisiert:

(Q)AICc	(quasi) - Akaike's Information Criterion (s. o.)
Δ (Q)AICc	Differenz von (Q)AICc zum niedrigsten (Q)AICc-Wert im Modellsatz
Model Likelihood	berechnet aus Δ (Q)AICc als $L(g_i x) = e^{-1/2\Delta_i}$
(Q)AICc weight	berechnet als $w_i = \frac{e^{-1/2\Delta_i}}{\sum_{r=1}^R e^{-1/2\Delta_r}}$, Summe aller Werte für den Modellsatz ist 1

(Q)AICc weight kann (vereinfacht) als Maß für die Wahrscheinlichkeit verwendet werden, dass ein Modell i das „beste“ innerhalb des Modellsatzes für die zugrunde liegenden Daten ist (BURNHAM & ANDERSON 2004).

Die Bezeichnungen der Modelle in den Modellsätzen enthalten folgende Kürzel:

Φ	lokale Überlebenswahrscheinlichkeit (<i>apparent survival probability</i>)
S	Überlebenswahrscheinlichkeit (<i>survival probability</i>)
p	Wiederfangwahrscheinlichkeit (<i>recapture probability</i>) für lebende Vögel
r	Meldewahrscheinlichkeit (<i>reporting probability</i>) für tote Vögel
F	Ortstreue (<i>site fidelity</i>)
(.)	Modell mit konstanter Wahrscheinlichkeit
(t)	Modell mit zeitabhängiger Wahrscheinlichkeit (1 Parameter je Jahr)
(T)	Modell mit zeitlichem Trend
(a)	Modell mit altersabhängiger Wahrscheinlichkeit
(s)	Modell mit geschlechtsspezifischer Wahrscheinlichkeit
(group)	Modell mit gruppenabhängiger Wahrscheinlichkeit
\hat{c}	Verteilungsparameter (<i>variance inflation factor</i> , ohne <i>overdispersion</i> : $\hat{c} = 1$)

Beispiel: $\{\Phi(.)p(t)\}$ bezeichnet ein Modell, in dem die lokale Überlebenswahrscheinlichkeit konstant ist und die Wiederfangwahrscheinlichkeit von Jahr zu Jahr wechselt.

3.4.4 Ergebnisse

3.4.4.1 Wachtelkönig (*Crex crex*)

Der Wachtelkönig überquert die Ostsee als Nachtzieher und überwintert im südlichen und südöstlichen Afrika. Über die Zugwege liegen nur sehr wenige Beringungsdaten vor. Anhand der



Lage der Winterquartiere und der wenigen Ringfunde kann für den Ostseeraum ein Zug in Nord-Süd-Richtung angenommen werden (SCHÄFFER & KOFFIJBERG 2004). Wegen der heimlichen Lebensweise können bei dieser Art nur adulte Männchen zur Brutzeit in größerer Zahl gefangen werden.

Datenmaterial

Für die Modellierung wurden nur die Datensätze eines Beringers (J. Sadlik) genutzt, der in einem eindeutig abgegrenzten Gebiet jährlich männliche Wachtelkönige gefangen und beringt hat. Die jährliche Anzahl der Beringungen und Wiederfänge war ab 1994 deutlich höher als in den Jahren 1983-1993, daher wurden vorrangig die Daten aus dem Zeitraum 1994-2007 ausgewertet (Abb. 116).

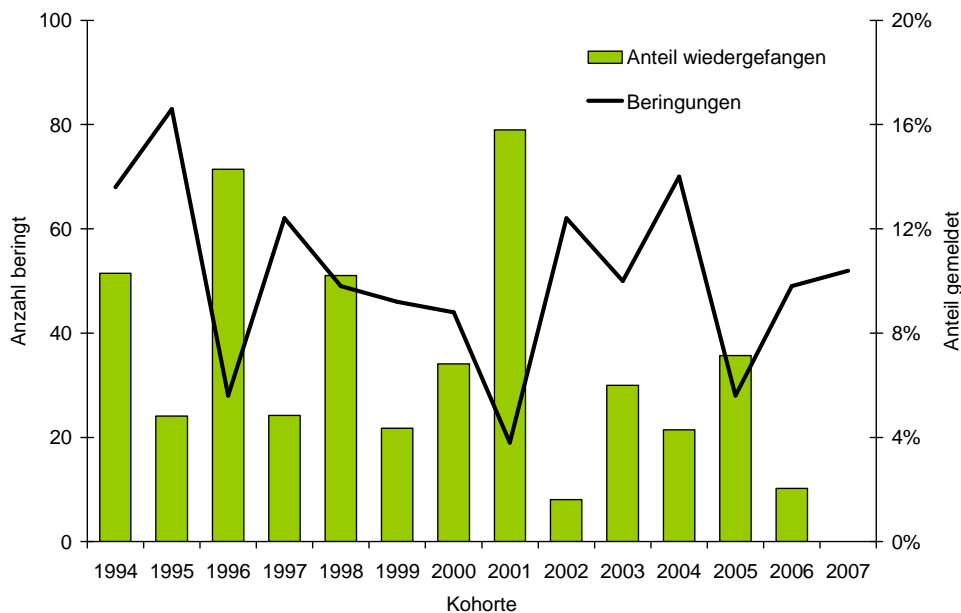


Abb. 114: Beringungen und Wiederfänge des Wachtelkönigs im Unteren Odertal (Daten der BZ Hiddensee).

Außerdem liegen zwei Untersuchungen auf den schwedischen Inseln Gotland (ALNÅS 1974) und Öland (OTTVALL & PETTERSON 1998) vor. Die dort veröffentlichten Fang-Wiederfang-Daten konnten ebenfalls in MARK analysiert werden, so dass die Übertragbarkeit der aus ostdeutschen Datenermittelten Überlebensraten auf die schwedischen Brutvögel möglich ist.

Modellergebnis

Nur Modelle mit einer konstanten Überlebenswahrscheinlichkeit erreichten eine *model likelihood* > 10 % (Modelle 1 - 4, Tab. 43). Außerdem wurden mehrere Erklärungsvariablen in den Modellen auf ihren Einfluss v.a. auf die Wiederfangwahrscheinlichkeit p geprüft (Anzahl Wachtelkönige im Mai bzw. Juni, Anzahl Erstfänge bzw. Gesamtzahl Fänge pro Jahr, Regen im Mai). In den beiden



„besten“ Modellen (1 und 2) stieg p mit der Anzahl Rufer im Juni, was auf einen Zusammenhang mit der Aufenthaltsdauer schließen lässt.

Tab. 43: Übersicht über Modelle für den Wachtelkönig.

Modell	QAICc	Δ QAICc	QAICc Weight	Model		
				Likelihood	Parameter	QDeviance
1994 - 2007; $\hat{c} = 1,209$						
1 $\{\Phi(\cdot)p(\text{Anzahl Juni})\}$	308,1	0	0,582	1	3	32,2
2 $\{\Phi(\cdot)p(\text{Erstfänge, Regen, Anzahl Juni})\}$	310,5	2,4	0,173	0,298	5	30,5
3 $\{\Phi(\cdot)p(\cdot)\}$	311,4	3,3	0,113	0,195	2	37,5
4 $\{\Phi(\cdot)p(\text{Erstfänge, Gesamtfänge, Regen, Anzahl Juni})\}$	312,5	4,4	0,063	0,109	6	30,5
5 $\{\Phi(\text{Anzahl Mai})p(\cdot)\}$	313,3	5,2	0,044	0,076	3	37,3
6 $\{\Phi(\text{Anzahl Mai})p(\text{Erstfänge, Gesamtfänge, Regen, Anzahl Juni})\}$	314,5	6,4	0,023	0,040	7	30,5
7 $\{\Phi(\cdot)p(t)\}$	325,9	17,8	< 0,01	< 0,01	14	27,4
8 $\{\Phi(t)p(t)\}$	336,8	28,7	0	0	25	15,0

Die gemittelte Überlebenswahrscheinlichkeit betrug $\Phi = 0,222$ (Standardfehler 0,057). Vergleichbare Ergebnisse wurden für die schwedischen Populationen berechnet (Gotland: $\Phi = 0,251 / 0,044$, Öland: $\Phi = 0,285 / 0,079$; Abb. 115). Auch britische Studien, in denen andere Analyseverfahren eingesetzt wurden, ergaben vergleichbar geringe Überlebensraten (GREEN 1999, 2004b). Da Wachtelkönige in Kontinentaleuropa nur eine geringe Ortstreue zeigen und als ausgesprochene „Nomaden“ gelten (SCHÄFFER & KOFFIJBERG 2004), kann dieser geringe Wert auf Abwanderung ($F < 1$) zurückzuführen sein. Die Überlebenswahrscheinlichkeit S wäre dann höher. Die Ortstreue konnte bisher nicht aus Beringungsdaten ermittelt werden, es liegt jedoch eine näherungsweise Schätzung aus Untersuchungen stabiler Isotope vor, danach kann die Ortstreue adulter Wachtelkönige mit $F = 0,59$ angenommen werden (WETTSTEIN et al. 2003). Eine Korrektur ergäbe dann: $S = \Phi / 0,59 = 0,376$.

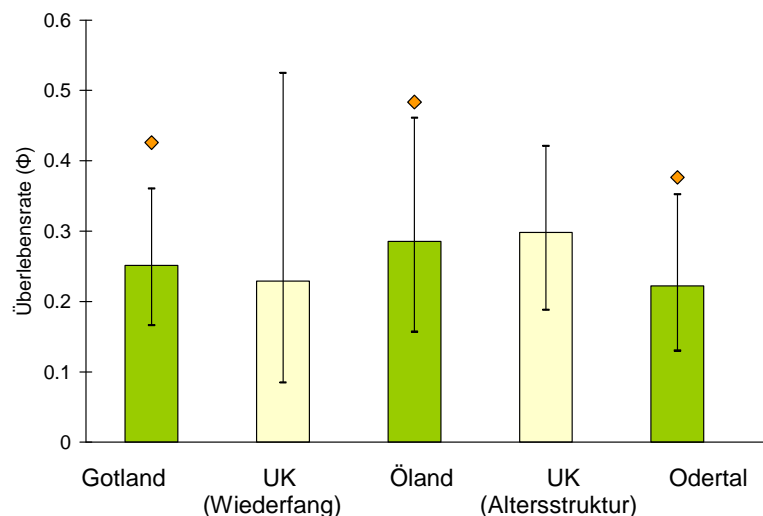


Abb. 115: Jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit Φ (Säulen, mit 95 %-Konfidenzintervall) und Überlebenswahrscheinlichkeit S (rote Vierecke) nach Daten der BZ Hiddensee und Literaturwerten.



Die Standardabweichung der jährlichen Überlebensrate war mit $\sigma = 0,261$ (95 %-Vertrauensbereich: 0,183 – 0,448) sehr hoch, während sie für Gotland mit $\sigma = 0,066$ ($< 0,001$ – 0,218) deutlich geringer ausfiel.

3.4.4.2 Uferschwalbe (*Riparia riparia*)

Die Uferschwalbe überquert die Ostsee als Tagzieher und überwintert in der Sahelzone südlich der Sahara. Überlebensraten für Uferschwalbenpopulationen wurden bereits mehrfach ermittelt. Hierzu zählen eine umfangreiche Populationsstudie in Ungarn (SZÉP 1991) und Fang-Wiederfang-Studien an Altvögeln in verschiedenen Teilen Großbritanniens (COWLEY & SIRIWARDENA 2005, ROBINSON et al. 2008). Dabei wurde ein Einfluss der Regenmenge im afrikanischen Winterquartier auf die jährlichen Überlebensraten festgestellt (SZÉP 1995, COWLEY & SIRIWARDENA 2005, ROBINSON et al. 2008). Das Ziel der vorliegenden Auswertung war jedoch die Ermittlung mehrjähriger Mittelwerte der Überlebensraten als Eingangsgröße für (wetterunabhängige) Populationsmodelle. Deshalb wurde auf eine Einbeziehung von Niederschlagsdaten verzichtet.

Datenmaterial

Die jährlichen Beringungszahlen und die Anteile der wiedergefangenen Uferschwalben je Kohorte zeigten deutliche Schwankungen (Abb. 116). Für die Modellierung wurde die Datensätze von zwei Beringern aus unterschiedlichen Zeiträumen ausgewählt.

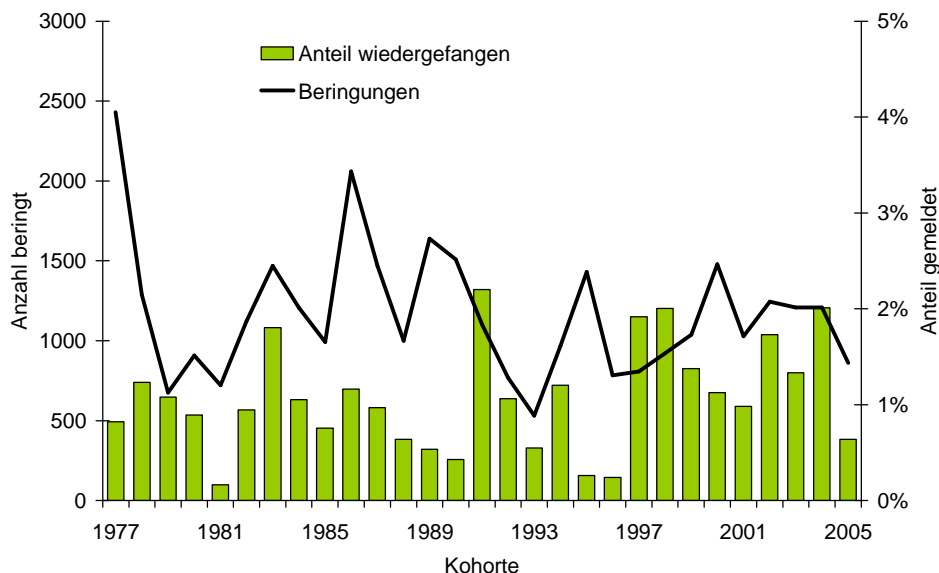


Abb. 116: Beringungen und Rückmeldungen der Uferschwalbe nach Daten der BZ Hiddensee.

Modellergebnis

Die Modelle für die Daten von mehreren Beringern bzw. einem Beringer ergaben keine erkennbare zeitliche Variation der Überlebensraten, wie sie als Folge der Wetterabhängigkeit von Überlebensraten zu erwarten gewesen wäre (Tab. 44).



Tab. 44: Übersicht über Modelle für die Uferschwalbe.

Modell	QAICc	Δ QAICc	QAICc		Modell	
			Weight	Likelihood	Parameter	QDeviance
Mehrere Beringer; $\hat{c} = 1,32$						
1 $\{\Phi(a)p(t)\}$	7179,0	0	0,999	1	30	406,7
2 $\{\Phi(t)p(t)\}$	7198,8	19,8	< 0,01	< 0,01	55	376,2
3 $\{\Phi(a2,t)p(t)\}$	7198,9	19,9	< 0,01	< 0,01	82	321,9
4 $\{\Phi(a2,t)p(a2)\}$	7203,2	24,2	< 0,01	0	57	376,6
Nebra/BLK, Sachsen-Anhalt; $\hat{c} = 1,11$						
5 $\{\Phi(a),p(\text{group})\}$	1646,7	0	0,65	1	4	119,9
6 $\{\Phi(a),p(a,\text{group})\}$	1648,1	1,4	0,32	0,49	5	119,3
7 $\{\Phi(a),p(t)\}$	1653,2	6,5	0,03	0,04	13	108,2
8 $\{\Phi(a),p(t,\text{group})\}$	1665,4	18,7	0	0	22	102,2

Tab. 45: Jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit in Populationen der Uferschwalbe.

Daten, Modell, Altersgruppe	Überlebenswahrscheinlichkeit	Standardfehler	σ^*
Mehrere Beringer 1977 - 2005; $\{\Phi(a)p(t)\}$			
1. Jahr	0,215	0,021	0,193
Altvögel	0,334	0,014	0,101
Nebra/BLK, Sachsen-Anhalt 1994 - 2005; gewichtetes Mittel			
1. Jahr	0,251	0,112	
Altvögel	0,371	0,031	

* berechnet aus Modell 3

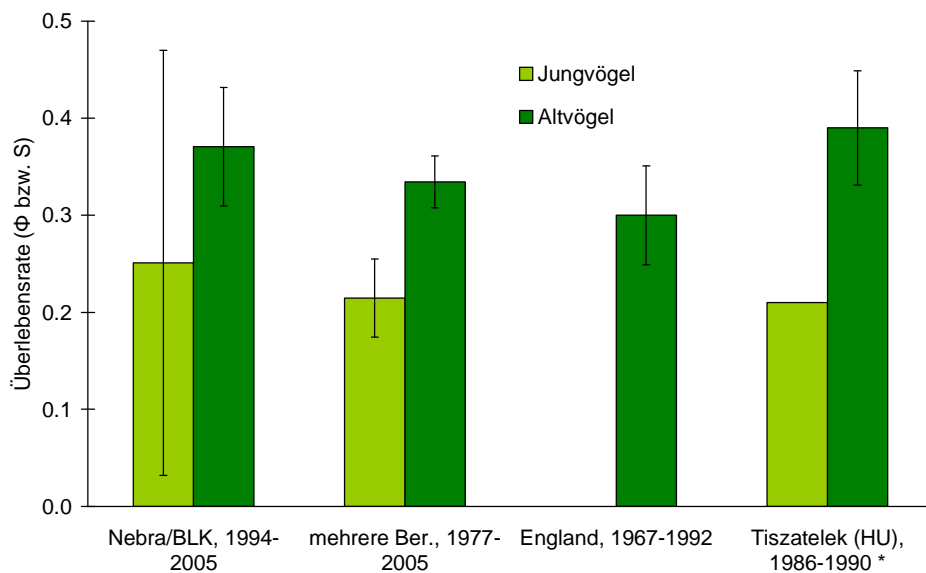


Abb. 117: Jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit der Uferschwalbe nach Daten der BZ Hiddensee und Literaturwerten (* = Überlebenswahrscheinlichkeit S).



3.4.4.3 Singdrossel (*Turdus philomelos*)

Datenmaterial

In den 1990er Jahren zeigte sich ein deutlicher Rückgang des Anteils der als Totfund zurückgemeldeten Vögel. Ein solcher Rückgang fiel bereits Anfang der 1990er Jahre auch für andere Arten in süddeutschen Beringungsprogrammen auf und kann auf einen Rückgang entweder der Vogeljagd oder der Meldebereitschaft in den Mittelmeerländern zurückgehen (BEZZEL 1995, SCHLENKER 1995). Deshalb wurde allen Modellen eine zeitliche Veränderung der Meldewahrscheinlichkeit r hinzugefügt. Neben dem Gesamtdatensatz wurden Modelle für selektierte Daten berechnet. Ausgewählt wurden Daten von Beringern mit mehr als 100 Beringungen und mehr als 1% Wiederfunden beringter Vögel.

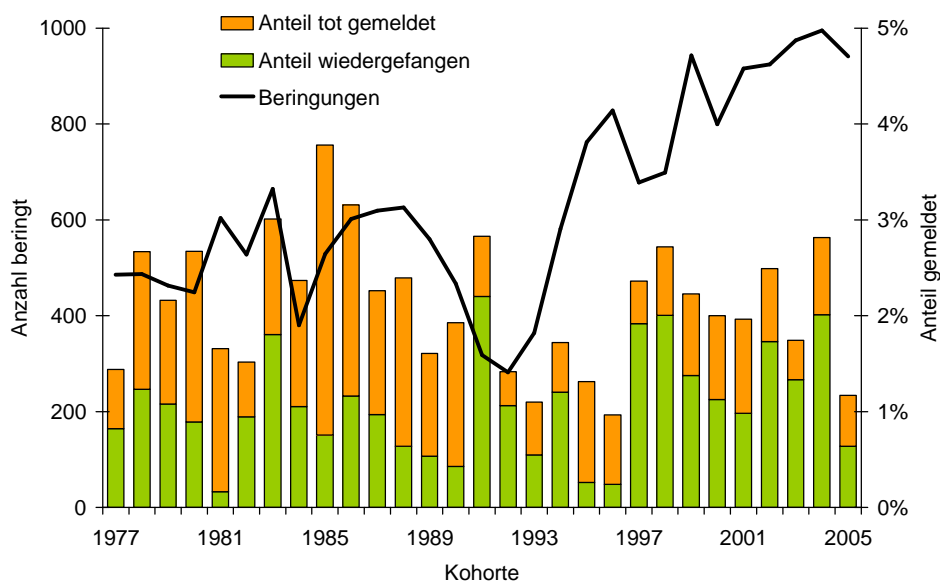


Abb. 118: Beringungen und Rückmeldungen der Singdrossel nach Daten der BZ Hiddensee.

Modellergebnis

An den Gesamtdatensatz konnten mehrere Modelle mit ähnlicher Genauigkeit angepasst werden, drei Modelle hatten eine hinreichend hohe *model likelihood* von $> 50\%$ (Tab. 46). Diese vier Modelle enthielten alle eine Veränderung der Überlebensrate im ersten Lebensjahr und der Rückmelderate toter Vögel. Dagegen ergab sich für die selektierten Daten ein Modell mit konstanten Überlebensraten über den Zeitraum.

Die Überlebensrate im ersten Lebensjahr zeigt nach den Modellen für alle Daten eine Abnahme in den 1980er Jahren (Abb. 119). Dieser entspricht ziemlich genau der Entwicklung bei britischen Singdrosseln im gleichen Zeitraum (THOMSON et al. 1997). Der erneute Anstieg nach 1998, der auf die Modelle 1 und 2 (in Tab. 46) mit einem quadratischen Trend zurückgeht, ist dagegen schwächer abgesichert, wie die weiten 95 %-Vertrauensbereiche und das noch recht hohe Gewicht für Modell 3 mit linear negativem Trend zeigen.



Tab. 46: Übersicht über Modelle für die Singdrossel.

Modell	QAICc	Δ QAICc	QAICc		Model		QDeviance
			Weight	Likelihood	Parameter		
Alle Daten; $\hat{c} = 1,70$							
1 {S(T_1sty^2)p(T)r(T)F(.)}	3119,2	0	0,36	1	8	517,0	
2 {S(T_1sty^2) p(.)r(T^3) F(.)}	3119,5	0,3	0,31	0,85	9	515,4	
3 {S(T_1sty)p(T)r(T)F(.)}	3119,9	0,7	0,25	0,69	7	519,8	
4 {S(a_2)p(T)r(T)F(.)}	3122,7	3,6	0,06	0,17	7	522,6	
5 {S(a_3)p(T)r(T)F(.)}	3124,7	5,6	0,02	0,06	8	522,6	
selektierte Daten; $\hat{c} = 1,50$							
6 {S(a2)p(dec)r(dec)F(.)}	1523,0	0	0,46	1	9	342,0	
7 {S(T_1sty^2)p(T)r(T)F(.)}	1524,1	1,2	0,25	0,55	8	345,2	
8 {S(T_1sty)p(T)r(T)F(.)}	1525,2	2,2	0,15	0,33	7	348,2	
9 {S(a_2)p(T)r(T)F(.)}	1525,8	2,9	0,11	0,24	7	348,8	
10 {S(a_2)p(T)r(T^2)F(.)}	1528,5	5,5	0,03	0,06	9	347,5	

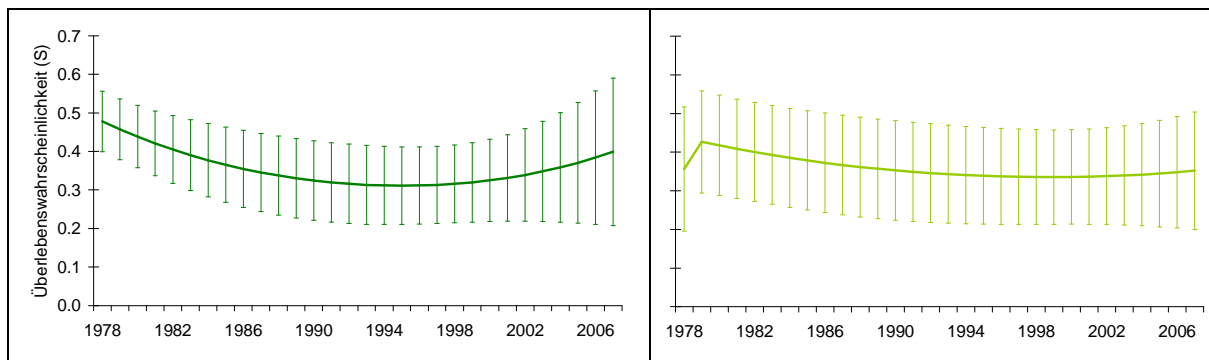


Abb. 119: Veränderung der jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeit von Singdrosseln im ersten Lebensjahr nach Daten der BZ Hiddensee (gewichtetes Mittel mit 95%-Vertrauensbereich, links alle Daten, rechts selektierte Daten).

Die Modelle für den kompletten Datensatz und die nach Beringungsprogrammen selektierten Daten erbrachten für die Überlebensrate der Altvögel vergleichbare Ergebnisse, während die Überlebensrate für das 1. Jahr bei den selektierten Daten die Verhältnisse nach 1990 widerspiegelt (Tab. 47). Es war kein Unterschied in der Überlebensrate für das 1. Jahr zwischen als Nestlingen ($S = 0,381 \pm 0,081$) und als Jungvögeln beringten Vögeln ($S = 0,370 \pm 0,055$) festzustellen (Modell 5 in Tab. 46).

Zwei weitere Studien können zum Vergleich herangezogen werden (Abb. 120). Aus Totfunden von auf der Kurischen Nehrung (Rybatschij, RU) beringten Vögeln ermittelten PAYEVSKY & VYSOTSKY (2003) etwas höhere Überlebensraten für beide Altersklassen, die in den 1970er Jahren auch für den Bereich der BZ Hiddensee realistisch erscheinen. Außerdem liegen eingehende Auswertungen auf den britischen Inseln beringter Singdrosseln vor, deren langjährige Mittelwerte ebenfalls im oberen Bereich der 95%-Vertrauensbereiche liegen (Abb. 120; SIRIWARDENA et al. 1998). Die Überlebensrate von Jungvögeln im ersten Lebensjahr war im Mittel jedoch höher als bei den Datensätzen aus dem Ostseeraum. Britische Singdrosseln sind überwiegend Standvögel und können so wahrscheinlich die mit dem Zug und der Überwinterung in Südwesteuropa verbundenen Risiken (v.a. Bejagung und Fang) vermeiden.



Tab. 47: Jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit ziehender Populationen der Singdrossel.

Daten, Modell, Altersgruppe	Überlebenswahrscheinlichkeit	Standardfehler
Alle Daten; gewichtetes Mittel		
1. Jahr	Variabel; Mittel 5 Jahre: 0,372	0,081
Altvögel	0,510	0,045
Selektierte Daten; {S(a3)pr(dec)F(.)}		
1. Jahr	Variabel; Mittel 5 Jahre: 0,345	0,071
Altvögel	0,564	0,075
Rybatschij 1962 - 1975 (PAYEVSKY & VYSOTSKY 2003)		
1. Jahr	0,411	0,065
Altvögel	0,561	0,085
UK 1962 - 1994 (SIRIWARDENA et al. 1998)		
1. Jahr	0,463	0,011
Altvögel	0,563	0,007
UK 1968-2001 (THOMSON et al. 1999, ROBINSON et al. 2004)		
Post-fledging	0,38	0,15
1. Jahr	0,546	
Altvögel	0,622	

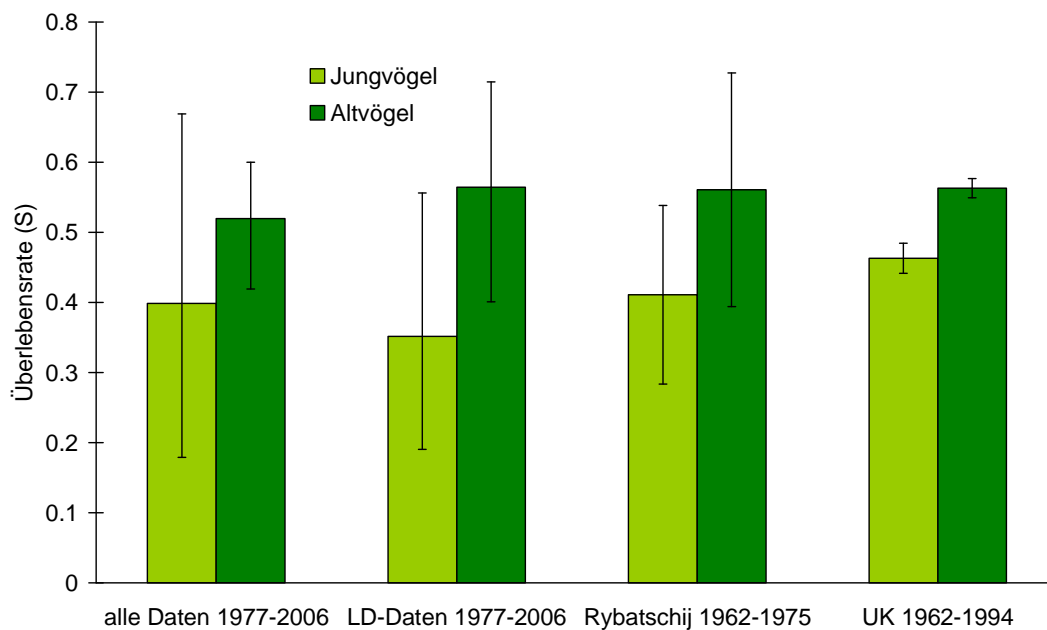


Abb. 120: Jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Singdrossel nach Daten der BZ Hiddensee und Literaturwerten.

3.4.4.4 Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*)

Datenmaterial

Die Zahl der jährlich bringenden Rotkehlchen zeigt starke Schwankungen, der starke Anstieg nach 1990 geht großenteils auf die Einrichtung der Fangstation auf der Greifswalder Oie zurück. Der Anteil in späteren Jahren zurückgemeldeter Rotkehlchen ist sehr gering und zeigt weder für Wiederfänge noch für Totfunde einen klaren Trend (Abb. 121). Wie bei der Singdrossel wurden



auch beim Rotkehlchen Modelle für den gesamten Datensatz sowie für einen selektierten Datensatz (52.705 Vögel) von Beringern mit > 100 Beringungen und Wiederfunden berechnet.

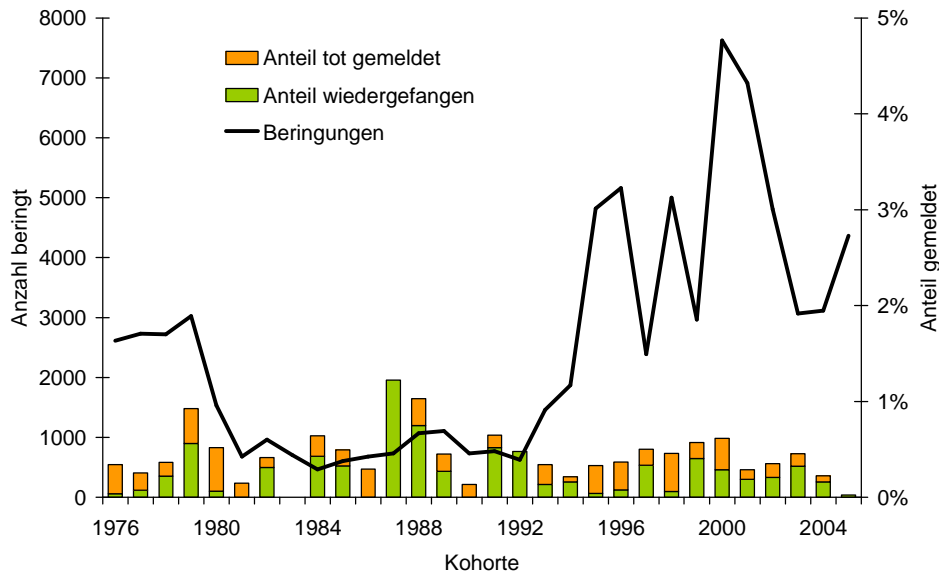


Abb. 121: Beringungen und Rückmeldungen des Rotkehlchens nach Daten der BZ Hiddensee.

Daneben standen die Daten von 110 Rotkehlchen zur Verfügung, die zwischen 1992 und 1996 durch B. GRAJETZKY in einem geschlossenen Waldgebiet in Schleswig-Holstein als mindestens einjährige Brutvögel mit Farbringen markiert und durch Ablesung der Ringkombination kontrolliert wurden (GRAJETZKY 2000). Dieser Datensatz entspricht dem Typ der Fang-Wiederfang-Daten und wurde mit einem CJS-Modell ausgewertet.

Modellergebnis

Der vollständige und der selektierte Datensatz der BZ Hiddensee ergaben übereinstimmend Modelle mit altersabhängiger, aber über die Zeit unveränderter Überlebensrate (Tab. 48).

Tab. 48: Übersicht über Modelle für das Rotkehlchen nach Daten der BZ Hiddensee.

Modell	QAICc	Δ QAICc	QAICc		Modell	
			Weight	Likelihood	Parameter	QDeviance
Alle Daten; $\hat{c} = 1,52$						
1 {S(a)F(a,group)p(t)r(.)}	3217,1	0	0,72	1	36	216,3
2 {S(a)F(a,group)p(t)r(.)}	3219,1	1,9	0,28	0,38	37	216,3
3 {S(a)F(a)p(t)r(.)}	3234,7	17,6	< 0,01	< 0,01	35	235,9
4 {S(a)F(a)p(.)r(.)}	3254,0	36,8	0	0	6	313,2
selektierte Daten; $\hat{c} = 1,50$						
5 {S(a)F(a,group)p(t)r(.)}	2531,8	0	0,62	1	34	160,8
6 {S(a,group)F(a,group)p(t)r(.)}	2533,8	2,0	0,23	0,37	35	160,8
7 {S(a,group)F(a,group)p(.)r(.)}	2534,7	2,9	0,15	0,24	8	215,7
8 {S(a)F(a)p(t)r(.)}	2540,2	8,4	0,009	0,015	34	169,2



Im Fall der farbberingten Rotkehlchen wurden nur Modelle mit unterschiedlichen lokalen Überlebensraten für Männchen und Weibchen durch die Daten unterstützt (Tab. 49). Durch die intensive Fang- und Beobachtungstätigkeit in einer begrenzten Brutpopulation war die Wahrscheinlichkeit für Wiederfang bzw. Wiederbeobachtung beringter Vögel mit $p = 1,0$ maximal.

Tab. 49: Übersicht über Modelle für das Rotkehlchen nach Farbberingungen (B. GRAJETZKY).

Modell	AICc	Δ AICc	AICc Weight	Model Likelihood	Parameter	Deviance
1 $\{\Phi(s)p(\cdot)\}$	125,4	0	0,570	1	3	26,4
2 $\{\Phi(s,t_w)p(\cdot)\}$	127,2	1,8	0,228	0,4	6	21,7
3 $\{\Phi(a,s)p(\cdot)\}$	127,6	2,2	0,187	0,328	5	24,3
4 $\{\Phi(s,t)p(\cdot)\}$	132,6	7,2	0,016	0,027	9	20,2

Anhand beider Hiddensee-Datensätze wurden identische Überlebenswahrscheinlichkeiten (S) geschätzt (Tab. 50). In beiden Fällen waren die Werte für das erste Lebensjahr allerdings wesentlich höher als die Werte für Altvögel. Literaturwerte für britische Rotkehlchen zeigen dagegen nahezu identische Überlebensraten für beide Altersklassen, die deutlich über denen aus Hiddensee-Ringfunden ermittelten liegen. Für in Rybatschij beringte Altvögel geben PAYEVSKY & SHAPOVAL (2000a) ebenfalls eine Überlebensrate von 0,419 (Standardfehler 0,042) an. Abweichende Ergebnisse lieferten die Farbberingungsdaten für Altvögel. Die Überlebensrate der Männchen war signifikant höher als nach den übrigen in Tab. 50 aufgeführten Werte. Für Weibchen wurden sehr geringe lokale Überlebensraten ermittelt, so dass hier von starker Abwanderung auszugehen ist.

Tab. 50: Jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit des Rotkehlchens.

Daten, Modell, Altersgruppe	Überlebenswahrscheinlichkeit	Standardfehler
BZ Hiddensee, alle Daten; gewichtetes Mittel		
1. Jahr	0,377	0,052
Altvögel	0,246	0,056
BZ Hiddensee, selektierte Daten; gewichtetes Mittel		
1. Jahr	0,376	0,059
Altvögel	0,258	0,087
BELAU (SH) 1992 - 1996 (B. Grajetzky); $\{\Phi(s)p(\cdot)\}$		
Altvögel, Männchen	0,557	0,059
Altvögel, Weibchen	0,057	0,032
UK 1962 - 1994 (SIRIWARDENA et al. 1998)		
1. Jahr	0,410	0,008
Altvögel	0,419	0,014

In Belgien fanden ADRIAENSEN & DHONDT (1990) hohe lokale Überlebensraten von $\Phi = 0,50$ für revierbesitzende Männchen, die im Brutgebiet überwinterten, und deutlich geringere Werte für Weibchen und ziehende Männchen. Revierbesitzende Männchen sind weitgehend ortstreu (GRAJETZKY 2000) und zusammen mit einer sehr hohen Beobachtungswahrscheinlichkeit beringter Vögel kann in die lokale Überlebensrate der Männchen auch als tatsächliche Überlebensrate angenommen werden (vgl. ADRIAENSEN & DHONDT 1990). Da eine Geschlechtsbestimmung beim



Rotkehlchen außerhalb der Paarungszeit kaum möglich ist (GRAJETZKY 2000), können aus Beringungen nach der Brutzeit und auf dem Zug, die üblicherweise den Großteil der Daten von Beringungszentralen ausmachen, keine geschlechtsspezifischen Überlebensraten ermittelt werden. Infolgedessen kann die geringere Überlebensrate britischer Altvögel einen Durchschnitt aus unterschiedlich hohen Überlebensraten von Männchen und Weibchen darstellen.

3.4.4.5 Neuntöter (*Lanius collurio*)

Der Neuntöter überquert die Ostsee als Nachtzieher und überwintert in der Sahelzone südlich der Sahara. Eine Schätzung der Überlebensraten schwedischer Neuntöter aufgrund von 111 Toffunden wurde von RYTTMAN (1996) veröffentlicht.

Datenmaterial

Die jährlichen Beringungszahlen waren zwischen 1988 und 2000 deutlich erhöht, diese Schwankung hatte jedoch keinen wesentlichen Einfluss auf die Anteile der wiedergefangenen Vögel je Kohorte (Abb. 116). Für die Modellierung wurden die Datensätze von zehn Beringern ausgewählt, die jeweils über mehrere Jahre Wiederfänge gemeldet hatten.

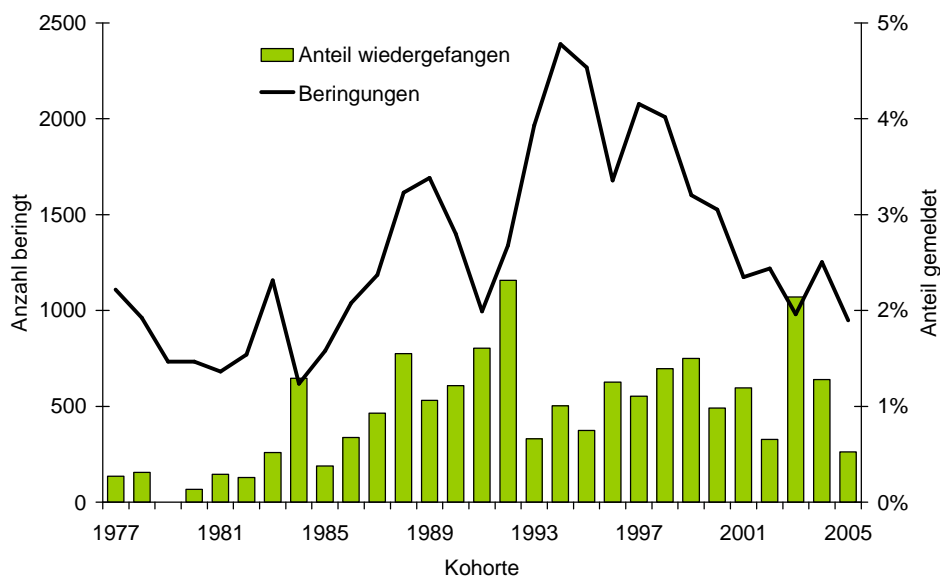


Abb. 122: Beringungen und Rückmeldungen des Neuntötters nach Daten der BZ Hiddensee.

Modellergebnis

Alle akzeptablen Modelle (Modelle 1-3, Tab. 51) zeigten Unterschiede in den Überlebensraten zwischen drei Altersklassen (1. und 2. Lebensjahr und Altvögel) und dem Beringungsalter (group: Jung- oder Altvogel), aber keine zeitliche Veränderung.

Die Modellergebnisse stimmen für als Nestling beringte Neuntöter nach dem ersten Lebensjahr weitgehend mit schwedischen Ergebnissen überein. In Schweden wurde eine etwas geringere Überlebensrate S für Altvögel ermittelt, diese lag aber noch innerhalb des 95 %-Konfidenzintervalls für die Daten der BZ Hiddensee (Abb. 123).



Tab. 51: Übersicht über Modelle für den Neuntöter.

Modell	QAICc	Δ QAICc	QAICc	Model		QDeviance
			Weight	Likelihood	Parameter	
Selektierte Daten; $\hat{c} = 1,57$						
1 $\{\Phi(a2-2y,group)p(EF)\}$	2042,4	0	0,77	1	6	314,1
2 $\{\Phi(a2-2y,group)p(t,3fix)\}$	2045,3	2,9	0,18	0,24	29	270,8
3 $\{\Phi(a2-2y,group)p(.)\}$	2048,2	5,8	0,04	0,06	5	321,9
4 $\{\Phi(a2-2y)p(.)\}$	2063,4	21,0	< 0,01	0	4	339,1
5 $\{\Phi(a2-2y)p(a2)\}$	2065,1	22,7	< 0,01	0	5	338,8
6 $\{\Phi(a2-2y)p(a2,group)\}$	2066,4	24,0	0	0	6	338,1
7 $\{\Phi(a3,t)p(a2,t)\}$	2176,9	134,5	0	0	119	219,7

Tab. 52: Jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit in Populationen des Neuntöters.

Daten, Modell, Altersgruppe	Überlebenswahrscheinlichkeit	Standardfehler
Selektierte Daten 1977 - 2005, gewichtetes Mittel		
1. Jahr	0,046	0,008
2. Jahr	0,506	0,110
Altvögel (als Jungvögel beringt)	0,644	0,057
Altvögel (als Altvögel beringt)	0,371	0,030
Schweden 1950 - 1995 (RYTTMAN 1996)		
1. Jahr	0,392	0,021
2. Jahr	0,527	0,057
Altvögel	0,577	0,014

Die sehr geringe lokale „Überlebenswahrscheinlichkeit“ im ersten Jahr ist kein realistischer Schätzwert, sondern eine Folge der Abwanderung von Jungvögeln aus den untersuchten Lokalpopulationen. Auch der geringere Wert für die als Altvögel beringten Neuntöter ist damit zu erklären, dass ein Teil der brütenden Altvögel das Revier von Jahr zu Jahr wechselt (PASINELLI et al. 2007) und der Umfang dieser Abwanderung mittels Wiederfangdaten nicht zu schätzen ist. Die Ortstreue von schweizerischen Brutvögeln kann aufgrund der Angaben von PASINELLI et al. (2007) auf $F = 0,73^1$ geschätzt werden. Eine Korrektur ergibt eine Überlebenswahrscheinlichkeit von $S = 0,371 / 0,73 = 0,51$,

also immer noch weniger als anhand der Nestlingsberingungen geschätzt. Dies weist darauf hin, dass bei der Altvogelberingung aus methodischen Gründen vorrangig nicht die lokalen Brutvögel gefangen wurden, sondern Nichtbrüter oder Vögel aus weiter entfernten Revieren.

¹ männliche und weibliche Vögel gemittelt, da im Verhältnis von ca. 1:1 beringt (1.050 bzw. 1.004)

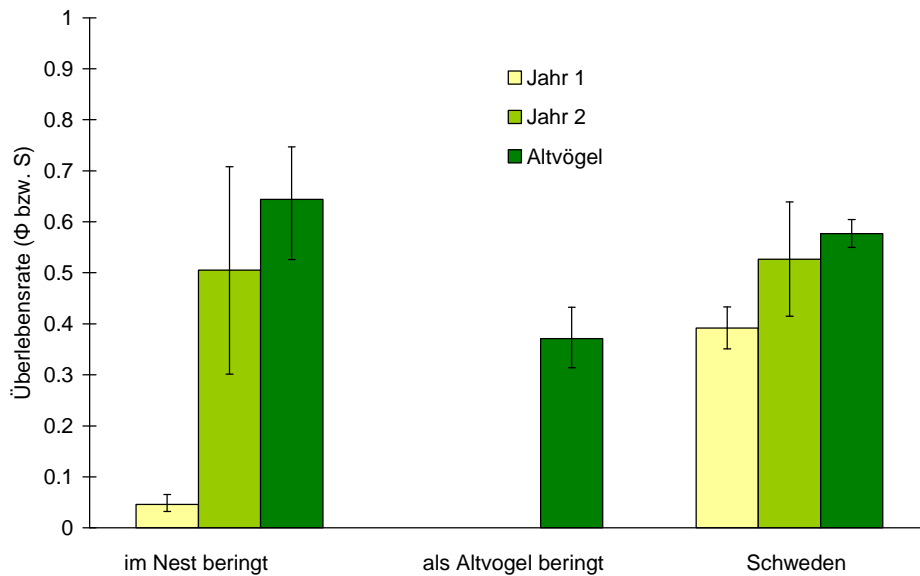


Abb. 123: **Jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit des Neuntöters nach Daten der BZ Hiddensee und RYTTMAN (1996).**

3.4.4.6 Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*)

Mittelstreckenzieher, überwintert in Westeuropa, zieht aber auch bis Spanien (MEZQUIDA & VILLARÁN 2006). Überwiegend Tagzieher (BAUER et al. 2005), ein unbekannter Teil der Population zieht aber offenbar nachts, wie die Kollisionsopfer an dänischen Leuchttürmen zeigen (HANSEN 1954).

Datenmaterial

Die jährlichen Beringungszahlen waren mit 4.000-8.000 Vögeln sehr hoch, die Anteile der wiedergefangenen Vögel je Kohorte wiesen über den gesamten Zeitraum kaum Schwankungen auf (Abb. 116). Der weitaus größte Teil der Vögel wurde auf dem Frühjahrs- bzw. Herbstzug beringt, einen weiteren wesentlichen Anteil machen flügge Jungvögel im Spätsommer aus (Abb. 125). Von insgesamt 175.513 beringten Rohrammern wurden nur 8.899 Vögel im Mai und Juni beringt. Nur bei diesen Vögeln ist von einem nennenswerten Anteil brütender Altvögel auszugehen, die eine hinreichend hohe Wiederfangwahrscheinlichkeit zur Ermittlung von Überlebensraten haben.

Für die Modellierung wurden die Datensätze von zwei Beringern ausgewählt, die jeweils über mehrere Jahre Wiederfänge gemeldet hatten.

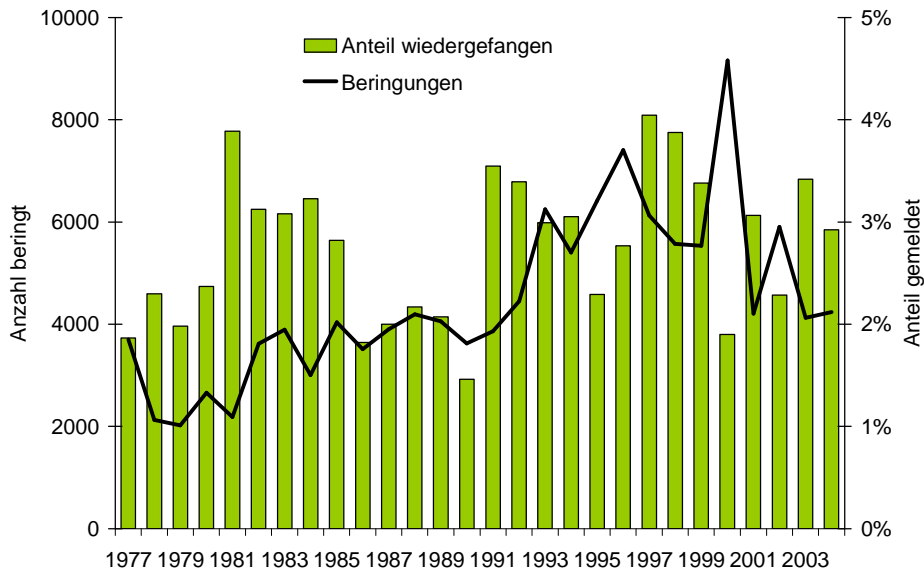


Abb. 124: Beringungen und Rückmeldungen der Rohrammer nach Daten der BZ Hiddensee.

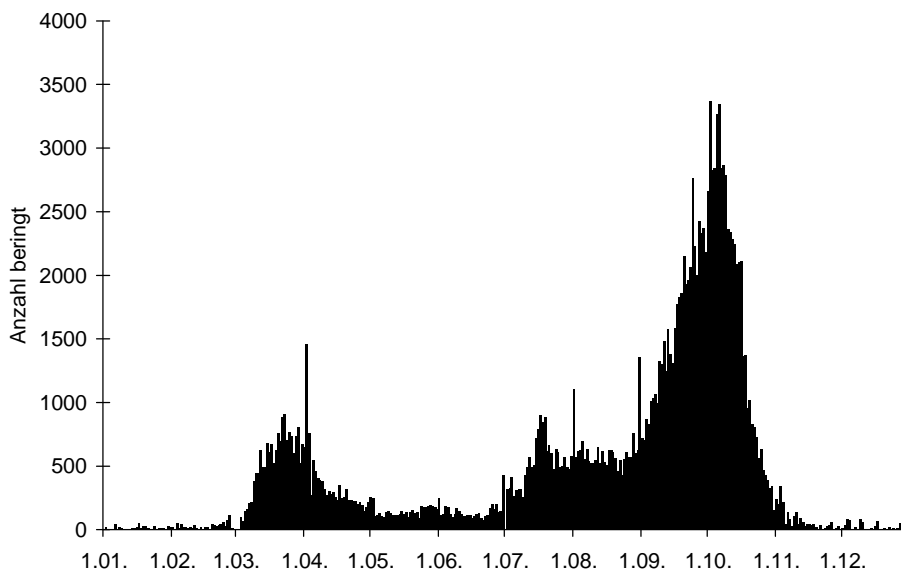


Abb. 125: Beringungen der Rohrammer im Jahresverlauf nach Daten der BZ Hiddensee.

Modellergebnis

Nur ein Modell mit altersabhängiger Überlebensrate und einer variablen Wiederfangwahrscheinlichkeit erhielt eine erkennbare Unterstützung durch die Daten (gemessen an QAICc weight, Tab. 53), so dass auf eine Mittelwertberechnung verzichtet wurde.

Die aufgrund dieses Modells geschätzten lokalen Überlebenswahrscheinlichkeiten (Φ) waren deutlich geringer als die mittels Fang und Wiederfang in einem Winterquartier in Spanien ermittelten Werte sowie für Schätzungen britischer Brutvögel aufgrund von Totfunden (Tab. 54).



Die Standardabweichung der jährlichen Überlebensrate konnte nur für Jungvögel im ersten Lebensjahr geschätzt werden ($\sigma = 0,228$, 95 %-Vertrauensbereich: 0,174 – 0,327).

Tab. 53: Übersicht über Modelle für die Rohrammer.

Modell	QAICc	Δ QAICc	QAICc Weight	Model Likelihood	Parameter	QDeviance
Selektierte Daten; $\hat{c} = 1,406$						
1 $\{\Phi(\text{age}), p(t)\}$	4013,6	0,0	1,00	1,00	26	283,8
2 $\{\Phi(\text{age}), p(t, \text{age})\}$	4045,0	31,4	0	0	50	266,9
3 $\{\Phi(\text{age}), p(t, \text{group})\}$	4047,0	33,4	0	0	50	268,8
4 $\{\Phi(\text{group}), p(t, \text{group})\}$	4048,9	35,3	0	0	51	268,7
5 $\{\Phi(\text{age}), p(\text{age})\}$	4094,8	81,2	0	0	4	409,1
6 $\{\Phi(t, \text{group}), p(t, \text{group})\}$	4107,6	94,0	0	0	94	240,2

Tab. 54: Jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Rohrammer nach unterschiedlichen Quellen.

Daten, Modell, Altersgruppe	Überlebenswahrscheinlichkeit	Standardfehler
Selektierte Daten $\{\Phi(\text{age}), p(t)\}$		
1. Jahr	0,277	0,027
Altvögel	0,393	0,018
Spanien, Wiederfänge (MEZQUIDA & VILLARAN 2006)		
1. Jahr	0,558	0,057
Altvögel	0,623	0,139
UK, Tot- und Lebendfunde (SIRIWARDENA et al. 1998)		
1. Jahr	0,474	0,032
Altvögel	0,542	0,019

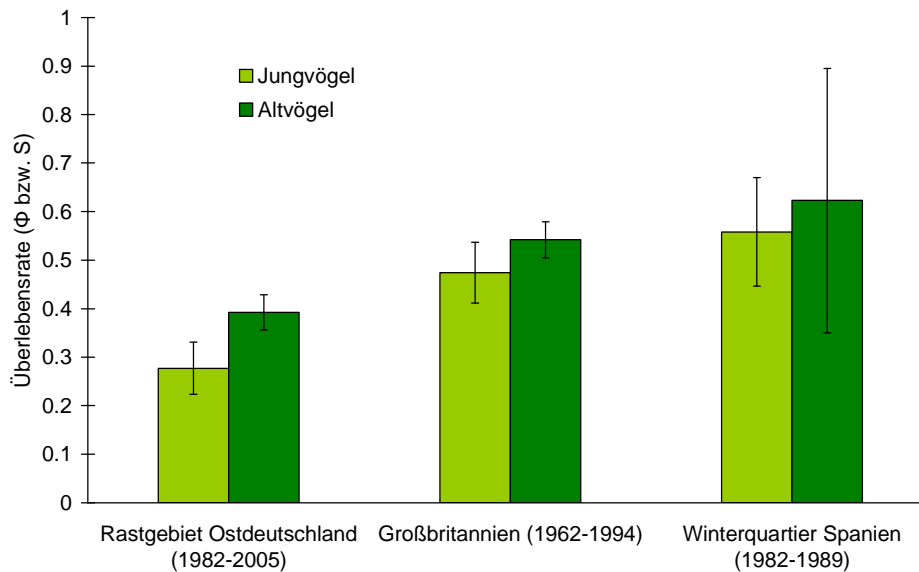


Abb. 126: Jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Rohrhammer nach Daten der BZ Hiddensee und Literaturwerten.

3.4.5 Diskussion

Die hier verwendeten statistischen Verfahren zur Ermittlung von Überlebensraten sind ursprünglich für die Untersuchung lokaler Populationen entwickelt worden und werden auch überwiegend so eingesetzt. Die Schätzung von Überlebensraten aufgrund von Daten einer Beringungszentrale, die sich aus der Arbeit unterschiedlicher Beringer in räumlich weit gestreuten Gebieten, unterschiedlichen Lebensräumen und unterschiedlichen Zeiträumen innerhalb von Jahrzehnten zusammensetzen, führt häufig zu heterogenen Datensätzen. Grundsätzlich sind die Verfahren aber auch auf solche Daten anwendbar (z.B. SIRIWARDENA et al. 1998).

Mit den Daten der Beringungszentrale Hiddensee konnten für mehrere Arten plausible mittlere Überlebensraten erzielt werden. Diese Ergebnisse wurden überwiegend mit Daten ostdeutscher Brutvögel erzielt, die nicht die Ostsee überqueren. Diese Ergebnisse sind jedoch mit größerer Zuverlässigkeit auf Populationen anderer Ostseeländer anzuwenden als Literaturdaten aus Westeuropa, da das Zugverhalten der ostdeutschen Brutpopulationen von Kurz- und Mittelstreckenziehern dem vieler skandinavischer Populationen ähnlicher ist, im Vergleich zu den oft nicht oder nur teilweise ziehenden westeuropäischen Populationen (siehe Ergebnisse für Waldschnepfe, Singdrossel). Für Langstreckenzieher mit Winterquartieren südlich der Sahara ist von weitgehend gleichen Überlebensraten in weiten Teilen Nord- und Mitteleuropas auszugehen. Für Wachtelkönig und Neuntöter wurde diese Übereinstimmung zwischen ostdeutschen und schwedischen Populationen demonstriert.

Es zeigten sich deutliche Unterschiede in der Präzision sowohl zwischen den Arten als auch innerhalb der Arten bei Auswertungen mit anderen, meist größeren Datensätzen. Umfangreichere Ringfunddatenbanken wie die des BTO (SIRIWARDENA et al. 1998) ermöglichen in vielen Fällen präzisere Schätzungen (d.h. engere Konfidenzintervalle). Aus diesem Grund sollte für eine Prognose der Auswirkungen von Kollisionen auf Populationen des ganzen Ostseeraums auch versucht werden, die Überlebensraten anhand aller verfügbaren Ringfunddaten der gesamten zu



betrachtenden Population zu ermitteln. Dazu müsste man die Daten aller betroffenen Beringungszentralen zusammenzuführen und die Analyse aufgrund des umfangreicheren Datenmaterials wiederholen.

Die nicht durch *sampling variance* beeinflusste Standardabweichung (als Eingangsparameter für Populationsmodelle) war schwieriger zu schätzen als die mittlere Überlebensrate, so dass für einige Datensätze nur ein Mittelwert ohne Standardabweichung zu berechnen war. Für mehrere Arten konnte die Standardabweichung nicht ermittelt werden, weil kein befriedigendes Modell mit zeitlicher Variation zur Verfügung stand. Da dieses Problem teilweise trotz umfangreicher Datensätze auftrat (z.B. Singdrossel), ist nicht zu erwarten, dass eine Erweiterung der Stichprobe in jedem Fall zu einer Lösung führt.

Der Vergleich verschiedener Arten, für die Daten in unterschiedlicher Form verfügbar waren, lässt einige wesentliche Schlussfolgerungen für die Verwendbarkeit von Ringfunddaten zur Bestimmung von Überlebensraten zu.

1. Zur Ermittlung von Überlebensraten aufgrund von Lebendwiederfängen mit CJS-Modellen sind nicht nur hinreichend große Wiederfangzahlen erforderlich, sondern auch eine einigermaßen konstante Fangtätigkeit im selben Gebiet über mehrere Jahre. Geeignete Daten liefert Beringungstätigkeit in räumlich definierten Brutgebieten (Wachtelkönig, Uferschwalbe, Neuntöter) oder Winterquartieren (Rohrammer). Für Arten mit Lebendfang ist daher eine Datenselektion die entscheidende Voraussetzung für verlässliche Schätzungen. Dadurch wird allerdings die Stichprobe u.U. deutlich kleiner und somit die Präzision geringer. Zusätzlich sind Schätzungen der Ortstreue F aufgrund anderer Daten erforderlich. Wo diese fehlen, wird i.d.R. mindestens ein Schätzwert durch Abwanderung beeinflusst sein und zu niedrig ausfallen (beim Neuntöter z.B. die Überlebensrate im 1. Jahr).
2. Arten, bei denen ein nennenswerter Anteil der Ringfunde auf Totfunden beruht bzw. bei denen Lebendwiederfänge und Totfunde kombiniert werden können, erleichtern die Nutzung von Daten einer Beringungszentrale. In diesem Fall ist eine Datenselektion weniger wichtig oder gar nicht erforderlich. So konnte bei der Singdrossel ein zufrieden stellendes Ergebnis aufgrund unselektierter Daten erzielt werden. Derartige Daten liegen jedoch meist nur für solche Arten vor, die in großen Teilen ihres Winterquartiers bzw. Durchzugsgebietes bejagt werden. Außerdem bedeutet eine abnehmende Meldewahrscheinlichkeit von Totfunden bestimmter Arten (meist Singvögel) in Südeuropa, dass in Zukunft bei Schätzungen für die Zeit nach ca. 1990 mit geringerer Präzision zu rechnen ist.
3. Der Fang von Durchzüglern in Rastgebieten liefert in vielen Fällen keine sinnvollen Überlebensraten, auch wenn große Mengen von Vögeln gefangen werden („Registrierfang“). Das zeigen die unbefriedigenden Ergebnisse für Rotkehlchen und Rohrammer aus dem Bereich der Beringungszentrale Hiddensee. Intensive Studien an lokalen Brut- oder Winterbeständen lieferten für diese Arten jedoch plausible Ergebnisse. Rastgebiete unterscheiden sich von Brutplatz und Winterquartier dadurch, dass die Vögel sich hier wesentlich kürzer aufhalten, so dass der Fang eines bestimmten Vogels allein durch die kürzere Aufenthaltsdauer weniger wahrscheinlich ist.

Das Ziel der vorliegenden Untersuchung war die Ermittlung mittlerer Überlebensraten als Eingangsdaten für ein Populationsmodell. Es war deshalb nicht erforderlich, Ursachen für die



zeitliche Variation der Überlebensraten in die Modelle einzubeziehen. Bekannt ist der Einfluss von jährlich wechselnden Bedingungen im Winterquartier auf die Überlebensrate von Transsaharaziehern, wie z.B. bei der Uferschwalbe. Diese Variation kann allerdings bei Daten aus unterschiedlichen Zeiträumen auch zu unterschiedlichen mittleren Überlebensraten führen.



3.5 Modellierung der Populationsdynamik von Zugvögeln im südlichen Ostseeraum

3.5.1 Einleitung

Der biologische Maßstab zur Bewertung einer bestimmten Häufigkeit von Kollisionen mit Offshore-Windparks ist nicht eine Anzahl kollidierender Vögel, sondern die Wahrscheinlichkeit negativer Auswirkungen auf die künftige Entwicklung der betroffenen Brutpopulationen. Diese Bewertung ist sowohl für tatsächlich gemessene als auch für im Modell simulierte Kollisionsraten möglich.

Um negative Auswirkungen von Kollisionsverlusten auf eine Population festzustellen, muss deren Entwicklung mit Hilfe von Modellrechnungen untersucht werden. Dabei wird zunächst ein Ausgangsszenario (das Basismodell) betrachtet, das die Entwicklung der Population ohne zusätzliche Kollisionsverluste beschreibt. Dieses Modell sollte eine möglichst gute Übereinstimmung mit grundlegenden Eigenschaften der realen Population aufweisen. Mit den Ergebnissen des Basismodells können dann Modelle mit zusätzlichen Kollisionsverlusten verglichen werden.

Die Entwicklung einer realen Population ist umweltbedingten Schwankungen unterworfen, und wichtige Größen wie Überlebensrate und Reproduktion variieren von Jahr zu Jahr. Deshalb werden zur Prognose stochastische Modelle verwendet, und die Modellrechnungen mehrfach wiederholt, hier z.B. 1000 mal. Dadurch kann zu einem Mittelwert der 1000 Wiederholungen eine Streuung (Varianz, bzw. Standardabweichung) als Maß für die Präzision der Prognose angegeben werden.

Als Vorhersagezeitraum wurden 20 Jahre zugrunde gelegt. Dafür sind folgende Gründe ausschlaggebend:

- die maximale Lebenserwartung der hier betrachteten Vogelarten ist geringer als 20 Jahre, die Generationslänge < 3 Jahre (Bauer et al. 2005)
- Offshore-Windparks (Pilotprojekte) werden derzeit durch das BSH für 25 Jahre Betriebszeit genehmigt
- die technische Weiterentwicklung der Windenergieanlagen macht nach diesem Zeitraum Veränderungen an den Anlagen (Repowering) wahrscheinlich, die momentan noch nicht genauer absehbar sind.

3.5.2 Methoden

Alle hier zu betrachtenden Zugvögel haben einen festgelegten Jahresrhythmus, bei dem die Brutzeit (Reproduktionsphase) im Frühjahr bzw. Sommer liegt. Zwischen zwei aufeinander folgenden Reproduktionsphasen liegen Zug und Überwinterung. Die jährlichen Überlebensraten werden

ebenfalls für den Zeitraum von einer Reproduktionsphase zur nächsten ermittelt. Für eine solche *birth-pulse population* lässt sich ein Jahr in eine Reproduktionsphase und eine davon getrennte Zugphase einteilen, in der im Modell sämtliche Sterblichkeit erfolgt. Die Größe der Population kann in diesem Fall entweder vor oder nach der Reproduktionsphase angegeben werden (*pre-breeding* bzw. *post-breeding census*, CASWELL 2001). Populationsgrößen von Brutvögeln werden



gewöhnlich als Anzahl der Brutpaare zu Beginn der Brutzeit, d.h. als *pre-breeding census*, angegeben. Das gilt auch für alle folgenden Modelle.

3.5.2.1 Vereinfachende Modellannahmen

Da die Modellvorhersagen für die gesamte Brutpopulation Skandinaviens gelten sollen, wird angenommen, dass es keine Netto-Zu- oder Abwanderung in die bzw. aus der Gesamtpopulation gibt.

Einem einfachen Matrixmodell, wie es hier verwendet wird, liegt implizit die Annahme zugrunde, dass die Eingangsparameter konstant sind oder innerhalb eines bestimmten Rahmens stochastisch variieren. Die Ergebnisse von Matrix-Modellen stellen immer eine Projektion des Eingangsszenarios aus Populationsvektor und Übergangsmatrix dar. In diesem Sinne sind die Ergebnisse keine Vorhersagen der zukünftig zu erwartenden Populationsentwicklung, die in vielen Fällen von weiteren Parametern wie der Veränderung von Lebensräumen im Brutgebiet und Winterquartier sowie von Veränderungen des Klimas abhängig ist. Die Modelle setzen voraus, dass sich diese Parameter gegenüber der Ausgangssituation nicht verändern. Aus diesem Grund liefert diese Untersuchung zwar keine Prognose der künftigen Bestandsentwicklung, dafür kann sie aber die wahrscheinlichen Auswirkungen der zusätzlichen Sterblichkeit durch Kollisionen mit Windparks losgelöst von variablen Umweltfaktoren betrachten.

Additive Mortalität durch Kollisionen

Das Seegebiet der westlichen Ostsee wird von den Vögeln einer Population zweimal im Jahr in unterschiedlicher Anzahl überflogen. Während im Frühjahr nur die zur Brutpopulation zählenden Altvögel (sowie bei bestimmten Arten weitere, noch nicht brütende Individuen) über die Ostsee fliegen, ziehen im Herbst auch die überlebenden flüggen Jungvögel aus der vorhergehenden Brutsaison. Das Überleben im Verlauf eines Jahres kann für Zugvögel in verschiedene Prozesse zerlegt werden, denen jeweils spezifische Überlebensraten und für den Herbst- und Frühjahrszug jeweils eine Kollisionsrate zuzuordnen sind (Abb. 127 links). Dabei sind die saisonalen Überlebensraten (S_{pb} , S_{z1} , S_{winter} , S_{z2}) unterschiedlich, aber ihre konkrete Höhe ist nicht bekannt. Ihre genaue Ermittlung ist nur mit kontinuierlicher Verfolgung der Vögel, z.B. mittels Satellitentelemetrie, möglich. Die Modellierung aufgrund von Beringungsdaten erlaubt im Regelfall nur die Schätzung der Überlebensraten für ein Jahr von Brutsaison zu Brutsaison. Aus diesem Grund wurde ein vereinfachter Prozess mit nur einem Überlebensschritt pro Jahr modelliert (Abb. 127 rechts).

Eine Konsequenz aus dieser notwendigen Vereinfachung ist die Behandlung der Kollisionsverluste als additive Mortalität, d.h. die Verluste durch Kollisionen werden vollständig zu den übrigen Verlusten (Hintergrundmortalität, berechnet als $1 - S$) hinzugerechnet. Die Alternative dazu wäre, dass in einer Population nahe der natürlichen Kapazitätsgrenze die erhöhte Sterblichkeit durch Kollisionen durch eine verringerte Mortalität aus anderen Gründen ausgeglichen wird. Allerdings fanden SCHAUB & LEBRETON (2004) keinen Beweis für eine solche Kompensation bei Kollisionen junger Weißstörche mit Freileitungen, so dass die Annahme einer additiven Mortalität gerechtfertigt ist.

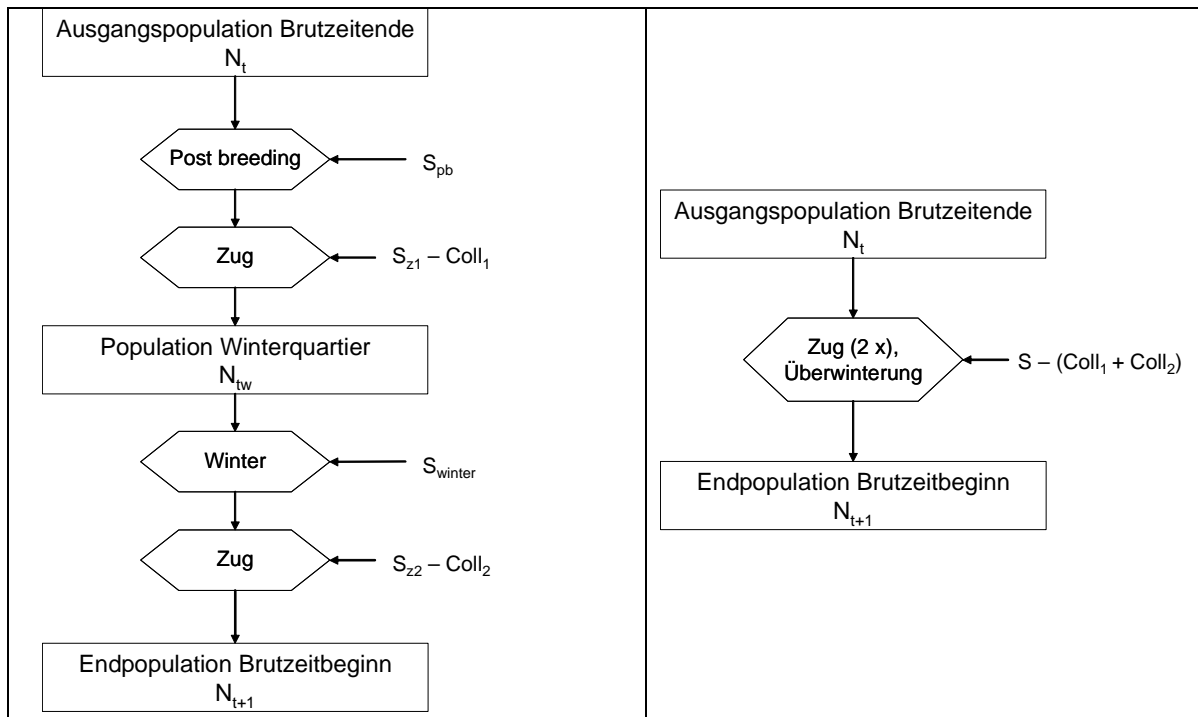


Abb. 127: Schrittweise (links) und vereinfachte (rechts) Darstellung der Prozesse und der zugehörigen Überlebensraten (S) einer Zugvogelpopulation (für Altvögel).

3.5.2.2 Leslie-Matrix-Modell und Eingangsgrößen

Die Struktur des vereinfachten Modells lässt sich durch eine Lebenszyklusgrafik veranschaulichen. Für die hier betrachteten Singvögel gilt im Normalfall ein Lebenszyklus mit zwei Altersklassen (Abb. 128). Da Populationsgrößen zu Beginn der Brutzeit betrachtet werden (*pre-breeding census*), enthält das Modell einjährige (1) und mehr als ein Jahr alte Vögel (ad). Grundsätzlich hat jede Altersklasse eine Überlebenswahrscheinlichkeit S und Reproduktionsrate P .

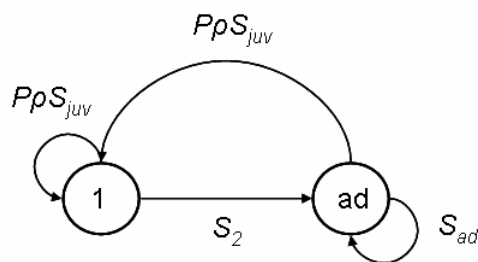


Abb. 128: Einfacher Lebenszyklus mit zwei Altersklassen.

Diese beiden Raten (*vital rates*) reichen für ein Modell mit ausgeglichenem Geschlechterverhältnis ($\rho = 0,5$) aus, um zu beschreiben, wie viele Vögel aus einer Altersklasse zum Zeitpunkt t zum Umfang zum Zeitpunkt $t + 1$ beitragen, und bilden deshalb die Übergangsmatrix im Leslie-Matrix-Modell. Mit der Übergangsmatrix und dem Populationsvektor, der die Anzahl der Individuen je Altersklasse in der Ausgangspopulation zum Zeitpunkt t enthält, ist das Modell vollständig



parametrisiert. Übergangsmatrix und Populationsvektor für das einfache Modell mit zwei Altersklassen ohne Dichteabhängigkeit sind dann:

$$\begin{pmatrix} P\rho S_{juv} & P\rho S_{ad} \\ S_2 & S_{ad} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} n_1 \\ n_{ad} \end{pmatrix}$$

Bei kurzlebigen Singvögeln sind oft keine altersabhängigen Unterschiede in den *vital rates* feststellbar ($P_1 = P_{ad} = P$, $S_2 = S_{ad}$).

Reproduktion P

Neben der Überlebensrate S (bzw. der Sterblichkeit $1 - S$) ist die Reproduktion, d.h. die jährliche Anzahl flügger Jungvögel je Weibchen, die wichtigste Eingangsgröße für ein Populationsmodell. Sie kann für die Modellierung grundsätzlich auf zwei Wegen ermittelt werden: entweder aus Untersuchungen zur Reproduktion (Literatur) oder aus den Überlebensraten, wenn die Bestandsentwicklung bekannt ist. Für eine Population mit gleichen Überlebensraten für beide Geschlechter ist die notwendige Reproduktion zum Erreichen einer stabilen (d.h. weder zu- noch abnehmenden) Population

$$P_{stab} = \frac{1 - S_{ad}}{S_{juv}} \quad (\text{ROBINSON et al. 2004})$$

P_{stab} ist hier je Altvogel angegeben (ROBINSON et al. 2004), so dass für die allgemeine Form eines Populationsmodells 2 P_{stab} als Eingangsparameter erforderlich ist. Zur Modellierung stochastischer Schwankungen im Matrixmodell wird die Reproduktion nicht als konstante Größe, sondern als Mittelwert und Standardabweichung einer Normalverteilung verwendet.

Geschlechterverhältnis ρ

Das Geschlechterverhältnis bei Geburt (*offspring sex ratio* ρ) ist der Anteil der Weibchen unter den Jungvögeln. Kleinvogelpopulationen zeigen im Regelfall ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis bei Jungvögeln ($\rho = 0,5$), Abweichungen bei Altvögeln gehen auf unterschiedliche Überlebensraten zurück (DONALD 2007). Unter diesen Bedingungen wurde für alle Arten ein Modell unter der Annahme eines ausgeglichenen Geschlechterverhältnisses erstellt. Ein solches Modell betrachtet nur den Weibchenanteil der Modellpopulation.

Überlebensraten S

Die zur Modellierung verwendeten Überlebensraten wurden der Modellierung in Kapitel 3.4 bzw. der dort zitierten Literatur entnommen. Im Normalfall stehen nur identische Werte für Männchen und Weibchen zur Verfügung. Gerade für gefährdete Arten, bei denen ein unausgeglichenes Geschlechterverhältnis häufiger auftritt als bei ungefährdeten (DONALD 2007), sollte ein realistisches Populationsmodell deshalb auch geschlechtsspezifische Überlebensraten enthalten. Die dafür nötigen Eingangsdaten sind aber für die hier betrachteten Vogelarten nicht verfügbar. Zur Modellierung stochastischer Schwankungen werden die Überlebensraten nicht als konstante Größe, sondern als Mittelwert und Standardabweichung einer Betaverteilung mit den Schranken 0 und 1 verwendet.



Größe der Ausgangspopulation

Als Bezugspopulation für die Modellierung wurde der Brutbestand für Schweden gewählt, da der Brutbestand der meisten Arten weitgehend vollständig durch das Betrachtungsgebiet zieht. Zudem sind die Bestandstrends häufiger Brutvögel bis 2007 bekannt (LINDSTRÖM et al. 2008), so dass im Basismodell auch aktuelle Bestandentwicklungen berücksichtigt werden können. Die Größe der Ausgangspopulation wurde für häufige Arten aufgrund der Angaben zum schwedischen Brutbestand in BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004) und der Ringfundauswertung (Kap. 2.3) festgelegt.

Dichteabhängigkeit

Die Höhe der durch ein Populationsmodell geschätzten Wachstumsrate hängt stark davon ab, ob eine Population dichteabhängig reguliert ist oder nicht. Die einfache Form eines Matrixmodells enthält keine dichteabhängige Regulation, d.h. die Population könnte theoretisch unbegrenzt wachsen. Reale Populationen sind dagegen in ihrer Größe begrenzt (limitiert; NEWTON 1998) und können bei Erreichen der Kapazitätsgrenze (*carrying capacity*) ihres Lebensraums nicht mehr längerfristig wachsen. Eine dichteabhängige Regulation ist daher in einer Vogelpopulation grundsätzlich zu erwarten (NEWTON 1998). Außerdem kann nur eine dichteabhängig regulierte Population nahe der Kapazitätsgrenze eine echte Kompensation der zusätzlichen Mortalität durch Kollisionen zeigen. Daher ist ein Modell ohne Dichteabhängigkeit eine starke Vereinfachung, die u.U. zu unplausiblen Ergebnissen führt.

Die Berücksichtigung von Dichteabhängigkeit in einem Populationsmodell wird jedoch wesentlich dadurch erschwert, dass die Bedingungen der Dichteabhängigkeit der hier betrachteten Zugpopulation nicht genau bekannt sind:

1. Dichteabhängigkeit kann im Brutgebiet, auf dem Zug oder im Winterquartier wirken, je nachdem in welcher Phase des Jahreszyklus eine Kapazitätsgrenze erreicht wird.
2. Dichteabhängigkeit kann durch Veränderung einer oder mehrerer Überlebensrate(n) oder der Reproduktion erreicht werden (Übersicht bei NEWTON 1998).
3. Die Form der dichteabhängigen Reaktion kann variieren. HENLE et al. (2004) listen 29 verschiedene mathematische Formulierungen für dichteabhängige Funktionen auf.

Bei der Betrachtung realer Populationen in großen Gebieten (hier: Skandinavien) ist außerdem meistens nicht bekannt, wie hoch die Kapazitätsgrenze ist, d.h. ob sie der momentanen Populationsgröße entspricht oder darüber liegt. Die Annahmen, die für ein dichteabhängiges Modell erforderlich sind, sind deshalb in hohem Maße willkürlich und es ist nicht sicher, dass ein solches Modell der Realität näher kommt als ein dichteunabhängiges Modell.

Wegen dieser Unsicherheiten wird zunächst für jede Art ein dichteunabhängiges Modell erstellt, in dem die *vital rates* Überlebensrate und Reproduktion so gewählt wurden, dass die Population entweder stabil ist (Wachstumsrate des Basismodells ungefähr 1) oder den gleichen Trend zeigt wie die schwedische Brutpopulation (Wachstumsrate des Basismodells entspricht einem signifikanten Bestandstrend).

Zur Modellierung einer dichteabhängigen Verringerung einer der *vital rates* wurde die Funktion

$$p^N = p_{\min} - (p_{\min} - p_K) \left(\frac{N}{K} \right)^B$$



aus MILLER & LACY (2005) gewählt. Der Funktionswert p_N wird mit der jeweiligen Rate multipliziert und ergibt damit deren dichteabhängige Veränderung. p_{min} und p_K stellen die Funktionswerte für die minimale Populationsgröße bzw. für die Populationsgröße an der Kapazitätsgrenze dar. Der Exponent B beschreibt die Form der Funktion p_N . Mit $B = 2$ erhält man eine quadratische Funktion, die auch in der vorliegenden Studie verwendet wurde. So erhält man eine deutliche Verringerung der jeweiligen Rate in der Nähe der Kapazitätsgrenze, wie der Vergleich mit zwei anderen gängigen Funktionen verdeutlicht (Abb. 129). Für dichteabhängige Modelle wurde eine deutlich höhere mittlere Reproduktion R als im dichteunabhängigen Modell angenommen, der eine starke dichteabhängige Dämpfung nahe der Kapazitätsgrenze gegenübersteht.

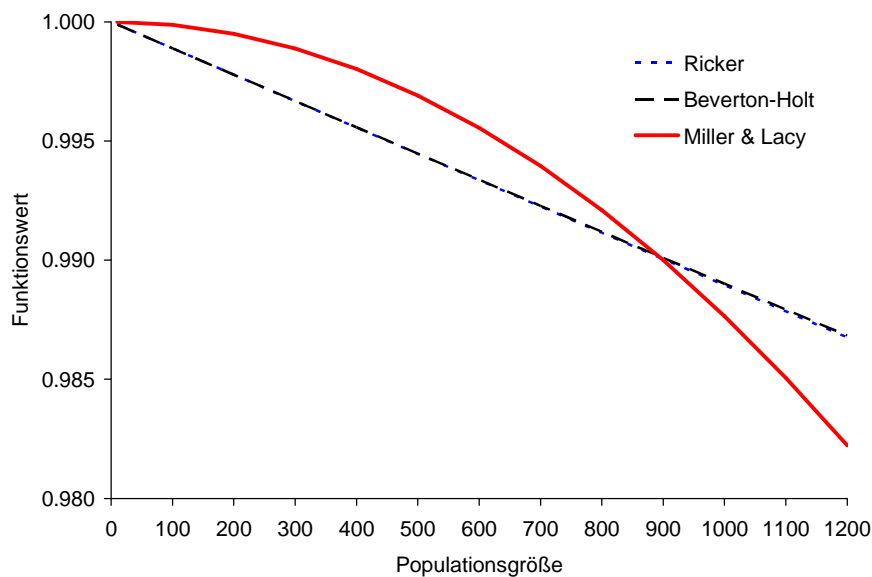


Abb. 129: Vergleich von 3 Funktionen zur Dichteabhängigkeit von p_N bei einer Kapazitätsgrenze $K = 900$ und $p_K = 0.99$.

Kollisionsraten

Die Übergangsmatrix im einfachen Matrix-Modell enthält keine zusätzlichen Sterblichkeitsparameter. Für Modelle mit Kollisionsverlusten wird deshalb die Überlebensrate S um die Kollisionsrate reduziert:

$$S_c = S - Coll S$$

Es werden bis zu vier Szenarien für Kollisionsverluste in unterschiedlicher Höhe betrachtet:

1. Verluste durch 8 existierende bzw. genehmigte Offshore-Windparks nach Kap. 3.3.3.
2. zusätzliche Verluste durch 11 geplante Offshore-Windparks (insgesamt 19 Offshore-Windparks) nach Kap. 3.3.3.
3. 1 %-Szenario, zusätzliche Verluste von 1 % der Bestände (vorgeschlagener Grenzwert für Minderungsmaßnahmen, FOX et al. 2006).
4. 5 %-Szenario, zusätzliche Verluste von 5 % der Bestände, früherer dänischer Vorschlag für einen Grenzwert (zitiert nach DIERSCHKE et al. 2003; hier nur bei Modellen mit deutlicher Kompensation berechnet).



In allen Modellen wurde angenommen, dass Jungvögel und Altvögel dasselbe Kollisionsrisiko haben. Da Jungvögel z.B. bei der Waldschnepfe wahrscheinlich ein höheres Abschussrisiko haben als Altvögel (CLAUSAGER 2006), ist diese Annahme nicht selbstverständlich. Über die Altersverteilung von Kollisionsopfern auf dem Zug liegen nur wenige Daten vor, diese stützen jedoch die Annahme eines altersunabhängigen Risikos der Kollision bei Nachtziehern (Tab. 55).

Tab. 55: Altersverteilung häufiger Kollisionsopfer an Leuchttürmen und Feuerschiffen.

Art	Saison	Altvögel	Jungvögel / einjährige	Summe
Dänemark (HANSEN 1954)				
Feldlerche <i>Alauda arvensis</i>	Herbst	38,5 %	61,5 %	1.275
	Frühjahr	54,5 %	45,5 %	604
Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i>	Herbst	25,9 %	74,1 %	170
	Frühjahr	59,0 %	41,0 %	39
Gartengraszmücke <i>Sylvia borin</i>	Herbst	23,7 %	76,3 %	215
Star <i>Sturnus vulgaris</i>	Herbst	47,7 %	52,3 %	873
	Frühjahr	64,4 %	35,6 %	1.109
Amsel <i>Turdus merula</i>	Herbst	40,5 %	59,5 %	521
Rotdrossel <i>Turdus iliacus</i>	Herbst	62,3 %	37,7 %	613
	Frühjahr	33,8 %	66,2 %	2.021
Singdrossel <i>Turdus philomelos</i>	Herbst	38,0%	62,0%	305
	Frühjahr	35,2 %	64,8 %	1.811
Trauerschnäpper <i>Ficedula hypoleuca</i>	Herbst	62,6 %	37,4%	1.016
	Frühjahr	23,9 %	76,1 %	18
Rotkehlchen <i>Erithacus rubecula</i>	Herbst	24,4 %	75,6 %	1.585
	Frühjahr	26,1 %	73,9 %	620
Gartenrotschwanz <i>Ph. phoenicurus</i>	Herbst	24,4 %	75,6 %	156
Steinschmätzer <i>Oenanthe oenanthe</i>	Herbst	29,6 %	70,4 %	135
	Frühjahr	51,0 %	49,0 %	51
Buchfink <i>Fringilla coelebs</i>	Herbst	36,0 %	64,0 %	42
Bergfink <i>Fringilla montifringilla</i>	Herbst	46,4 %	53,6 %	267
Rohrhammer <i>Emberiza schoeniclus</i>	Herbst	50,0 %	50,0 %	84
Niederlande 1933-1937 (VAN DOBBEN & MÖRZER-BRUYNS 1939)				
Feldlerche <i>Alauda arvensis</i>	Frühjahr	49,1%	50,9 %	110
	Herbst	29,0 %	71,0 %	252
Star <i>Sturnus vulgaris</i>	Frühjahr	77,7 %	22,3 %	752
	Herbst	73,9 %	26,1%	606
Amsel <i>Turdus merula</i>	Frühjahr	63,6 %	36,4 %	11
	Herbst	52,3 %	47,7 %	88
Wacholderdrossel <i>Turdus pilaris</i>	Frühjahr			0
	Herbst	49,4 %	50,6 %	85
Rotdrossel <i>Turdus iliacus</i>	Frühjahr	42,5 %	57,5 %	134
	Herbst	42,7 %	57,3 %	840
Singdrossel <i>Turdus philomelos</i>	Frühjahr	42,9 %	57,1 %	28
	Herbst	42,3 %	57,7 %	137

In den genannten Szenarien wirken die Kollisionsverluste vollständig additiv, d.h. die Gesamtmortalität wird um die Kollisionsverluste erhöht. In realen Populationen existieren jedoch mehrere Möglichkeiten zur Kompensation von Verlusten:



1. Ein Teil der Mortalität im ersten Lebensjahr tritt bereits vor dem Wegzug ein (S_{pb} in Abb. 127 links), das gilt besonders für Verluste von Jungvögeln nach dem Ausfliegen (*post-fledging*). Diese Verluste verringern die Zahl der Vögel, die auf dem Zug mit Windenergieanlagen kollidieren können.
2. Eine dichteabhängig regulierte Population kann nahe der Kapazitätsgrenze eine direkte Kompensation zusätzlicher Mortalität zeigen, indem als Folge der verringerten Gesamtzahl der verbleibenden (nicht kollidierten) Vögel deren Überlebensrate steigt. Der wichtigste populationsbiologische Mechanismus einer solchen Kompensation ist eine verringerte Konkurrenz, die im Falle von zusätzlicher Mortalität auf dem Zug v.a. im Winterquartier vorstellbar ist (NEWTON 1998). Die Modellierung einer Kompensation ist allerdings nur schwach begründet, da das Auftreten einer dichteabhängigen Regulation im Winterquartier bei den hier betrachteten Arten nicht einmal annähernd sicher bekannt ist.
3. Jagdbedingte Sterblichkeit tritt bei Arten, die auf dem Herbstzug bzw. im Winterquartier in Südwesteuropa intensiv bejagt werden (Waldschnepfe, Singdrossel), ausschließlich nach dem Herbstzug über die Ostsee auf (als Teil von S_{Winter} in Abb. 127 links). Wenn die Jagdintensität (Anzahl und Zeitaufwand aktiver Jäger) bei abnehmenden Rastbeständen dieser Arten nicht zunimmt, so würde die Zahl erlegter Vögel proportional zu den herbstlichen Kollisionsverlusten abnehmen.

Weil die mittlere Reproduktion R bei dichteabhängigen Modellen deutlich oberhalb des zum Bestandserhalt nötigen Minimums angesetzt wurde, wurde bei diesen Modellen Jungvogelsterblichkeit zwischen Ausfliegen und Wegzug angenommen, d.h. die Jungvogelsterblichkeit wurde in den beiden „Windparkszenarien“ weniger stark reduziert. Für regelmäßig bejagte Arten wurden zusätzliche Modelle mit teilweiser Kompensation der herbstlichen Kollisionsraten für alle Altersklassen berechnet.

Auswertung der Modellergebnisse

Aus der Übergangsmatrix lässt sich rechnerisch ermitteln, in welchem Umfang Veränderungen einzelner Modellparameter zu Veränderungen der Populations-Wachstumsrate λ führen. Die entsprechenden Größen werden als die Sensitivität bzw. Elastizität von λ gegenüber dem jeweiligen Parameter bezeichnet (CASWELL 2001). Die Summe aller Elastizitätswerte für eine Matrix ist 1, daher kann die Elastizität unter bestimmten Einschränkungen (s. CASWELL 2001) als ein Maß für den Beitrag eines Parameters zu λ betrachtet werden.

Leslie-Matrix-Modelle wurden mit dem Programm ULM 4.5 (Unified Life Models; LEGENDRE & CLOBERT 1995) konstruiert. Sensitivität und Elastizität wurden für das Basismodell berechnet. Die Konstruktion der Übergangsmatrix, in der Reproduktion und Überlebensrate in einem Term zusammengefasst sind ($P\rho S_{juv}$), führt dazu, dass die Elastizität nur für S_{ad} , aber nicht für S_{juv} getrennt berechnet wird.

Die Entwicklung der Population unter dem Einfluss von stochastisch variierenden Umweltbedingungen wurde durch Monte-Carlo-Simulation mit 1.000 Modellpopulationen über 20 Jahre ermittelt. Als Ergebnis der Simulation wird die mittlere Wachstumsrate über 20 Jahre und die mittlere Populationsgröße nach 20 Jahren dargestellt. Die mittlere Wachstumsrate ist das geeignete Maß für die Populationsentwicklung in der gesamten Simulation, während die mittlere Populationsgröße als Maß diese Entwicklung überschätzen würde (CASWELL 2001). Die mittlere



Populationsgröße nach 20 Jahren dient hier nur zum Vergleich zwischen dem Basismodell und den Modellen mit zusätzlicher Mortalität.

Die Unterschiede zum Basismodell wurden abschließend mit einem t -Test auf statistische Signifikanz getestet. Der Test wurde einseitig durchgeführt, da nur im Vergleich zum Basismodell geringere Werte für eine mögliche Populationsgefährdung relevant sind.

Folgende Abkürzungen werden in den Tabellen verwendet:

- σ Standardabweichung
- λ Populations-Wachstumsrate (statisch als Eigenwert der Übergangsmatrix)
- SE Standardfehler des Mittelwerts
- p Irrtumswahrscheinlichkeit des einseitigen t -Tests im Vergleich zum Basismodell

3.5.3 Modelle

3.5.3.1 Wachtelkönig (*Crex crex*)

Tab. 56: Eingangsdaten der Populationsmodelle für den Wachtelkönig (OWP = Offshore-Windpark).

Parameter	Wert (σ)		Bemerkungen
	Dichteunabhängig	dichteabhängig	
Ausgangspopulation Anzahl Altvögel N_{ad} Anzahl einjähriger N_1 Trend		300 500 1	
<i>Vital rates</i>			
S_{ad}	0,37 (0,07)	0,37 (0,07)	Kap. 3.4.4.1
+ 8 OWP genehmigt	0,3692 (0,07)	0,3694 (0,07)	
+ 11 OWP geplant	0,3681 (0,07)	0,3685 (0,07)	
1 %-Szenario	0,3663 (0,07)	0,3670 (0,07)	
5 %-Szenario		0,3551 (0,07)	
S_{juv}	0,32 (0,07)	0,32 (0,07)	Kap. 3.4.4.1, um 0.05 reduziert
+ 8 OWP genehmigt	0,3194 (0,07)	0,3194 (0,07)	
+ 11 OWP geplant	0,3185 (0,07)	0,3186 (0,07)	
1 %-Szenario	0,3168 (0,07)	0,3171 (0,07)	
5 %-Szenario		0,3055 (0,07)	
P	4,1 (1,5)	5,0 (2,0)	SCHÄFFER & KOFFIJBERG 2004
Kapazität		900	
p_K		0,90	Einflussgröße: S_{juv}

Das Modell für den Wachtelkönig beruht auf Daten zum schwedischen Brutbestand, welcher in der Vergangenheit einen deutlichen Rückgang zeigte und seit den 1990er Jahren tendenziell wieder zunimmt. Da der Bruterfolg wahrscheinlich gering ist infolge intensiver Grünlandnutzung (OTTVALL 1999), ist die Bestandszunahme möglicherweise eine Folge von Zuwanderung aus Überschusspopulationen östlich der Ostsee (BERG & GUSTAFSON 2007). Die Bestände des



Wachtelkönigs zeigen von Jahr zu Jahr starke Schwankungen (SCHÄFFER & KOFFIJBERG 2004). In Schweden zählt man zwischen 400 und 1.000 rufende Männchen (OTTVALL 1999, Corncrake Conservation Team, unveröffentlicht), so dass eine Ausgangspopulation von 800 Weibchen angenommen wurde. Weitere Eingangsdaten der Populationsmodelle sind in Tab. 56 zu finden.

Die Entwicklung kleiner Vogelpopulationen wird stark vom Paarungssystem beeinflusst, so dass das Aussterberisiko kleiner Populationen mit monogamen Paarungssystemen deutlich höher ist als das von Populationen mit uneingeschränkter Paarung (LEGENDRE 1999). Da das Paarungssystem des Wachtelkönigs nicht monogam ist, sondern kaum beschränkte Verpaarung zulässt (SCHÄFFER & KOFFIJBERG 2004), ist für diese Art ein ausschließlich auf Weibchen basierendes Modell realistisch. Ein dichteabhängiges Modell simuliert bei Populationsgrößen über 900 Weibchen eine deutlich verringerte Überlebensrate der Jungvögel.

Modellergebnisse

Die Wachstumsrate zeigte eine wesentlich höhere Sensitivität gegenüber Veränderungen der Überlebensraten als gegenüber Veränderungen der Reproduktion (Tab. 57).

Tab. 57: Eigenschaften der Matrix für den Wachtelkönig.

Parameter	dichteunabhängig	Sensitivität	Elastizität	dichteabhängig	Sensitivität	Elastizität
λ	1,13			1,23		
S_{ad}		1,0	0,31		1,0	0,28
S_{juv}		2,05	0,69		2,30	0,72
P		0,19			0,18	

Tab. 58: Ergebnisse der Populationsmodelle für den Wachtelkönig (OWP = Offshore-Windpark).

Modell	Wachstumsrate (se)	Veränderung zu Basis (p)	Mittlere Population (se)	Veränderung zu Basis (p)
dichteunabhängig				
Basismodell	1,012 (0,0013)		1.378 (40)	
+ 8 OWP genehmigt	1,010 (0,0013)	-0,20 % (0,13)	1.325 (39)	-3,87 % (0,17)
+ 11 OWP geplant	1,007 (0,0013)	-0,47 % (0,005)	1.259 (37)	-8,61 % (0,015)
1 %-Szenario	1,002 (0,0013)	-1,00 % (< 0,001)	1.133 (33)	-17,8 % (< 0,001)
dichteabhängig				
Basismodell	0,9991 (0,0012)		951 (16)	
+ 8 OWP genehmigt	0,9985 (0,0012)	-0,07 %	941 (16)	-1,00 %
+ 11 OWP geplant	0,9979 (0,0012)	-0,12 %	932 (16)	-1,96 %
1 %-Szenario	0,9965 (0,0012)	-0,26 % (0,062)	914 (16)	-3,86 % (0,051)
5 %-Szenario	0,9819 (0,0014)	-1,72 % (< 0,001)	739 (15)	-22,3 % (< 0,001)

Fett: Ergebnis unterhalb des 95 %-Konfidenzintervalls des Basismodells

Nach der Monte-Carlo-Simulation war die mittlere Wachstumsrate im dichteunabhängigen Basismodell geringfügig größer als 1 (Tab. 58). Für das dichteabhängige Modell wurde eine



Wachstumsrate von 1 erreicht. Die Modelle mit zusätzlicher Mortalität ergaben einen Rückgang der Wachstumsrate und der mittleren Population, für Modelle mit 19 Offshore-Windparks (dichteunabhängig) und das 5 %-Szenario (dichteabhängig) waren signifikante Rückgänge zu verzeichnen. Im dichteabhängigen 1 %-Szenario waren die Änderungen nahezu signifikant. Die relativ kleinen jährlichen Veränderungen führen über die 20 Jahre der Modellierung zu einer Verkleinerung der Population. Das dichteunabhängige und das dichteabhängige Modell (mit Abwanderung bei einer Kapazitätsgrenze 900) verhielten sich hierbei ähnlich, die Veränderungen zum jeweiligen Basismodell waren im dichteabhängigen Modell aber deutlich geringer.

3.5.3.2 Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*)

Überlebensraten konnten für die Waldschnepfe nicht neu errechnet werden, daher wurde auf Literaturwerte zurückgegriffen. Hier zeigten sich erhebliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Quellen. Für in Frankreich überwinternde Vögel ermittelten TAVECCHIA et al. (2002) niedrige Überlebensraten und vermuten höhere Werte in anderen Winterquartieren. Zwei Auswertungen von Wiederfunden im europäischen Russland bringter Waldschnepfen (BAUTHIAN et al. 2006, VYSOTSKY & ILJINSKY 2004) ergaben übereinstimmende Überlebensraten für Altvögel, aber unterschiedliche Schätzungen für das erste Lebensjahr. Hier wird die höhere Überlebensrate von 0,43 (BAUTHIAN et al. 2006) verwendet. Weit weniger stark bejagte britische Waldschnepfen zeigen höhere Überlebensraten (0,58 bzw. 0,47, HOODLESS & COULSON 1994).

Tab. 59: Eingangsdaten der Populationsmodelle für die Waldschnepfe (OWP = Offshore-Windpark).

Parameter	Wert (σ)			Bemerkungen
	dichteunabhängig	dichteabhängig	Kompensation im Winter	
Ausgangspopulation Anzahl Altvögel N_{ad} Anzahl einjähriger N_1 Trend		275.000 225.000 1,06		LINDSTRÖM et al. 2008
<i>Vital rates</i>				
S_{ad}	0,548 (0,12)	0,548 (0,12)	0,548 (0,12)	VYSOTSKY & ILJINSKY 2004
+ 8 OWP genehmigt	0,5469 (0,12)	0,5469 (0,12)	0,5472 (0,12)	
+ 11 OWP geplant	0,5452 (0,12)	0,5452 (0,12)	0,5458 (0,12)	
1 %-Szenario	0,5424 (0,12)	0,5424 (0,12)	0,5437 (0,12)	
5 %-Szenario		0,5198 (0,12)	0,5266 (0,12)	
S_{juv}	0,43 (0,12)	0,43 (0,12)	0,43 (0,12)	BAUTHIAN et al. 2006
+ 8 OWP genehmigt	0,4292 (0,12)	0,4292 (0,12)	0,4294 (0,12)	
+ 11 OWP geplant	0,4280 (0,12)	0,4280 (0,12)	0,4284 (0,12)	
1 %-Szenario	0,4260 (0,12)	0,4260 (0,12)	0,4268 (0,12)	
5 %-Szenario		0,4102 (0,12)	0,4141 (0,12)	
P	2,5 (1,0)	2,5 (1,0)	2,5 (1,0)	GLUTZ et al. 1986
Kapazität		600.000		Einflussgröße: S_{juv}
ρ_K		0,94		



Die mittlere Reproduktion britischer Waldschnepfen liegt bei 1,8 flüggen Jungen pro Weibchen ($\sigma = 0,72$, HOODLESS & COULSON 1998). Dieser Wert wäre mit den Überlebensraten russischer Vögel nicht bestandserhaltend (erforderlich wären hier mindestens 2,1 flügge Junge). Dänische wing survey-Daten zeigen, dass 1985-2002 im Mittel pro Altvogel 2,2 Jungvögel bei der Herbstjagd geschossen wurden. Das entspräche 4,4 pro Weibchen, aber Jungvögel sind wahrscheinlich überproportional in der Strecke vertreten (CLAUSAGER 2006). Für das Modell wurde mit 2,5 Jungvögeln ein Wert angenommen, der oberhalb des Mindestwertes liegt und sich noch im Rahmen der nach GLUTZ et al. (1986) möglichen Reproduktion befindet.

Tab. 60: Eigenschaften der Matrix für die Waldschnepfe.

Parameter	dichteunabhängig	Sensitivität	Elastizität	dichteabhängig	Sensitivität	Elastizität
λ	1,14			1,14		
S_{ad}		1,0	0,44		1,0	0,44
S_{juv}		1,25	0,56		1,23	0,56
P		0,26			0,26	

Tab. 61: Ergebnisse der Populationsmodelle für die Waldschnepfe (OWP = Offshore-Windpark).

Modell	Wachstumsrate (se)	Veränderung zu Basis (p)	Mittlere Population (se)	Veränderung zu Basis (p)
dichteunabhängig				
Basismodell	1,0472 (0,002)		2.482.635	
+ 8 OWP genehmigt	1,0453 (0,002)	-0,19 %	2.403.628	-3,18 %
+ 11 OWP geplant	1,0426 (0,002)	-0,44 % (0,051)	2.293.648	-7,61 % (0,14)
1 %-Szenario	1,0368 (0,002)	-1,00 % (< 0,001)	2.072.794	-16,51 % (0,008)
dichteabhängig				
Basismodell	1,0030 (0,0012)		656.914	
+ 8 OWP genehmigt	1,0021 (0,0012)	-0,09 %	649.308	-1,16 %
+ 11 OWP geplant	1,0007 (0,0012)	-0,24 % (0,08)	634.770	-3,37 % (0,1)
1 %-Szenario	0,9974 (0,0012)	-0,57 % (< 0,001)	601.054	-8,50 % (0,001)
5 %-Szenario	0,9693 (0,0015)	-3,37 % (< 0,001)	385.401	-41,3 % (< 0,001)
Kompensation im Winter (60 %)				
Basismodell	1,0030 (0,0012)		656.914	
+ 8 OWP genehmigt	1,0024 (0,0012)	-0,07 %	651.856	-0,77 %
+ 11 OWP geplant	1,0013 (0,0012)	-0,17 % (0,15)	641.019	-2,42 %
1 %-Szenario	0,9988 (0,0012)	-0,42 % (0,006)	615.121	-6,36 % (0,008)
5 %-Szenario	0,9770 (0,0014)	-2,59 % (< 0,001)	437.754	-33,4 % (< 0,001)

Fett: Ergebnis unterhalb des 95 %-Konfidenzintervalls des Basismodells

Die schwedische Population umfasst 0,25 - 1 Mio. Brutpaare bzw. Weibchen, die in südwestlicher Richtung ziehen. Als Ausgangspopulation des Modells wurde deshalb 0,5 Mio. Weibchen gewählt. Wegen der signifikanten Bestandszunahme in Schweden seit 1998 (LINDSTRÖM et al. 2008) wurde eine Kapazitätsgrenze oberhalb der Ausgangspopulation angenommen. Für ein Modell der russischen Brutpopulation wäre wegen der schon im August beginnenden Jagdsaison (VYSOTSKY & ILJINSKY 2004) ein anderes Modell nötig. Da Waldschnepfen auf ihrem gesamten Zugweg



regelmäßig im Herbst und Winter bejagt werden, wurde zusätzlich ein Modell berechnet, in dem 60 % der windkraftbedingten Herbstmortalität durch verminderten Abschuss kompensiert werden.

Sensitivität und Elastizität der Wachstumsrate zeigten höhere Werte für die Überlebensraten als für Reproduktion (Tab. 60). Dichteunabhängiges und dichteabhängiges Modell unterschieden sich nicht, da die *vital rates* in beiden Modellen gleich waren. DURIEZ et al. (2005) fanden in einem vergleichbaren Modell die höchsten Elastizitätswerte für die Überlebensrate der Altvögel.

Alle Modelle ergaben signifikante Änderungen für das 1 %-Szenario (Tab. 61). Das dichteunabhängige Modell ergab auch für das Szenario mit 19 Windparks eine nahezu signifikante Änderung der Wachstumsrate. Für das 5 %-Szenario zeigten die dichteabhängigen Modelle auch bei einer Kompensation von 60 % der Herbstmortalität einen deutlichen Bestandsrückgang auf Werte deutlich unter der Ausgangspopulation (Obergrenze 95 %-Konfidenzintervall: 404.741 bzw. 458.438).

3.5.3.3 Neuntöter (*Lanius collurio*)

Tab. 62: Eingangsdaten der Populationsmodelle für den Neuntöter (OWP = Offshore-Windpark).

Parameter	Wert (σ)		Bemerkungen
	Dichteunabhängig	dichteabhängig	
Ausgangspopulation			
Anzahl Altvögel N_{ad}		15000	
Anzahl einjähriger N_1		15000	
Trend	-1.8	0	LINDSTRÖM et al. 2008
<i>Vital rates</i>			
S_{ad}	0.644 (1.0)	0.644 (1.0)	Kap. 3.4.4.5
+ 8 OWP genehmigt	0.6429 (1.0)	0.6429 (1.0)	
+ 11 OWP geplant	0.6410 (1.0)	0.6410 (1.0)	
1 %-Szenario	0.6387 (1.0)	0.6387 (1.0)	
5 %-Szenario		0.6172 (1.0)	
$S_{1\text{jährig}}$	0.506 (1.0)	0.506 (1.0)	Kap. 3.4.4.5
+ 8 OWP genehmigt	0.5058 (1.0)	0.5058 (1.0)	
+ 11 OWP geplant	0.5054 (1.0)	0.5054 (1.0)	
1 %-Szenario	0.5050 (1.0)	0.5050 (1.0)	
5 %-Szenario		0.5007 (1.0)	
S_{juv}	0.392 (1.0)	0.392 (1.0)	Kap. 3.4.4.5
+ 8 OWP genehmigt	0.3913 (1.0)	0.3913 (1.0)	
+ 11 OWP geplant	0.3900 (1.0)	0.3900 (1.0)	
1 %-Szenario	0.3885 (1.0)	0.3885 (1.0)	
5 %-Szenario		0.3742 (1.0)	
P	1.6 (1.0)	3.4 (1.0)	OLSSON 1995
Kapazität		30000	
ρ_K		0.87	Einflussgrößen: S_{juv} , $S_{1\text{jährig}}$, S_{ad}



Die Größe der Ausgangspopulation wurde entsprechend der schwedischen Brutpopulation auf 30000 Brutpaare festgesetzt. Die schwedische Brutpopulation war im Zeitraum 1998-2007 stabil, hat aber seit 1975 um durchschnittlich 4 % jährlich abgenommen (LINDSTRÖM et al. 2008). Deshalb stellt das dichteunabhängige Basismodell das worst-case-Szenario einer abnehmenden Population dar. Für die dichteabhängigen Modelle wurde zugrundegelegt, dass Neuntöter aus Populationen nahe der Kapazitätsgrenze eine hohe Abwanderungsrate zeigen (TRYJANOWSKI et al. 2007). Um eine dauerhafte Abwanderung im Modell zu simulieren, wurde die Überlebensrate dichteabhängig variiert (Tab. 62). Kapazitätsgrenze und Ausgangspopulation waren identisch.

Modellergebnisse

Wegen der unterschiedlichen Überlebensraten für einjährige und ältere Brutvögel müssen die Sensitivitäts- bzw. Elastizitätswerte für diese beiden Größen addiert werden, bevor sie mit der Überlebensrate S_{ad} der anderen Arten verglichen werden können. So zusammengefasst ergibt sich eine hohe Elastizität gegenüber der Überlebensraten der Brutvögel von 0.51 im dichteabhängigen Modell (Tab. 63).

Tab. 63: Eigenschaften der Matrix für den Neuntöter.

Parameter	dichteunabhängig	Sensitivität	Elastizität	dichteabhängig	Sensitivität	Elastizität
λ	0.995			1.19		
S_{ad}		0.69	0.49		0.40	0.24
$S_{1\text{jährig}}$		0.41	0.20		0.56	0.22
S_{juv}		0.67			1.39	
P		0.20	0.31		0.19	0.54

Tab. 64: Ergebnisse der Populationsmodelle für den Neuntöter (OWP = Offshore-Windpark).

Modell	Wachstumsrate (se)	Veränderung zu Basis (p)	Mittlere Population	Veränderung zu Basis (p)
dichteunabhängig				
Basismodell	0.8848 (0.0015)		4378 (163)	
+ 8 OWP genehmigt	0.8838 (0.0015)	-0.11%	4271 (160)	-2.43%
+ 11 OWP geplant	0.8812 (0.0015)	-0.40% (0.047)	3995 (146)	-8.74% (0.041)
1 %-Szenario	0.8789 (0.0015)	-0.66% (0.003)	3784 (138)	-13.55% (0.003)
dichteabhängig				
Basismodell	1.0016 (0.0004)		32114 (280)	
+ 8 OWP genehmigt	1.0014 (0.0004)	-0.01%	32019 (279)	-0.29%
+ 11 OWP geplant	1.0009 (0.0005)	-0.07%	31709 (279)	-1.26%
1 %-Szenario	1.0005 (0.0005)	-0.11% (0.047)	31472 (280)	-2.00% (0.053)
5 %-Szenario	0.9959 (0.0005)	-0.56% (< 0,001)	28938 (281)	-9.89% (< 0,001)

Fett: Ergebnis unterhalb des 95 %-Konfidenzintervalls des Basismodells

Die Wachstumsrate des dichteunabhängigen Basismodells entsprach weitgehend dem Langzeittrend der schwedischen Population (Tab. 64; -1.8 entspricht einer Wachstumsrate von 0.882). Das dichteunabhängige Modell ergab für das Szenario mit 19 Windparks signifikante



Änderungen der Wachstumsrate und der Population nach 20 Jahren, die dichteabhängigen Modelle ergaben signifikante Änderungen für das 1 %- (Wachstumsrate) und das 5 %-Szenario.

3.5.3.4 Singdrossel (*Turdus philomelos*)

Bei der Singdrossel können Schwankungen der Überlebensrate zwischen Ausfliegen und Herbstzug (*post fledging survival*) die Bestandsentwicklung beeinflussen (ROBINSON et al. 2004). Diese Rate ließ sich jedoch für die Zugvögel des Ostseeraumes nicht ermitteln. Die Überlebensrate im ersten Jahr ist mit 0,4 eher hoch angesetzt und entspricht dem Wert für in Rybatschij beringte Vögel. Diese Vögel befanden sich bereits auf dem Zug, hatten also die Nachbrutphase überlebt. Aus den Überlebensraten ergab sich eine relativ niedrige Reproduktion von 2,4 Jungvögeln pro Paar für das dichteunabhängige Modell. Diese enthält bereits einen Teil dieser Verluste, d.h. es handelt sich hier um 2,4 überlebende Junge vor Beginn des Herbstzuges. Im dichteabhängigen Modell wurde eine Reproduktion von 4,5 Jungvögeln angenommen, die zwei Jahresbruten voraussetzt. Zwei Jahresbruten sind für skandinavische Singdrosseln zeitlich möglich (GLUTZ & BAUER 1988), allerdings geht aus der ausgewerteten Literatur nicht mit Sicherheit hervor, wie groß der Anteil der Paare mit zwei Jahresbruten real ist.

Tab. 65: Eingangsdaten der Populationsmodelle für die Singdrossel (OWP = Offshore-Windpark).

Parameter	Wert (σ)			Bemerkungen
	dichteunabhängig	dichteabhängig	Kompensation im Winter	
Ausgangspopulation				
Anzahl Altvögel N_{ad}		370.000		
Anzahl einjähriger N_1		630.000		
Trend		1,04		LINDSTRÖM et al. 2008
<i>Vital rates</i>				
S_{ad}	0,593 (0,1)	0,593 (0,1)	0,593 (0,1)	Kap. 3.4.4.3
+ 8 OWP genehmigt	0,5916 (0,1)	0,5916 (0,1)	0,5917 (0,1)	
+ 11 OWP geplant	0,5893 (0,1)	0,5893 (0,1)	0,5896 (0,1)	
1 %-Szenario	0,5865 (0,1)	0,5865 (0,1)	0,5871 (0,1)	
5 %-Szenario		0,5604 (0,1)	0,5678 (0,1)	
S_{juv}	0,380 (0,1)	0,380 (0,1)	0,380 (0,1)	Kap. 3.4.4.3
+ 8 OWP genehmigt	0,3793 (0,1)	0,3794 (0,1)	0,3795 (0,1)	
+ 11 OWP geplant	0,3781 (0,1)	0,3784 (0,1)	0,3786 (0,1)	
1 %-Szenario	0,3766 (0,1)	0,3772 (0,1)	0,3775 (0,1)	
5 %-Szenario		0,3660 (0,1)	0,3692 (0,1)	
P	2,4 (1,5)	4,5 (1,4)	4,5 (1,4)	
Kapazität		1.000.000	1.000.000	
ρ_K		0,94	0,94	Einflussgröße: S_{juv}

Die Größe der Ausgangspopulation wurde auf 1 Million festgesetzt, da die schwedische Brutpopulation von 1,5 - 3 Millionen Brutpaaren als Südwestzieher nur teilweise über die westliche Ostsee zieht. Die schwedische Brutpopulation hat im Zeitraum 1998-2007 um durchschnittlich 4 % jährlich zugenommen (LINDSTRÖM et al. 2008), dies wurde im Basismodell berücksichtigt. Bei den



Modellen mit dichteabhängiger Überlebensrate S_{juv} (vgl. dazu ROBINSON et al. 2004) waren Kapazitätsgrenze und Ausgangspopulation identisch. Im dichteabhängigen Modell wurde angenommen, dass die Sterblichkeit der Jungvögel zu 1/3 vor dem Wegzug erfolgt und die Überlebensrate in den Szenarien mit Windparks entsprechend weniger stark als im dichteunabhängigen Modell reduziert ist.

Singdrosseln werden in ihrem Winterquartier intensiv bejagt. HIRSCHFELD & HEYD (2005) schätzen den jährlichen Abschuss in der EU auf fast 15 Mio. Individuen, davon 3,4 Mio. in Frankreich und Spanien als wahrscheinlich wichtigsten Winterquartieren schwedischer Singdrosseln. Zur Modellierung einer Kompensation der herbstlichen Kollisionen wird deshalb angenommen, dass 50 % der Kollisionsverluste durch verringerten Abschuss kompensiert werden.

Modellergebnisse

Die Wachstumsrate zeigte eine relativ hohe Sensitivität und Elastizität gegenüber Änderungen der Überlebensraten, aber nicht der Reproduktion (Tab. 66). Die Matrix für das dichteabhängige Modell ergab aufgrund der um 2,1 Junge höheren Reproduktion abweichende Werte.

Tab. 66: Eigenschaften der Matrix für die Singdrossel.

Parameter	dichteunabhängig	Sensitivität	Elastizität	dichteabhängig	Sensitivität	Elastizität
λ	1,11			1,57		
S_{ad}		1,0	0,50		1,0	0,35
S_{juv}		1,20	0,50		1,21	0,65
P		0,23			0,23	

Tab. 67: Ergebnisse der Populationsmodelle für die Singdrossel (OWP = Offshore-Windpark).

Modell	Wachstumsrate (se)	Veränderung zu Basis (p)	Mittlere Population	Veränderung zu Basis (p)
dichteunabhängig				
Basismodell	0,9919 (0,0028)		2.672.704	
+ 8 OWP genehmigt	0,9961 (0,0027)	0,42 %	2.832.797	5,99 %
+ 11 OWP geplant	0,9863 (0,0028)	-0,56 % (0,08)	2.376.413	-11,09 % (0,18)
1 %-Szenario	0,9819 (0,0028)	-1,01 % (0,006)	2.163.461	-19,05 % (0,053)
dichteabhängig				
Basismodell	1,0476 (0,0012)		2.718.291	
+ 8 OWP genehmigt	1,0474 (0,0012)	-0,02 %	2.704.787	-0,50 %
+ 11 OWP geplant	1,0476 (0,0010)	0,00 %	2.692.960	-0,93 %
1 %-Szenario	1,0467 (0,0015)	-0,09 % (0,32)	2.671.990	-1,70 % (0,048)
5 %-Szenario	1,0452 (0,0007)	-0,23 % (0,039)	2.524.670	-7,12 % (< 0,001)
Kompensation im Winter (50 %)				
Basismodell	1,0476 (0,0012)		2.718.291	
+ 8 OWP genehmigt	1,0475 (0,0012)	-0,02 %	2.708.699	-0,35 %
+ 11 OWP geplant	1,0476 (0,0011)	-0,01 %	2.692.678	-0,94 %
1 %-Szenario	1,0468 (0,0012)	-0,08 %	2.676.600	-1,53 % (0,067)
5 %-Szenario	1,0453 (0,0010)	-0,23 % (0,065)	2.574.894	-5,28 % (< 0,001)

Fett: Ergebnis unterhalb des 95 %-Konfidenzintervalls des Basismodells



Im dichteunabhängigen Modell fielen die Rückgänge der Wachstumsrate und der mittleren Populationsgröße gegenüber dem Basismodell für 19 Offshore-Windparks und das 1 %-Szenario signifikant aus (Tab. 67). Der Umfang der Rückgänge war im dichteabhängigen Modell deutlich geringer und nur für das 5 %-Szenario signifikant. Im 1 %-Szenario war allerdings die mittlere Populationsgröße signifikant reduziert. Bei zusätzlicher Kompensation von 50 % der Kollisionsverluste auf dem Wegzug war nur die Populationsgröße im 5 %-Szenario signifikant reduziert, andere Werte erreichten die Signifikanzschwelle von $p = 0,05$ nicht mehr.

3.5.3.5 Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*)

Für das Basismodell des Rotkehlchens wurden Überlebensraten aus Literaturquellen zugrunde gelegt, da die Überlebensraten für Weibchen und Jungvögel nicht zuverlässig modelliert werden konnten (Kap. 3.4.4.4). Die Größe der Ausgangspopulation wurde auf 2 Millionen festgesetzt, da die schwedische Brutpopulation von 2,5 - 5 Millionen Brutpaaren als Südwestzieher nur teilweise über die westliche Ostsee zieht. Die schwedische Brutpopulation hat im Zeitraum 1998-2007 um ca. 1 % jährlich zugenommen (LINDSTRÖM et al. 2008), dies wurde im Basismodell berücksichtigt. Für ein Modell mit dichteabhängiger Überlebensrate S_{juv} wurde eine Kapazitätsgrenze in Höhe der Ausgangspopulation angenommen (Tab. 68).

Tab. 68: Eingangsdaten der Populationsmodelle für das Rotkehlchen (OWP = Offshore-Windpark).

Parameter	Wert (σ)		Bemerkungen
	dichteunabhängig	dichteabhängig	
Ausgangspopulation Anzahl Altvögel N_{ad} Anzahl einjähriger N_t Trend		900.000 1.100.000 1,01	LINDSTRÖM et al. 2008
<i>Vital rates</i>			
S_{ad}	0,419 (0,1)	0,419 (0,1)	Kap. 3.4.4.4
+ 8 OWP genehmigt	0,4180 (0,1)	0,4180 (0,1)	
+ 11 OWP geplant	0,4163 (0,1)	0,4163 (0,1)	
1 %-Szenario	0,4154 (0,1)	0,4154 (0,1)	
5 %-Szenario		0,4011 (0,1)	
S_{juv}	0,410 (0,1)	0,410 (0,1)	Kap. 3.4.4.4
+ 8 OWP genehmigt	0,4088 (0,1)	0,4089 (0,1)	
+ 11 OWP geplant	0,4070 (0,1)	0,4072 (0,1)	
1 %-Szenario	0,4060 (0,1)	0,4063 (0,1)	
5 %-Szenario		0,3912 (0,1)	
P	3,1 (1,2)	4,5 (2,0)	
Kapazität		2.000.000	
p_K		0,95	Einflussgröße: S_{juv}



Modellergebnisse

Die Wachstumsrate als Eigenvektor der Übergangsmatrix war größer als es dem Bestandstrend entsprechen würde. Sensitivität und Elastizität waren v.a. gegenüber Änderungen der Überlebensraten hoch (Tab. 69).

Tab. 69: Eigenschaften der Matrix für das Rotkehlchen.

Parameter	dichteunabhängig	Sensitivität	Elastizität	dichteabhängig	Sensitivität	Elastizität
λ	1,11			1,37		
S_{ad}		1,0	0,34		1,0	0,28
S_{juv}		1,50	0,66		2,02	0,72
P		0,24			0,22	

Im dichteunabhängigen Modell führten die Kollisionsverluste durch 19 genehmigte und geplante Offshore-Windparks zu einer signifikant geringeren Wachstumsrate und Populationsgröße als im jeweiligen Basismodell (Tab. 70). Im dichteabhängigen Modell wurden Verluste bis zu 1 % vollständig kompensiert, das 5 %-Szenario führte zu einer signifikant geringeren Populationsgröße.

Tab. 70: Ergebnisse der Populationsmodelle für das Rotkehlchen (OWP=Offshore-Windpark).

Modell	Wachstumsrate (se)	Veränderung zu Basis	Mittlere Population (se)	Veränderung zu Basis
dichteunabhängig				
Basismodell	1,0096 (0,0023)		5.976.447	
+ 8 OWP genehmigt	1,0065 (0,0023)	-0,30 %	5.627.765	-5,83 %
+ 11 OWP geplant	1,0023 (0,0023)	-0,72 % (0,013)	5.143.977	-13,93 % (0,041)
1 %-Szenario	1,0002 (0,0023)	-0,93 % (0,002)	4.919.795	-17,68 % (0,012)
dichteabhängig				
Basismodell	1,0010 (0,0028)		3.051.615	
+ 8 OWP genehmigt	1,0014 (0,0028)	0,04 %	3.036.539	-0,49 %
+ 11 OWP geplant	1,0016 (0,0027)	0,06 %	3.013.435	-1,25 %
1 %-Szenario	1,0018 (0,0026)	0,07 %	2.995.348	-1,84 % (0,18)
5 %-Szenario	0,9974 (0,0025)	-0,36 % (0,17)	2.736.863	-10,3 % (< 0,001)

Fett: Ergebnis unterhalb des 95 %-Konfidenzintervalls des Basismodells

3.5.4 Diskussion

Vital rates und Eigenschaften der Population

Die Modelle für Singdrossel und Rotkehlchen decken das Spektrum der *vital rates* der meisten häufigen nachts ziehenden Singvögel ab, die hier als vorrangig kollisionsgefährdet betrachtet werden. Das zeigt ein Vergleich mit den Angaben zu Bruterfolg und Sterblichkeit bei BAUER et al. (2005). Deutlich abweichende Werte (höhere Reproduktion, geringere Überlebensrate) haben unter diesen Arten nur Zaunkönig und Wintergoldhähnchen.



Es entspricht einer verbreiteten Vorstellung, dass die hier betrachteten Singvögel zu den kurzlebigen Arten zählen, deren Bestandsentwicklung stärker von Schwankungen der Reproduktion als von Schwankungen der Überlebensrate beeinflusst werden. Dies ist soweit richtig, als bei diesen Arten die Elastizität der Wachstumsrate gegenüber der Reproduktion höher und gegenüber der Überlebensrate geringer ist als bei typischen langlebigen Vögeln wie See- und Greifvögeln (DESHOLM 2006). Trotz der im Artvergleich *relativ* geringeren Bedeutung (gemessen als Elastizität) von Änderungen der Überlebensraten zeigen die Werte für Sensitivität und Elastizität der hier betrachteten Arten aber, dass Veränderungen der Überlebensraten durchgehend einen wesentlichen Einfluss auf die Bestandsentwicklung haben. *Absolut* gesehen sind Veränderungen der Überlebensraten für die jeweilige Art immer noch bedeutender als Änderungen der Reproduktion allein. Andere Ergebnisse wären höchstens für das Wintergoldhähnchen zu erwarten (s.o.). Der relative Beitrag von Überlebensrate und Reproduktion zum Populationswachstum variiert allerdings zwischen den verschiedenen Arten auch innerhalb der Gruppe der Singvögel (JULLIARD 2004).

Die hier ermittelten Elastizitätswerte entsprechen hinsichtlich der Größenordnung denen in DESHOLM (2006). Auch DESHOLM (2006) zeigt, dass Änderungen in der Überlebensrate schon für Singvögel einen größeren Einfluss auf die Elastizität haben als Änderungen in der Reproduktion. Ein Vergleich einzelner Werte ist jedoch wegen einer anders konstruierten Übergangsmatrix bei DESHOLM (2006)² nicht sinnvoll. Für den Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpaceus* stellt JULLIARD (2004) mit anderer Methode fest, dass die Überlebensrate den größeren Einfluss auf das Populationswachstum hat und dass eine Änderung der Überlebensrate nicht durch Veränderungen der Reproduktion kompensiert werden kann. Insgesamt zeigen die Werte für Sensitivität und Elastizität, dass auch bei vielen nachts ziehenden Singvögeln eine Kompensation zusätzlicher Kollisionsverluste vorrangig durch Beeinflussung anderer Mortalitätsursachen möglich ist. Eine Kompensation durch einen erhöhten Bruterfolg erfordert proportional deutlich stärkere Änderungen im Bruterfolg und dürfte daher erheblich schwieriger zu erreichen sein. Verlässlich zu erwarten ist sie nur bei Populationen, die sich nahe der Kapazitätsgrenze befinden und deren reale Reproduktion dichteabhängig reduziert ist.

Verhalten der Modellpopulationen

Die Basismodelle enthalten eine Reihe unvermeidlicher Vereinfachungen und plausibler, aber nicht zwangsläufig zutreffender Annahmen. Das Ergebnis der Simulation eignet sich daher nicht für eine Prognose der Entwicklung der betrachteten Population ohne Einfluss von Offshore-Windparks, sondern dient nur als Basis für den Vergleich mit den weiteren Szenarien. Die Auswirkungen der Kollisionsverluste in diesen Szenarien werden anhand der Unterschiede in der Wachstumsrate und der mittleren Populationsgröße nach 20 Jahren gegenüber dem Ergebnis des Basismodells beurteilt.

Da für jede Art zwei bzw. drei unterschiedliche Modelle betrachtet wurden, sind die Ergebnisse nach zwei Kriterien zu beurteilen:

² Die Übergangsmatrix bei DESHOLM enthält u.a. $R = 0$ im ersten Lebensjahr, dies trifft für Singvögel bei *pre-breeding census* nicht zu.



1. Oberhalb welcher Schwelle kann zusätzliche Mortalität nicht mehr kompensiert werden? (Kriterium: signifikante Änderung gegenüber dem Basismodell)
2. Ist das betreffende Modell auf die betrachtete Population anwendbar, d.h. sind die Modellannahmen realistisch?

In allen dichteunabhängigen Modellen führte zusätzliche Mortalität zu einer Veränderung gegenüber der Basis in gleicher Höhe, d.h. 1 % zusätzliche Mortalität führte zu einem Rückgang der Wachstumsrate um rund 1 %. Diese Veränderung der jährlichen Wachstumsrate entsprach ungefähr der Veränderung von S_{juv} . Für das Szenario mit acht Offshore-Windparks waren die Veränderungen aufgrund der geringen Zusatzmortalität noch innerhalb des Konfidenzintervalls der Basis, für das Szenario mit 19 Offshore-Windparks waren die Änderungen für alle Arten statistisch signifikant. Dies bedeutet jedoch nicht, dass es im „8 Offshore-Windpark-Szenario“ keine Veränderung gegeben hätte, die Veränderung ist sehr wohl vorhanden, aber unterhalb der (statistischen) „Nachweisgrenze“.

Die scheinbar geringfügige Verringerung der jährlichen Überlebensrate führte zu deutlich verringerten Beständen über 20 Jahre. Dieses Ergebnis entspricht annähernd den Simulationen in HÖTKER et al. (2005). Diese wurden mit einem anderen Rechenverfahren ebenfalls über einen Zeitraum von 20 Jahren durchgeführt und die dort überprüften Szenarien entsprachen im Umfang der erhöhten Mortalität ungefähr den hier betrachteten Szenarien mit acht bzw. 19 Windparks. Das Szenario mit einer um 0,5 % erhöhten Mortalität ergab bei HÖTKER et al. (2005) für Wachtelkönig und Singvögel um 16 – 23 % verringerte Endpopulationen. Auch DIERSCHKE et al. (2003) kamen mit dichteunabhängigen Modellen zu vergleichbaren Aussagen.

Dichteabhängige Modelle, bei denen die Kapazitätsgrenze der Ausgangspopulation entsprach, zeigten erwartungsgemäß ein gewisses Maß an Kompensation, d.h. signifikante Änderungen traten erst bei höheren Kollisionsverlusten auf als in den dichteunabhängigen Modellen. Der Umfang der Kompensation war bei den untersuchten Arten unterschiedlich. Eine zusätzliche Sterblichkeit von 5 % führte bei allen Arten zu wenigstens einer signifikanten Änderung. Die Modelle, in denen die Kapazitätsgrenze oberhalb der Ausgangspopulation lag und somit trotz Regulation noch Wachstum zuließ, zeigten erwartungsgemäß eine schwächere Kompensation. Als Folge traten signifikante Änderungen schon bei einer zusätzlichen Sterblichkeit von 1 % auf (Wachtelkönig, Waldschnepfe). Das illustriert die wesentliche Voraussetzung für eine (maximale) Kompensation: die Population muss sich tatsächlich an der Kapazitätsgrenze befinden und an dieser Grenze eine starke Wachstumsdämpfung erfahren ($p_K \ll p_{min}$).

Eine zusätzlich und willkürlich angenommene Kompensation durch verringerte Mortalität im Winter, für deren Umfang es keine verlässlichen Belege gibt, führte nur zu ähnlichen Änderungen wie die dichteabhängigen Modelle ohne zusätzliche Kompensation. Für eine derartige Kompensation, bei der erhöhte Mortalität im Herbst unmittelbar durch verringerte Mortalität in der Folgezeit ausgeglichen wird existieren zudem keine ernstzunehmenden empirischen oder theoretischen Beleg (LEBRETON 2005). Sie kann daher bei der Beurteilung von Kollisionsverlusten nicht zugrundegelegt werden.

Die Unterschiede zwischen dichteunabhängigen und dichteabhängigen Modellen führen zu einer unterschiedlichen Prognose der kumulativen Auswirkungen genehmigter und geplanter Windparks, da Kollisionsverluste durch 19 Offshore-Windparks nur in dichteunabhängigen Modellen signifikante Änderungen bewirkten. Daher stellt sich die Frage nach der Anwendbarkeit von



unterschiedlich stark dichteabhängigen Modellen auf reale Zugpopulationen einzelner Arten. Grundsätzlich können alle Vogelpopulationen in der Nähe der Kapazitätsgrenze ihres Lebensraums eine dichteabhängige Regulation zeigen. Das bedeutet aber nicht, dass alle Populationen zu jedem Zeitpunkt auch wirklich dichtereguliert oder dichtelimitiert sind. Eine Vielzahl äußerer Faktoren kann dazu führen, dass eine Population (vorübergehend) nicht dichtelimitiert ist und dann auch keine dichteabhängige Kompensation von Verlusten zeigen kann.

Tab. 71: Fälle, in denen vorübergehend mit fehlender Dichteabhängigkeit in Vogelpopulationen zu rechnen ist. $N_{\text{Ind.}}$ = Populationsgröße, K = Kapazitätsgrenze.

Ursache	dichteunabhängiges Wachstum	Beispiele im Ostseeraum
Neu-/Wiederbesiedlung, Arealausweitung	bis $N_{\text{Ind.}} \approx K$	Kranich, Rotmilan (GRELL 2003)
Ausbreitung nach Lebensraumwiederherstellung	bis $N_{\text{Ind.}} \approx K^*$	durch Naturschutzmaßnahmen für zahlreiche Arten möglich
Rückgang durch Umweltgifte	bei Schutzmaßnahmen, bis $N_{\text{Ind.}} \approx K$	zahlreiche Greifvögel (z.B. Fischadler, Wanderfalke)
Rückgang durch dichteunabhängige Brutverluste	bei Schutzmaßnahmen, bis $N_{\text{Ind.}} \approx K$	Wachtelkönig (OTTVALL 1999)
Rückgang durch menschliche Verfolgung	bei Schutzmaßnahmen, bis $N_{\text{Ind.}} \approx K$	Kormoran
<i>Rückgang durch kalte Winter</i>	<i>kurzfristige Rückkehr zu K</i>	<i>Standvögel, Kurzstreckenzieher: Schleiereule, Eisvogel, Zaunkönig</i>

* eigentlich dichteabhängiges Wachstum bei Anstieg von K , Auswirkungen aber gleich

Unter den in Tab. 71 aufgeführten Möglichkeiten gelten die meisten Szenarien (auch) für Arten mit hoher Lebenserwartung und demzufolge hoher Elastizität gegenüber den Überlebensraten. Dichteunabhängiges Wachstum kann in diesen Fällen über mehrere Jahre anhalten. Die einzige eindeutige Ausnahme stellen kurzfristige witterungsbedingte Bestandsrückgänge von Arten mit hoher Reproduktion dar. In diesen Fällen wird die Kapazität oft schon nach 1-2 Jahren wieder erreicht, zudem haben viele dieser Arten eine hohe Reproduktion und entsprechend geringere Elastizität gegenüber der Überlebensrate.

Negative Auswirkungen von Verlusten an Offshore-Windparks sind nach diesen Ergebnissen vorrangig bei gefährdeten Arten zu erwarten und können den Erfolg von Schutzmaßnahmen für solche Arten beeinträchtigen. Zur Illustration kann die schwedische Brutpopulation des Wendehalses dienen. Diese hat bis ca. 1995 einen Bestandsrückgang um mindestens 80 % durchgemacht, der wahrscheinlich durch einen Verlust geeigneten Lebensraums verursacht wurde (RYTTMAN 2003). Vor diesem Rückgang sind Wendehälse (nächtliche Langstreckenzieher) regelmäßig mit Leuchttürmen kollidiert (HANSEN 1954), sind also als mittelmäßig bis stark kollisionsgefährdet anzusehen. Die Wiederherstellung geeigneter Lebensräume ist im Brutgebiet relativ einfach (Pflege von Obstwiesen u.ä. halboffenen Lebensräumen, Nistkästen) und die schwedische Population zeigt seit 1998 einen leicht positiven Trend (LINDSTRÖM et al. 2008). Solange eine solche Population bei Bestandserholung noch nicht die Kapazitätsgrenze erreicht hat, besteht die Gefahr, dass sich zusätzliche Kollisionsverluste ohne dichteabhängige Kompensation direkt auf das Populationswachstum auswirken.



Schlussfolgerungen

Das Verhalten der unterschiedlichen Populationsmodelle zeigt, dass mit plausiblen Werten für die populationsbiologischen Größen (*vital rates*) aller hier betrachteten Arten und mit kaum überprüfbareren Annahmen über die Höhe der Kapazitätsgrenze und Form und Stärke der dichteabhängigen Regulation eine Vielzahl unterschiedlicher Modelle konstruiert werden kann. Damit können Prognosen erzielt werden, die von einer signifikanten Auswirkung durch wenige Offshore-Windparks bis hin zur vollständigen Kompensation von Kollisionsverlusten > 5 % reichen.

Wegen der begrenzten Präzision der verfügbaren Daten zu den Bezugspopulationen (Umfang, Dichteabhängigkeit) liefern die Populationsmodelle keine abschließende und unanfechtbare Begründung für bestimmte Schwellenwerte (0,5 %, 1 %, 5 %). Die hier untersuchten Modellpopulationen legen jedoch nahe, dass ein Schwellenwert von 5 % auch für dichteabhängige Singvogelpopulationen eine erkennbare Gefahr signifikanter Populationsänderungen bergen würde. Ein Schwellenwert von 1 % ist nicht mit hinreichender Sicherheit pauschal als ungefährlich anzusehen. Für Populationen, deren Wachstum über längere Zeit (mehrere Jahre) nicht dichtelimitiert ist, wäre ein Schwellenwert von 1 % sehr wahrscheinlich zu hoch, für dichtelimitierte Populationen hängt die Eignung eines 1 %-Schwellenwertes von der genauen Wirkung/Form der Dichteabhängigkeit ab.

Das größte Risiko einer Beeinträchtigung durch Kollisionen auf Populationsebene haben deshalb Populationen, die nicht dichtelimitiert sind. Diese Annahme gilt u.a. für Populationen, die durch äußere, nicht dichteabhängige Einflüsse (z.B. menschliche Verfolgung, Zerstörung von Brutern, Umweltgifte, Prädation, Seuchen) unter die Kapazitätsgrenze gedrückt wurden. Solche Arten sind im Normalfall als gefährdet identifizierbar und werden auf den nationalen Roten Listen geführt. Zudem sind sie Ziel von Schutzmaßnahmen. Wenn diese Maßnahmen erfolgreich sind, sollten sie ein (vor Erreichen der Kapazitätsgrenze nicht dichtelimitiertes) Populationswachstum bewirken. Dieses Wachstum kann durch zusätzliche Mortalität beeinträchtigt oder sogar unterbunden werden.



3.6 Ermittlung populationsbiologischer Schwellenwerte für Zugvögel im Ostseeraum

3.6.1 Einleitung

Die Ergebnisse der bisherigen Arbeitsschritte haben gezeigt, dass zwei wichtige Parameter für die Festlegung von populationsbiologischen Schwellenwerten für Kollisionen an Offshore-Windparks nur mit erheblichen Unsicherheiten zu bestimmen sind. Zur Ermittlung des Kollisionsrisiko nachts ziehender Vögel an einzelnen Windparks fehlen Erkenntnisse über den Umfang von Meide- bzw. Anlockeffekten (3.3), und die Modellierung der Populationsdynamik erfordert Annahmen über Kapazitätsgrenze und Dichteabhängigkeit, deren Gültigkeit nur mit erheblichem Aufwand zu überprüfen ist (3.5).

Allgemeine Schwellenwerte können alternativ aber auch ohne genaue Vorhersage von Kollisionsraten basierend auf populationsbiologischen Daten festgelegt werden, indem der Umfang der zusätzlichen Sterblichkeit bestimmt wird, den eine Population „verkräften kann“, ohne dass sie in ihrem Fortbestand gefährdet wird. Das Verfahren zur Bestimmung dieser Schwellenwerte muss mit den verfügbaren populationsbiologischen Informationen auskommen, d. h. ohne Annahmen über dichteabhängige Regulation.

Zu diesem Zweck wird hier eine Methode zur Berechnung von Schwellenwerten vorgestellt, deren Grundlagen ursprünglich für das Management von Meeressäugerpopulationen entwickelt wurden. Die Methode wird an die Anwendung auf Zugvögel mit einer deutlich geringeren Lebenserwartung angepasst und zur Berechnung von Schwellenwerten für 43 skandinavische Zugvogelarten verwendet.

3.6.2 Methoden

Die Ermittlung von allgemeinen, populationsbiologischen Schwellenwerten basiert auf der Methode zur Berechnung des *potential biological removal* (PBR; WADE 1998). Danach werden Schwellenwerte (Mortality limits) nach einer vergleichsweise einfachen Formel berechnet:

$$ML = N_{\min} \frac{1}{2} (\lambda_{\max} - 1) f$$

Dabei ist N_{\min} die untere Grenze der geschätzten Größe der betroffenen Population, λ_{\max} deren maximale Wachstumsrate ohne dichteabhängige Regulation und der *recovery factor* f ein Wert zwischen 0,1 and 1;0. Die Verwendung von N_{\min} und f in der Formel verhindern, dass eine Überschätzung der Populationsgröße oder der Wachstumsrate zu überhöhten Schwellenwerten führt (WADE 1998).

N_{\min}

Für die Berechnung von N_{\min} geht WADE (1998) davon aus, dass eine Schätzung der mittleren Populationsgröße mit der dazu gehörenden Varianz vorliegt. Nationale oder regionale Bestandsschätzungen häufiger Vogelarten liegen jedoch gewöhnlich als Spanne zwischen einer



Maximal- und einer Minimalschätzung vor (z. B. BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). In diesem Fall muss der Minimalwert als N_{\min} verwendet werden.

λ_{\max}

Ursprünglich wurde angenommen, dass die maximale Populationswachstumsrate λ_{\max} an realen Populationen beobachtet werden kann (WADE 1998, MILNER-GULLAND & AKÇAKAYA 2001). Die meisten Vogelpopulationen unterliegen jedoch einer deutlichen Dichteregulation (NEWTON 1998), so dass ihre Wachstumsraten deutlich unter dem theoretischen λ_{\max} liegen. Alternativ kann λ_{\max} aus einem (dichteunabhängigen) Leslie-Matrixmodell ermittelt werden (CASWELL 2001). Matrixmodelle (im folgenden MM) erfordern allerdings immer noch mehrere demografische Parameter als Eingangsgröße, die z. T. aufwändig zu ermitteln wären. Es ist aber auch möglich, λ_{\max} ausschließlich aufgrund zweier demografischer Parameter zu schätzen: dem Erstbrutalter α und der Überlebensrate S_{ad} (NIEL & LEBRETON 2005). Die Lösung der Gleichung

$$\lambda_{\max} = \exp\left(\left(\alpha + \frac{S_{ad}}{\lambda_{\max} - S_{ad}}\right)^{-1}\right)$$

ergibt dann λ_{\max} . Der Vorteil dieser *demographic invariant method* (DIM, NIEL & LEBRETON 2005) besteht darin, dass die beiden erforderlichen Parameter für viele verbreitete Vogelarten leichter bzw. genauer zu ermitteln sind als die übrigen Eingangsgrößen für ein Matrixmodell. Das Erstbrutalter α ist normalerweise bekannt, und die Überlebensrate S_{ad} kann für viele Arten aus Ringfunddaten ermittelt werden (3.4). Gerade für Singvogelarten mit kurzen Generationszeiten ist allerdings zu erwarten, dass die Werte für λ_{\max} aus Matrixmodellen von denen nach DIM abweichen (NIEL & LEBRETON 2005).

Für 43 ausgewählte skandinavische Zugvogelarten wird hier λ_{\max} jeweils mit einem Leslie-Matrixmodell mit dem Programm ULM 4.5 (LEGENDRE & CLOBERT 1995) und nach DIM bestimmt. Die dafür notwendigen demografischen Parameter wurden der jeweils neuesten Literatur über die jeweiligen Europäischen Populationen entnommen (Tab. 89).

f

Der *recovery factor* von $f < 1,0$ soll Fehler durch Überschätzungen von N_{\min} oder λ_{\max} ausschließen, indem er den Schwellenwert senkt. Dabei wird für stabile Populationen gewöhnlich ein höherer Wert als für gefährdete Populationen. Die Auswahl geeigneter Werte für f ist abhängig von der Höhe des Risikos der Gefährdung einer Population durch zu hohe Schwellenwerte, das toleriert werden soll. Zur Bestimmung von f -Werten, die auf Meeressäuger abgestimmte Risikokriterien erfüllen, führte WADE (1998) stochastische Simulationen durch. Dabei wurden Modellpopulationen, deren Größe zu Beginn der Simulation deutlich unterhalb der Kapazitätsgrenze lag, einer jährlichen Zusatzmortalität in Höhe des mit einem willkürlich gewählten Wert für f berechneten Schwellenwertes ausgesetzt. Ein f -Wert wurde dann als geeignet angesehen, wenn er die beiden folgenden Ziele erreichte:

- „Kapazitätsziel“: 95 % der Modellpopulationen erreichen am Ende der Simulation eine bestimmte Größe



- „Erholungsziel“: bei höchstens 5 % der Modellpopulationen steigt die Zeit bis zum Erreichen einer Zielpopulationsgröße um einen zuvor festgesetzten Faktor an (im Vergleich mit einer Modellpopulationen ohne zusätzliche Mortalität)

Aufgrund der Simulationen durch WADE wird in der bisherigen Literatur ein maximaler Wert $f = 0,5$ empfohlen, für gefährdete Populationen wurden Werte von 0,1-0,3 vorgeschlagen (WADE 1998, NIEL & LEBRETON 2005, DILLINGHAM & FLETCHER 2007).

Die hier betrachteten Vogelpopulationen zeigen deutlich höhere Wachstumsraten als die von WADE (1998) zugrunde gelegten. Um geeignete f -Werte für Vogelpopulationen zu bestimmen, wurden die Simulationen von WADE (1998) für die hier relevanten Wachstumsraten λ_{\max} von 1,2 bis 2,4 wiederholt. Bei diesen Simulationen wird N_{\min} als 20. Perzentil einer Zufallsverteilung simuliert, dafür wurden Variationskoeffizienten (CV) von 0,4 („mittel“) und 0,8 („hoch“), wodurch die begrenzte Präzision von Populationsschätzungen für häufige Vogelarten repräsentiert wird. Die Simulationen erfolgten in R 2.6.1 (R Development Core Team 2007) jeweils mit 2000 Wiederholungen über 30 (für λ_{\max} von 1;8 bis 2,4) bzw. 50 Simulationsjahre (λ_{\max} bis 1.6).

Die 43 ausgewählten Arten zeichnen sich durch Kollisionsgefährdung auf dem Zug sowie das Vorliegen der für ein Matrixmodell benötigten demografischen Daten aus. Diese Daten wurden Handbüchern (CRAMP 1977-1994, GLUTZ et al. 1987-1997, BAUER et al. 2005) oder neueren Veröffentlichungen entnommen (Tab. 89), die Größe der Brutpopulation in Schweden BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004). Für die Zuweisung eines geeigneten f -Wertes wurden gefährdete Populationen anhand signifikanter Trends des schwedischen Brutvogelmonitorings (LINDSTRÖM et al. 2008) oder nach Trendangaben in BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004) identifiziert.

3.6.3 Ergebnisse

Simulationsergebnisse für f

Weil sich Populationen mit hohen Wachstumsraten nach Bestandsrückgängen schneller erholen (Abb. 132) erscheint es gerechtfertigt, von den für Meeressäuger genutzten Kriterien für ein vertretbares Risiko (WADE 1998) mit folgenden Kriterien abzuweichen:

- Als Zielpopulation wurde durchgehend eine Populationsgröße von 80 % der Lebensraumkapazität (0,8 K) festgelegt, die Populationsgröße zu Beginn lag bei 30 % (0,3 K, Kapazitätsziel) bzw. 10 % (0,1 K, Erholungsziel).
- Für das Erholungsziel wurde eine Zunahme der Zeit bis zum Erreichen der Zielpopulationsgröße um 50 % als vertretbar betrachtet.

Nach diesen Kriterien erreichten f -Werte von 0,2 bei mittlerem und 0,1 bei hohem Variationskoeffizienten sowohl das Kapazitätsziel als auch das Erholungsziel. Bei λ_{\max} von 2,0-2,4 und einem hohen Variationskoeffizienten von 0,8 wurden die Zielkriterien nur bei $f = 0,1$ eingehalten, bei $f = 0,2$ erreichten weniger als 5 % der Modellpopulationen das Ziel von 0,8 K (Abb. 130). Werte von $f > 0,2$ verfehlten regelmäßig die Kriterien (Abb. 131, Abb. 133). Die Verwendung des Erholungsziels ergab keine geringeren f -Werte als das Kapazitätsziel.

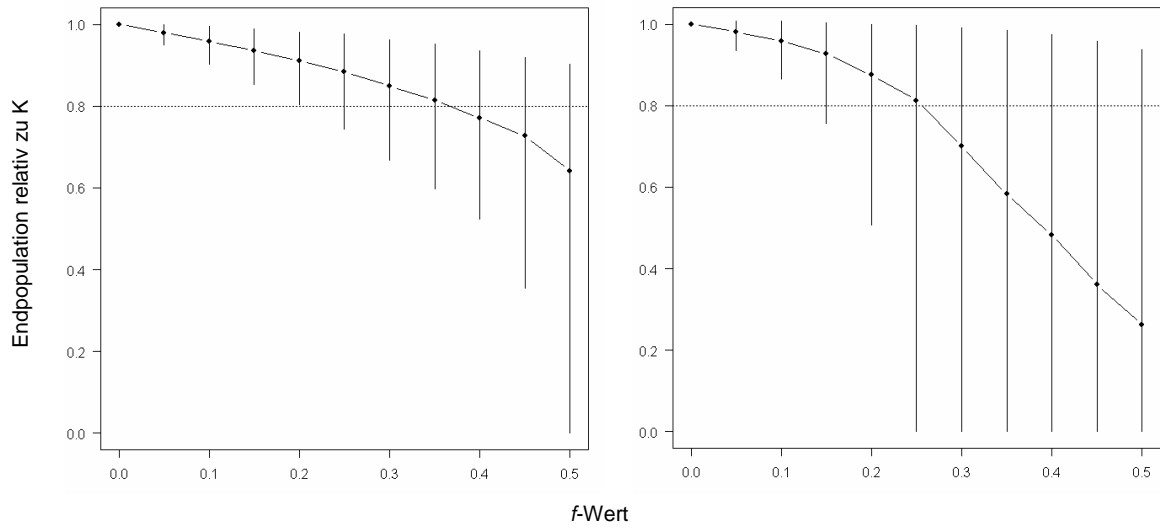


Abb. 130: Simulationsergebnisse für das Kapazitätsziel (Mittelwert und 90% Vertrauensbereich) für verschiedene f -Werte bei $\lambda_{\max} = 2,4$ und $CV = 0,4$ (links) und $high\ CV = 0,8$ (rechts).

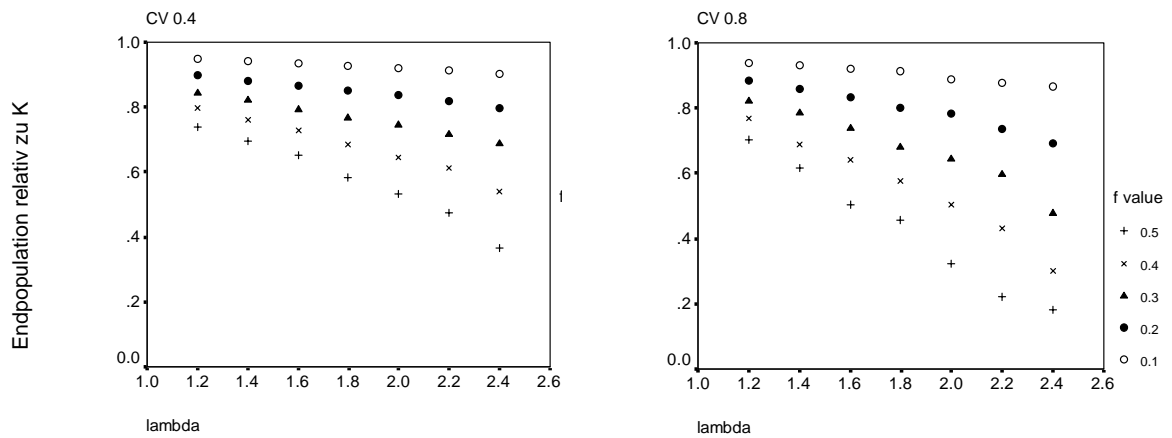


Abb. 131: Simulationsergebnisse für das Kapazitätsziel (5 %-Perzentile der Endpopulation) für verschiedene Werte von f und λ_{\max} .

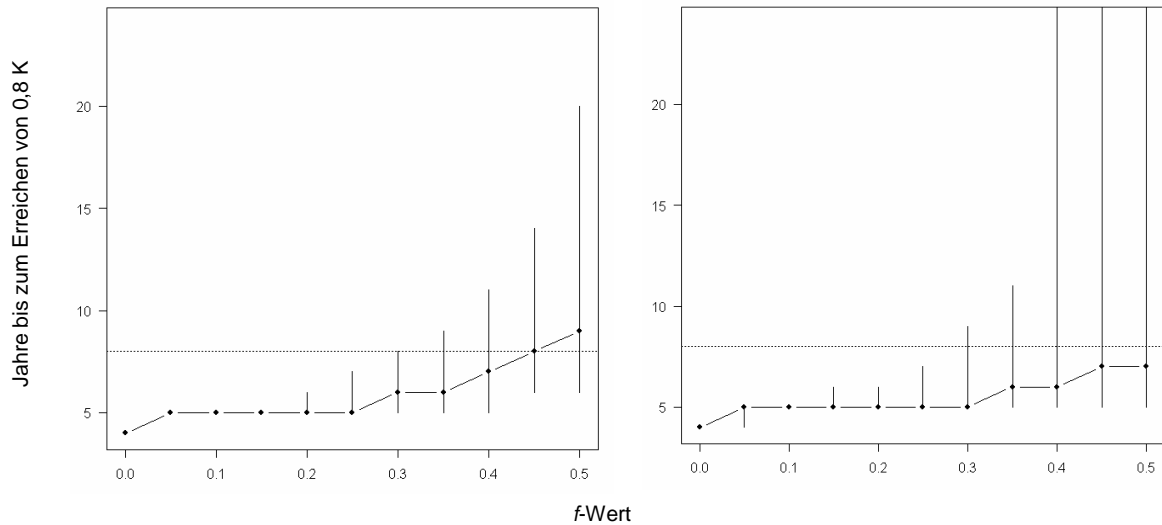


Abb. 132: Simulationsergebnisse für das Erholungsziel (Mittelwert und 90% Vertrauensbereich) für verschiedene f -Werte bei $\lambda_{\max} = 2,4$ und $CV = 0,4$ (links) und $CV = 0,8$ (rechts).

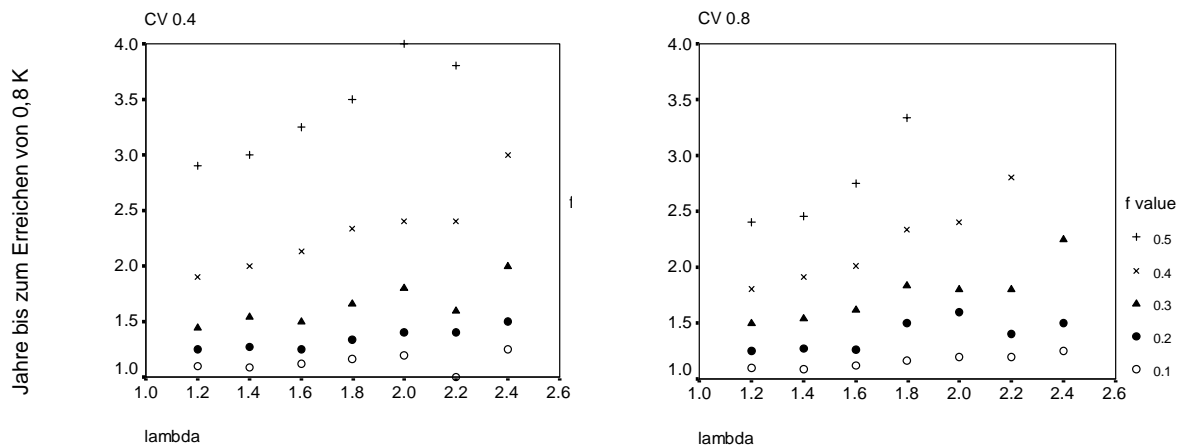


Abb. 133: Simulationsergebnisse für das Erholungsziel (95 %-Perzentile der Verlängerung der Zeit bis zum Erreichen der Endpopulation) für verschiedene Werte von f und λ_{\max} .

Angesichts der z. T. großen Spanne zwischen dem Mindest- und Höchstwert der Bestandschätzungen (Tab. 89) sollten in der Praxis die Ergebnisse der Simulationen mit hohem Variationskoeffizient ($CV = 0,8$) berücksichtigt werden. Demnach ist für Arten mit λ_{\max} von 2,0 oder mehr ein Faktor $f = 0,2$ nur bei ansteigenden oder mit großer Wahrscheinlichkeit ungefährdeten Populationen sinnvoll, in Zweifelsfällen sollte $f = 0,1$ bevorzugt werden.

Berechnung von λ_{\max} und Schwellenwerten

Mit Matrixmodellen wurden Wachstumsraten λ_{\max} (MM) zwischen 1,0 bis 1,5 ermittelt (Tab. 89). Für einige gefährdete Populationen von Watvögeln (Charadrii) ergaben Matrixmodelle, in denen aktuell publizierte Daten zur Reproduktion verwendet wurden, λ_{\max} (MM) < 1,0, d. h. eine abnehmende



Population. In diesen Fällen wurde auf publizierte Werte von λ_{\max} für den Temminckstrandläufer (KOIVULA et al. 2008) und Uferschnepfe (RATCLIFFE et al. 2005) zurückgegriffen und der Alpenstrandläufer *Calidris alpina schinzii* aus der weiteren Betrachtung ausgeschlossen. Die nur aufgrund von Erstbrutalter und Überlebensrate S_{ad} ermittelten Werte für $\lambda_{\max}(\text{DIM})$ waren durchgehend größer als $\lambda_{\max}(\text{MM})$ und lagen für die meisten Singvögel (mit Überlebensraten S_{ad} 0,4-0,6) bei 2,0 bei 2,3 (Abb. 134). Bei allen Arten mit einem Erstbrutalter von einem Jahr lag $\lambda_{\max}(\text{DIM})$ über 1,6 und nur von S_{ad} abhängig.

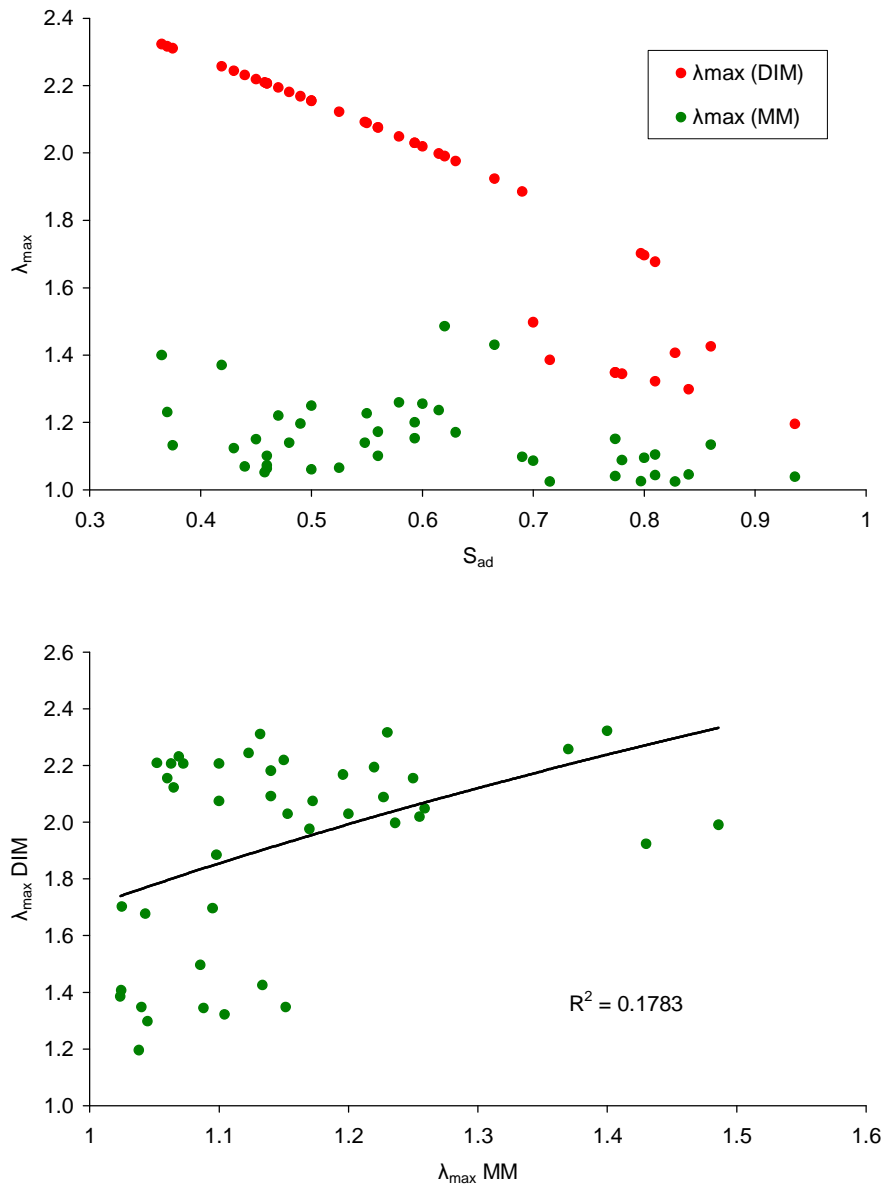


Abb. 134: Maximale Populationswachstumsraten λ_{\max} basierend auf Matrixmodell (MM) und demographic invariant method (DIM) verglichen mit der Überlebensrate S_{ad} (oben) und untereinander (unten).

Um die Schwellenwerte zwischen Arten mit stark unterschiedlichen Populationsgrößen vergleichbar zu halten wurden die zunächst als Anzahl von Vögeln berechneten Schwellen als Anteil an der mittleren Herbstzugpopulation N berechnet, N wurde als geometrisches Mittel aus



N_{\min} und N_{\max} (ermittelt nach BIRDLIFE INTERNATIONAL 2005) ausgedrückt. Die Schwellenwerte für 43 Arten (Abb. 135, Tab. 90 liegen bei 0,08%-1,3% nach Matrixmodellen und 0,7%-6,9% bei Berechnung mit λ_{\max} (DIM). Das geometrische Mittel beider Werte lag bei 0,3%-2,75% der Herbstpopulation.

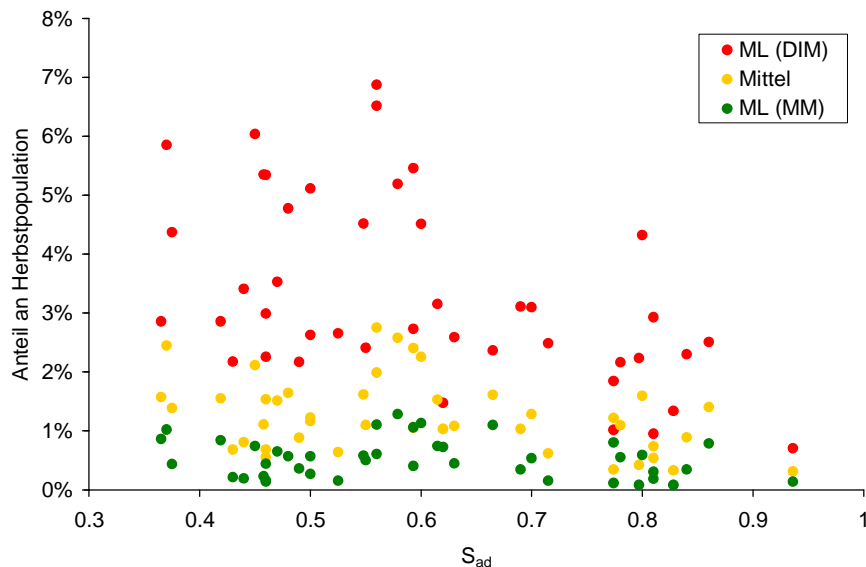


Abb. 135: Schwellenwerte (ML) basierend auf Matrixmodell (MM) und *demographic invariant method* (DIM) verglichen mit der Überlebensrate S_{ad} .

3.6.4 Diskussion

Das Konzept des *potential biological removal* (PBR), das der vorliegenden Berechnung von Schwellenwerten zugrunde liegt, ist nicht der einzige verfügbare Ansatz zur Ermittlung populationsbiologischer Schwellen. Im Vergleich verschiedener Berechnungsmethoden erwies sich das PBR-Konzept jedoch als der Ansatz mit dem geringsten Risiko einer Überschätzung des Schwellenwertes (MILNER-GULLAND & AKÇAKAYA 2001). Kollision mit Offshore-Windparks stellt eine neuartige Verlustursache dar, die in bisherigen Schätzungen von Überlebensraten noch nicht enthalten sein kann. Deshalb kann die Berechnung von λ_{\max} und der darauf basierenden Schwellenwerte nicht durch Verringerung von Überlebensraten aufgrund bereits bestehender Kollisionsverluste beeinträchtigt werden (s. hierzu DILLINGHAM & FLETCHER 2008).

Zur Übertragung des für Meeressäuger entwickelten Ansatzes auf Vogelarten mit geringerer Lebenserwartung wurde die Verwendbarkeit einer Eingangsgröße (f) durch Computersimulation überprüft und bestätigt. Grundsätzlich können andere Ziele und Kriterien für die Auswahl geeigneter f -Werte festgelegt werden als die vorliegend angewandten. So verwendete WADE (1998) eine Zielpopulationsgröße in Höhe von nur 50 % der Kapazität (0.5 K) auf der Grundlage des US-Fischereirechts. Im Sinne der Sicherung eines günstigen Erhaltungszustandes von Zugvogelpopulationen im Sinne des europäischen Rechts muss jedoch davon ausgegangen werden, dass die Populationen eher in der Nähe der Lebensraumkapazität zu erhalten sind. Werte für f von 0,1 für gefährdete bzw. 0,2 für stabile Populationen sind geeignet, das zu gewährleisten.



Viele Vogelpopulationen sind annähernd stabil oder rückläufig, so dass die Ermittlung von λ_{\max} an realen Populationen nicht möglich ist. Die Anwendung populationsbiologischer Modellrechnungen auf eine umfangreiche Zahl von Populationen wie im Fall von Zugvögeln einer größeren geografischen Region wird dadurch erschwert, dass für bestimmte Arten keine oder nur unpräzise demografische Angaben existieren. Bei der notwendigen Schätzung von λ_{\max} für eine große Zahl von Populationen aus demografischen Parametern ist deshalb ein Kompromiss zwischen der Präzision des Ergebnisses und der Einfachheit des Verfahrens erforderlich, v. a. hinsichtlich der Zahl der benötigten Parameter. Mit präziseren Eingangsdaten sollte in Zukunft eine zuverlässigere Ermittlung von Schwellenwerten möglich sein. Angesichts des weiten Spektrums demografischer Parameter, das die hier betrachteten 43 Vogelarten abdecken (vgl. Tab. 89), ist aber davon auszugehen, dass die generelle Schlussfolgerung zur Höhe der Schwellenwerte zutrifft, d. h. dass für einen nennenswerten Teil der betroffenen Arten der Schwellenwert unter 3 % und für einige gefährdete Arten unter 1 % der Zugpopulation liegt.

Nach diesen Ergebnissen können pauschale (nicht art-/populationsspezifische) Schwellenwerte nicht zuverlässig, da die Variation der demografischen Parameter und des Gefährdungsgrades zwischen den Arten zu einer großen Streuung der resultierenden Schwellenwerte führt. Die Festlegung populationsspezifischer Schwellenwerte ist demnach notwendig.

Für alle fünf Arten, für die in Kap. 3.5 eine vollständige Populationsmodellierung durchgeführt wurde, erreichen die mittels DIM berechneten Schwellenwerte sowie die geometrische Mittelwerte beider Schwellen ein Niveau, bei dem im Modell signifikante Veränderungen der Wachstumsrate bzw. Populationsgröße zu erwarten sind. Das gilt jedoch nicht für Schwellenwerte, die auf $\lambda_{\max}(\text{MM})$ basieren. Dieses Ergebnis ist kein Anlass, die Methode der Schwellenwertermittlung grundsätzlich anzuzweifeln. Die Methode hat Schwellenwerte zum Ziel, die eine Population mit hoher Wahrscheinlichkeit oberhalb eines bestimmten Anteils ihrer Lebensraumkapazität halten (WADE 1998), das schließt Veränderungen der Wachstumsrate nicht aus.

Für alle 43 Arten waren die Werte für $\lambda_{\max}(\text{MM})$ niedriger als die für $\lambda_{\max}(\text{DIM})$. Dafür kommen zwei Ursachen infrage. Bei der Verwendung von Reproduktionsdaten aus realen, wahrscheinlich dichteabhängig regulierten Populationen kann $\lambda_{\max}(\text{MM})$ unterschätzt werden. Andererseits kann $\lambda_{\max}(\text{DIM})$ deutlich überschätzt werden, wenn die Reproduktion einer Population durch Umweltfaktoren in nicht dichteabhängiger Weise unterhalb des maximal möglichen gehalten wird, denn ein solcher Effekt wird nur im Matrixmodell berücksichtigt. Dies dürfte bei Bodenbrüterpopulationen der Fall sein, deren Rückgang durch gestiegene Brutverluste aufgrund von intensiver Landwirtschaft oder Prädation verursacht wird. Beispiele dafür sind lokale Populationen von Alpenstrandläufer (JOHANSSON 1998), Temminckstrandläufer (KOIVULA et al. 2008), Rotschenkel (OTTVALL & HÄRDLING 2005) und Feldlerche (KVARNBÄCK et al. 2006), für die Matrixmodelle $\lambda_{\max} < 1,0$ ergeben. Auch wenn das nicht für die gesamten Populationen dieser Arten in Skandinavien zutreffen muss, dürften diese trotzdem nicht die maximale Wachstumsrate $\lambda_{\max}(\text{DIM})$ erreichen können.

Die Konsequenz einer Unterschätzung von λ_{\max} ist ein geringerer und damit konservativer Schwellenwert. Für die Anwendung zum Schutz von Populationen kritisch sind dagegen alle Fälle, in denen der Schwellenwert überschätzt wird. Die maximale Wachstumsrate $\lambda_{\max}(\text{DIM})$ verhält sich bei Überschätzung der Überlebensrate S_{ad} konservativ. Ein Risiko besteht nur für Unterschätzungen von S_{ad} , die zur Überschätzung von $\lambda_{\max}(\text{DIM})$ führen (DILLINGHAM & FLETCHER



2008). Solche Unterschätzungen von S_{ad} können je nach Qualität der Eingangsdaten in vielen Fällen auftreten (3.4).

Diese Überlegungen belegen überzeugend, dass die mit unterschiedlichen Methoden berechneten Schwellenwerte auch eine unterschiedliche praktische Bedeutung haben. Ihre Anwendung sollte im Sinne eines „Ampel“-Systems mit drei gestaffelten Schwellenwerten für jede Art erfolgen:

- Verluste unterhalb der „grünen“ Schwelle von 0,08%-1,3% sind wahrscheinlich unbedenklich
- Verluste im Bereich der „gelben“ Schwelle von 0,3%-2,75% sollten Minderungsmaßnahmen auslösen
- Verluste nahe/oberhalb der „roten“ Schwelle von 0,7%-6,9% stellen mit großer Sicherheit eine Gefährdung der Population dar.

Bei stark gefährdeten oder sehr kleinen Populationen hat das hier entwickelte Verfahren den Nachteil, dass es keine stochastischen Schwankungen berücksichtigt. In diesen Fällen sollte zur Sicherheit zusätzlich eine Populationsgefährdungsanalyse (PVA) mit stochastischer Modellierung durchgeführt werden. Der Verzicht auf artspezifische Berechnungen, wie sie eine PVA leistet, ist daher ein Nachteil des Verfahrens, und eine ergänzende PVA ist zur Ermittlung von Schwellenwerten für stark gefährdete Arten dringend zu empfehlen. Für alle übrigen Arten ist der entscheidende Vorteil dieses Verfahrens die Unabhängigkeit von zahlreichen Einschränkungen, die u.a. die Anwendbarkeit von Populationsmodellen zur Bestimmung von praxistauglichen Schwellenwerten erschweren. Das Verfahren bietet mehrere Vorteile:

- Schwellenwerte können bereits vor Errichtung eines Offshore-Windparks und damit vor Eintreten der Verluste festgelegt werden
- Es erfordert eine sehr geringe Zahl an Eingangsgrößen
- Es ist unabhängig von der Kenntnis der Kapazitätsgrenze und Dichteabhängigkeit
- Es ist konservativ und entspricht so dem Vorsorgeprinzip
- Die Anwendung ist bereits am Beispiel von Meeressäugern und Seevögeln erprobt und international anerkannt

Da für die meisten Eingangsgrößen der Schwellenwertberechnung noch Verbesserungen der Präzision möglich sind und sich sowohl Populationsgrößen als auch demografische Parameter über die Zeit verändern, sind regelmäßige Überprüfungen und Neuberechnungen der Schwellenwerte erforderlich.



4 Anthropogene Mortalität

In großflächig von Menschen besiedelten und genutzten Gebieten wie Europa kommen ständig Vögel durch direkte menschliche Einwirkung oder als indirekte Folge menschlicher Aktivitäten ums Leben (z.B. KUBE 2002). All diese Verluste kann man als die kumulative anthropogene Mortalität in Vogelpopulationen zusammenfassen. Um einzuschätzen wie eine zu erwartende Steigerung von Vogelverlusten durch Kollisionen an (überwiegend noch nicht errichteten) Offshore-Windenergieanlagen im Vergleich mit der bisherigen anthropogenen Mortalität zu bewerten ist, wurde eine Literaturrecherche durchgeführt, mit dem Ziel die bereits bestehende anthropogene Mortalität zu quantifizieren. Diese Literaturlauswertung erhebt nicht den Anspruch auf Vollständigkeit. Sie stellt eine Auswahl der wichtigsten Ursachen für Vogelverluste in den Vordergrund, bei denen die Datenlage ausreichend ist, um begründete Schätzungen der Verluste zu ermöglichen. Solche Schätzungen lassen sich nur verwirklichen, wenn neben Literaturangaben die für eine Hochrechnung nötigen Werte aus nationalen Statistiken zur Verfügung stehen. Die Beschaffung dieser Informationen ist in der Regel mit einem nicht unerheblichen zeitlichen Aufwand verbunden und wurde daher zunächst nur für Deutschland durchgeführt. Hier konnten für die meisten anthropogenen Todesursachen Schätzungen der jährlichen Verluste realisiert und die bedeutendsten Mortalitätsursachen erkannt werden. Für einige Ursachen, die großräumig ebenfalls zu erheblichen Verlusten führen können, liegen nicht genügend Informationen vor, um verlässliche Hochrechnungen anzustellen. Dazu zählen u.a. Auswirkungen der Landwirtschaft (Pestizide, Verluste durch Mahd, Stacheldraht, Bindegarn usw.), die durchaus mehrere Mio. Opfer jährlich zur Folge haben können (siehe z.B. DONALD et al. 2001). Die Grundlagen dieser Hochrechnungen bilden allerdings oft in lokalen Studien ermittelte Verlustzahlen, deren allgemeingültiger Charakter nicht automatisch angenommen werden kann, weshalb die ermittelten Verlustschätzungen nicht unbedingt als absolute Werte anzusehen sind. Sie sind jedoch geeignet, eine Vorstellung über die Größenordnung der anthropogenen Mortalität zu geben.

Durch die Kollision an Offshore-Windenergieanlagen in der westlichen Ostsee sind vor allem schwedische und finnische Zugvögel betroffen (vgl. Kap. 2.3). Um einzuschätzen welchen Einfluss die in dem vorliegenden Bericht modellierten Kollisionszahlen auf die betroffenen Vogelpopulationen haben, wurden für vier Todesursachen, die für einen Großteil der anthropogenen Mortalität verantwortlich sind, zusätzlich die Verluste in Schweden und Finnland geschätzt.

Informationen über die Todesursachen von Vögeln können auch durch die Vogelberingung gewonnen werden. Für jede Rückmeldung eines toten, beringten Vogels wird, wenn bekannt, die Todesursache erfasst. Bei der Auswertung langjähriger Wiederfunddaten kann die prozentuale Verteilung der bekannten anthropogenen Mortalitätsursachen ermittelt und die potentiell gefährdeten Arten oder Artengruppen erkannt werden. Eine sehr detailliert Aufschlüsselung liefert der dänische Ringfundatlas (BØNLØKKE et al. 2006), wohingegen die Arbeit von HÜPPOP & HÜPPOP (2002) sowie der schwedische (FRANSSON & PETERSSON 2001) und norwegische Ringfundatlas (BAKKEN et al. 2003, 2006) nur eine Unterscheidung in aktive (Jagd, Fang) und passive (Kollision, Verschmutzung usw.) anthropogene Mortalität vornehmen. Auffällig ist, dass durch die zunehmende Technisierung der Welt der Anteil der durch passive Todesursachen verunglückten Vögel in den letzten Jahrzehnten signifikant angestiegen ist (HÜPPOP & HÜPPOP 2002).



4.1 Hauskatzen

Vögel machen in der Regel 20 - 30 % im Beutespektrum von Hauskatzen aus (BORKENHAGEN 1978, RUXTON et al. 2002, WOODS et al. 2003). Vor allem kleinere Vogelarten, die in oder in der Nähe von menschlichen Siedlungen vorkommen, sind der Mortalität durch Hauskatzen ausgesetzt. So sind beispielsweise 20 - 50 % der erbeuteten Vögel Sperlinge (BORKENHAGEN 1978, WOODS et al. 2003, BAKER et al. 2005). Zur Brutzeit im Frühling und Sommer werden mehr Vögel erbeutet als im Herbst und Winter (BORKENHAGEN 1978), was zum einen auf den höheren Anteil unerfahrener Jungvögel zum anderen auf die im Winterhalbjahr abwesenden Zugvögel zurückzuführen ist. Aus dänischen Wiederfunddaten geht hervor, dass durch Katzen fast ausschließlich Singvögel bis Drosselgröße getötet werden (BØNLØKKE et al. 2006). Darüber hinaus wird ersichtlich, dass Katzen für 10 bis 35 % der gesamten anthropogenen Mortalität der häufigen Singvogelarten verantwortlich sind (BØNLØKKE et al. 2006).

In Großbritannien fallen einer Katze durchschnittlich vier bis acht Vögel pro Jahr zum Opfer (WOODS et al. 2003, BAKER et al. 2005). Da diese Zahlen auf Studien an von Katzen eingetragenen Vögeln beruhen, kann von einer deutlich höheren Dunkelziffer ausgegangen werden, weil viele gefangene Vögel nicht registriert worden sein dürften. Nimmt man also vier bis acht pro Katze und Jahr erbeutete Vögel als für ganz Europa repräsentativ an, so fallen den etwa 9,5 Mio. in Deutschland lebenden Katzen (Stand 2006; 7,8 Mio. Hauskatzen, Quelle: www.ivh-online.de; 1,7 Mio. verwilderte Katzen, Quelle: www.tierhilfswerk.de) jährlich zwischen 38 und 76 Mio. Vögel (davon allein mind. 10 - 20 Mio. Sperlinge) zum Opfer. Von den rund 2,5 Mio. schwedischen und finnischen Hauskatzen (nicht enthalten verwilderten Katzen, Quelle: www.euromonitor.com) werden jährlich schätzungsweise 10 bis 20 Mio. Vögel erbeutet.

4.2 Kollisionen

4.2.1 Fahrzeuge

4.2.1.1 Straßenverkehr

Bereits ab einer Geschwindigkeit von 40 km/h nehmen Vögel ein sich annäherndes KFZ meist zu spät wahr (STEIOF 1996). Demzufolge sind Vögel auf nahezu allen Straßentypen potentiell gefährdet. Nach Schätzungen von FUELLHAAS et al. (1989) wurden in Westdeutschland in den 1980er Jahren jährlich 9,4 Mio. Vögel durch Kollisionen mit Straßenfahrzeugen getötet. Diese Zahlen dürften jedoch auch schon damals deutlich zu niedrig gelegen haben. Zudem sind die Todesraten durch das erhöhte Verkehrsaufkommen seither angestiegen (REICHHOLF 2003). Es gibt nur wenige Arbeiten aus denen Hochrechnungen über Vogelverluste durch den Straßenverkehr hervorgehen. SVENSSON (1998) rechnet für Schweden mit einem toten Vogel pro 10.000 durch ein Straßenfahrzeug gefahrene Kilometer. Nimmt man diese Größenordnung als allgemein gültig an, so lassen sich bei Kenntnis der jährlich durch Straßenfahrzeuge zurückgelegten Kilometer nationale Vogelverluste im Straßenverkehr abschätzen. In Deutschland werden jährlich fast 700 Mrd. Kilometer auf der Straße zurückgelegt (Stand 2006, Quelle: www.bast.de), was bedeutet, dass man von rund 70 Mio. überfahrenen Vögeln ausgehen muss. In dieser Hochrechnung sind noch nicht die Verluste, die durch Transitfahrten ausländischer Fahrzeuge verursacht werden, enthalten. Auf schwedischen Straßen werden jährlich rund 76 Mrd. km gefahren (Stand 2006,



Quelle: www.scb.se), so dass mit etwa 7,6 Mio. überfahrenen Vögeln pro Jahr gerechnet werden kann. Die in Finnland zugelassenen Straßenfahrzeuge fahren im Jahr ca. 53 Mrd. Kilometer (Stand 2007, Quelle: www.stat.fi) was etwa 5,3 Mio. Straßenverkehrsoffer zur Folge haben dürfte.

Die in Mittel- und Westeuropa am häufigsten überfahrenen Arten sind die beiden Sperlingsarten *Passer* spp. mit zusammen ca. 30 – 50 % (21 - 35 Mio.) aller überfahrenen Individuen (verschiedene Autoren in ERRITZØE et al. 2003). Die meisten Vögel werden zwischen April und September getötet, da sich dann auch die Zugvogelarten in Europa aufhalten. Additiv wirkt die erhöhte Aktivität zur Brutzeit und die Dispersion der noch unerfahrenen Jungvögel (ERRITZØE et al. 2003). Dänische Wiederfunddaten zeigen, dass der Straßenverkehr für Greifvögel, Eulen und Singvögel eine der häufigsten Todesursachen darstellt. Je nach verhaltensbedingter Exposition zur Straße macht der Tod im Straßenverkehr zwischen 10 und knapp 70 % an der gesamten anthropogenen Mortalität der häufigeren Vogelarten aus (BØNLØKKE et al. 2006).

4.2.1.2 Eisenbahn

Eine Einschätzung, wie viele Vögel jährlich durch Züge getötet werden, ist schwierig, da dieses Thema bisher so gut wie keine Erwähnung in der wissenschaftlichen Literatur fand. Für die USA nehmen ERICKSON et al. (2005) mehrere tausend Vögel pro Jahr als Opfer von Zügen an. Die in einer achtjährigen Untersuchung an einem 17 km langen Streckenabschnitt in Südsachsen gefundenen 1.052 toten Vögel (durchschnittlich 131,5 pro Jahr oder 7,7 pro km und Jahr) deuten jedoch auf wesentlich höhere Größenordnungen hin, wobei der Kollision an den Oberleitungen entlang der Trasse eine wichtige Rolle zukommt (BALDAUF 1988). Fast 70 % der gefundenen Vögel verteilen sich auf nur fünf Singvogelarten (Amsel, Singdrossel, Blau- und Kohlmeise und Buchfink). Da das Untersuchungsgebiet in einem strukturell sehr abwechslungsreichen Tal eines Mittelgebirges gelegen war, handelt es sich wahrscheinlich um eine überdurchschnittlich hohe Anzahl toter Vögel. Allerdings war die Strecke wenig und mit geringen Geschwindigkeiten befahren. Geht man für ganz Deutschland konservativ von nur einem Viertel der auf der südsächsischen Strecke ermittelten Zahlen aus, also rund 2 Vögel pro Kilometer und Jahr, so dürften auf den rund 38.000 km Bahnstrecke (Quelle: statistisches Bundesamt) jährlich mindestens 76.000 Vögel kollidieren.

4.2.1.3 Flugzeug

Die tatsächliche Anzahl der durch Kollision mit Flugzeugen zu Tode gekommenen Vögel ist schwer abzuschätzen. Vogelschlagstatistiken erfassen vor allem Kollisionen mit größeren Vögeln oder solche, die einen Schaden verursachen. Viele Ereignisse, die kleinere Arten betreffen, dürften nicht registriert werden. Für Deutschland gibt BREUER (2005) jährlich etwa 600 - 750 Vogelschläge für die zivile Luftfahrt an. Trotz viel weniger Flugstunden werden bei der Bundeswehr jährlich rund 400 Ereignisse gemeldet (RUHE 2001), was auf eine wesentlich höhere Zahl tatsächlich mit Flugzeugen kollidierender Vögel hinweist. Berücksichtigt man, dass 97 % der Flugbewegungen über Deutschland zivil sind (Quelle: Luftwaffe), so dürften die tatsächlich stattfindenden Vogelschläge durchaus im Bereich von mehreren tausend bis zehntausend im Jahr liegen. Insgesamt handelt es sich trotzdem um eine Quelle geringer anthropogener Mortalität.



4.2.1.4 Schifffahrt

Auf der Ostsee sind zu jeder Zeit etwa 2.000 größere Schiffe unterwegs (Quelle: HELCOM). Wie viele dieser Schiffe sich nur in deutschen Hoheitsgewässern aufhalten, ist nicht zu ermitteln, weshalb die Abschätzung von Kollisionsopfern auf die gesamte Ostsee zu beziehen ist. Vogelschlag betrifft vor allem Arten, die zumindest teilweise nachts ziehen und dann bei ungünstigen Witterungsbedingungen wie Nebel oder Regen die Orientierung verlieren und von beleuchteten Schiffen angezogen werden. Diese Lichtlockwirkung ist auf dem offenen Meer bei vollständiger Abwesenheit von sonstigen Lichtquellen ungleich höher als an Land. Eine Zusammenstellung der auf Ostsee-Feuerschiffen kollidierten Arten zeigt, dass ein großes Artenspektrum v.a. nachts ziehender Arten betroffen ist (HANSEN 1954). Aus HANSEN (1954) lassen sich 30 - 35 Vögel pro Jahr und Ostsee-Feuerschiff errechnen wobei die tatsächliche Kollisionsrate deutlich höher gewesen sein dürfte, da sicher viele Vögel nach der Kollision unbemerkt über Bord fielen und somit nicht erfasst werden konnten. Die Lockwirkung ist stark von der Intensität der Lichtquelle abhängig (JONES & FRANCIS 2003) und es muss daher für normale Schiffe mit weniger Opfern gerechnet werden. Nimmt man 30 Vögel pro Jahr und Schiff als tatsächlich mit tödlichem Ausgang kollidiert an, dürften über der Ostsee ca. 60.000 Vögel, v.a. Singvögel, kollidieren.

4.2.2 Vertikale Strukturen

Vögel verunglücken an diversen vertikalen anthropogenen Strukturen. Hierbei kann zwischen nachts und tagsüber angeflogenen Strukturen unterschieden werden (ERICKSON et al. 2005). Nachtziehenden Vögel können unter bestimmten Wetterbedingungen, wie niedrig hängenden Wolken, Nebel oder Sprühregen, die Orientierung verlieren und dann verstärkt von künstlichen Lichtquellen angezogen werden (VERHEIJEN 1958, AVERY et al. 1976). Diese sind Fenster von Hochhäusern oder als Luftfahrthindernis beleuchtete sonstige hohe Bauwerke, wie Funkanlagen oder Schornsteine, mit denen die Vögel, oft mit tödlichem Ausgang, kollidieren. Bei Tag kommt es an Glasscheiben (auch an kleineren Häusern) auch durch nicht ziehende Arten zu tödlichen Kollisionen. An Freileitungen und Windenergieanlagen können Vögel sowohl tagsüber (Anflug oder Stromschlag) als auch nachts (Anflug) verunglücken (siehe auch Kap. 3.3.3.1).

4.2.2.1 Kollision bei Nacht

Hochhäuser (> 40 m)

Als relevant angenommen werden Gebäude, die andere Bauwerke deutlich überragen, praktisch also mindestens 12 Stockwerke haben oder über 40 m hoch sind. In der europäischen Literatur fand der nächtliche Vogelschlag an Hochhäusern bisher kaum Beachtung. Quantitative Angaben zu verunglückten Vögeln liegen nur aus Nordamerika vor (zusammengefasst von ERICKSON et al. 2001). Beleuchtete Fenster stellen für die Vögel ein unsichtbares Hindernis dar. Langzeitstudien zeigen, dass es zu Kollisionsraten von mehreren hundert Vögeln pro Jahr und Gebäude oder alternativ rund 0,005 Kollisionen pro m² Gebäudeprofil und Jahr kommen kann, wobei hauptsächlich Singvögel betroffen sind (TAYLOR & KERSHNER 1986, EVANS OGDEN 1996, ERICKSON et al. 2001). Vieles spricht dafür, dass solch hohe Kollisionsraten v.a. an Konzentrationspunkten des Vogelzuges, wie entlang von Küstenlinien oder vor Gebirgen, zu erwarten sind. Eine Gesamtzahl der Hochhäuser in Deutschland liegt nicht vor, weshalb eine Abschätzung der jährlich



hier verunglückenden Vögel schwer ist. In den 20 einwohnerreichsten Städten stehen rund 1.400 Hochhäuser (Quelle: www.emporis.com). Für ganz Deutschland kann mit maximal 2.500 Hochhäusern gerechnet werden, an denen allein bei konservativer Annahme von durchschnittlich 50 - 100 pro Gebäude und Jahr kollidierenden, nachziehenden Vögeln zwischen 125.000 und 250.000 Vögel zu Tode kommen.

Leuchttürme an der Ostsee

An der deutschen Ostseeküste gibt es rund 25 für nachziehende Vögel potentiell gefährliche Leuchttürme. Das Kollisionsrisiko hängt dabei von der Art und Leuchtkraft der Befeuerung ab (JONES & FRANCIS 2003). Die Einschätzung der jährlichen Kollisionsraten basiert auf HANSEN (1954), der die Daten von über einem halbem Jahrhundert an dänischen Leuchttürmen verunglückten Vögeln ausgewertet hat. Dabei wurden jedoch nur in unregelmäßigen Abständen tote Vögel durch Leuchtturmwärter gesammelt, weshalb die tatsächliche Kollisionsrate mit Sicherheit höher liegt. Für die Ostsee kann man aus Daten von HANSEN (1954) im Schnitt 26 pro Leuchtturm und Jahr verunglückende Vögel errechnen. Das würde für die deutsche Ostseeküste lediglich 650 Vogelopfer jährlich bedeuten. Die tatsächliche Größenordnung dürfte jedoch eher im Bereich von einigen tausend bis zehntausend Kollisionsopfern pro Jahr liegen.

Sendemasten

Das Problem der „Towerkills“ erhält eine große Aufmerksamkeit in Nordamerika (z.B. MANVILLE 2005). Bei mehreren Langzeitstudien wurden Kollisionsraten von mehr als 1.000 Vögeln pro Jahr und Sendemast festgestellt (zusammengefasst in MANVILLE 2005). Es wurden Fälle bekannt, wo in nur einer Nacht an einem einzigen Sendemasten mehrere tausend bis über 10.000 Vögel tödlich verunglückten (SHIRE et. al 2000, KEMPER 1996). Nach Hochrechnungen von MANVILLE (2001) verunglücken in den USA jährlich 4 - 50 Mio. (38 - 472 Ind. pro beleuchtetem Sendemast) Vögel an Sendemasten. Betroffen sind vor allem nachziehende Singvögel, die von der Flugsicherungsbeleuchtung angezogen werden und dann mit den nachts unsichtbaren Abspanndrähten kollidieren (SHIRE et al. 2000). Für Europa gibt es bisher kaum Publikationen zu dem Problem der Kollision mit Sendemasten, weshalb die amerikanischen Daten für eine Abschätzung der kumulativen Mortalität dienen. In Deutschland gibt es rund 52.000 Kommunikationsantennen und -türme, darunter rund 41.000 Mobilfunkantennen (Quelle: Bundesnetzagentur). Leider wird die Montagehöhe dieser Sendemasten nicht statistisch ausgewertet (R. Doobe, Bundesnetzagentur, pers. Mitt.). Geht man davon aus, dass in den USA von 138.000 Funkanlagen 106.000 (77 %) nachts beleuchtet waren (MANVILLE 2005) und übernimmt dieses Verhältnis für Deutschland, so dürften hierzulande rund 40.000 Antennen mit Flugsicherungsbeleuchtung ausgestattet sein. Da viele dieser Anlagen in unmittelbarer Umgebung von ohnehin nachts hell beleuchteten Großstädten zu finden sind und daher von keiner starken Attraktion ausgegangen werden kann, ist die Zahl der sich potentiell durch Kollisionsrisiko auszeichnenden Sendemasten sicher niedriger. Nimmt man ihre Zahl mit 20.000 an und legt die durchschnittliche Kollisionsrate nach MANVILLE (2001) zugrunde, so dürften in Deutschland jährlich zwischen 760.000 und 9.440.000 Vögel mit Sendemasten kollidieren.



Offshore-Bauwerke

Zur Kollision eines Vogels mit einem Offshore-Bauwerk kommt es in der Regel nur nachts bei ungünstigen Witterungsbedingungen. Ziehende Vögel werden dann von der Flugsicherungsbeleuchtung auf See stärker angezogen als an Land, da keine sonstigen Lichtquellen existieren. Zudem ist der Anteil der in niedrigeren Höhen fliegenden Vögel über dem Meer höher als über Land (BRUDERER & LIECHTI 1998a), wie auch vergleichende Radaruntersuchungen im BeoFINO-Projekt gezeigt haben (OREJAS et al. 2005). Die auf der Forschungsplattform FINO 1 verunglückten Vögel zeigen, dass potentiell ein breites Artenspektrum, vor allem aber Singvögel, gefährdet ist. Besonders betroffen sind Drosseln und Stare, die zusammen über 90 % aller gefundenen Vögel stellen (OREJAS et al. 2005). Eine zuverlässige Quantifizierung der jährlichen Opfer ist jedoch aufgrund der unregelmäßigen Besuche auf der Plattform nicht sinnvoll, zudem generell viele Vögel direkt nach einer Kollision ins Wasser fallen und die wenigen auf der Plattform befindlichen Vögel zum Teil von Möwen gefressen werden (vgl. auch MÜLLER 1981).

Bis heute gibt es in der deutschen AWZ nur wenige Offshore-Bauwerke (zwei Bohrinseln und zwei Forschungsplattformen). Aus den Untersuchungen im BeoFINO-Projekt geht hervor, dass es in einigen Nächten einer Zugsaison zu verstärkten Kollisionsereignissen kommt (OREJAS et al. 2005). Legt man die von MÜLLER (1981) gezählten Kollisionen an einer einzigen Plattform in nur einer Nacht zugrunde (248 tote Individuen an Deck eingesammelt) und berücksichtigt, dass die Mehrzahl der kollidierten Vögel in Meer gefallen ist und somit nicht erfasst werden konnten, so wird deutlich, dass jährlich Vögel in der Größenordnung von einigen Tausend bis Zehntausend an den bisher bestehenden Offshore-Bauwerken verunglücken dürften. Für Kollisionen mit weiteren hohen Bauwerken wie Brücken, Schornsteine, (nachts angestrahlte) Kirchen, Turmkrane etc. konnten wegen fehlender Eingangsdaten Kollisionen nicht quantifiziert werden.

4.2.2.2 Kollisionen am Tag

Glas

In den USA verunglücken jährlich schätzungsweise rund 100 Mio. bis 1 Mrd. Vögel an Fensterscheiben (KLEM 1990, DUNN 1993). Diese Schätzungen basieren auf Extrapolationen von Daten aus Studien an repräsentativen Gebäuden. Dabei kommt es zu Kollisionsraten mit tödlichen Folgen von durchschnittlich einem bis zehn Individuen pro Gebäude und Jahr. Die Verluste könnten sogar noch höher sein, da nur etwa 50 % der Anflugopfer direkt sterben, ein gewisser Teil jedoch erst später an inneren Verletzungen eingeht (KLEM 1990, EVANS OGDEN 1996). Da es aus Europa keine vergleichbaren Daten gibt, müssen die für Nordamerika ermittelten Zahlen als auch in Europa gültig angenommen werden.

Nach Angaben des statistischen Bundesamtes (www.destatis.de, Stand 2005) gibt es in Deutschland rund 17,6 Mio. Wohngebäude. Dazu kommen etwa 1,5 Mio. Nichtwohngebäude (Quelle: Kreditanstalt für Wiederaufbau). Geht man also von amerikanischen Größenordnungen aus, so dürften allein in Deutschland zwischen 19 und 190 Mio. Vögel bei Kollisionen mit Glasscheiben sterben. In Finnland und Schweden gibt es rund 4,2 Mio. Wohn- und Nichtwohngebäude (Quellen: www.stat.fi, www.scb.se), an deren Glasscheiben jährlich zwischen 4,2 und 42 Mio. Vögel mit tödlichem Ausgang kollidieren. Betroffen sind vor allem Arten, die zur Brutzeit in der Nähe menschlicher Siedlungen vorkommen. Zur Zugzeit können aber auch viele



andere Arten betroffen sein. BUER & REGNER (2002) führen für Deutschland mind. 80 (60 Singvogelarten) als Scheibenanflugopfer erfasste Arten auf. Die Wiederfunddaten aus dem dänischen Ringfundatlas verdeutlichen, dass es sich bei Scheibenanflug um eine der häufigsten Todesursachen handelt (Tab. 73). Vor allem Singvögel aber auch schnell fliegende Greifvögel und Spechte sind betroffen. Bei vielen Arten macht die tödliche Kollision mit einer Glasscheibe über 20 %, bei einigen sogar über 50 % der gesamten anthropogenen Mortalität aus (BØNLØKKE et al. 2006).

4.2.2.3 Kollisionen bei Tag und Nacht

Windenergieanlagen

Die durchschnittliche Kollisionsrate von Vögeln mit Windenergieanlagen nimmt von der Küste in Richtung Binnenland ab (EVERAERT et al. 2002). An der Küste sind Abundanz und Artenzahl unter anderem durch eine Konzentration des Vogelzuges höher, weshalb hier auch mehr Individuen die Windparks passieren. Deutlich ist auch der Zusammenhang zwischen Standort und Kollisionsrate, wobei in der Nähe von Feuchtgebieten oder auf Gebirgrücken die meisten Opfer nachgewiesen wurden (HÖTKER et al. 2005, HÖTKER 2006). Mit zunehmender Größe der Windenergieanlagen scheint sich die Kollisionsrate zu erhöhen (HÖTKER et al. 2005). Dieser Effekt ist jedoch statistisch nicht signifikant. Tagsüber kollidieren vor allem große, schlecht manövrierfähige Arten, während es zur Zugzeit nachts bei ungünstigen Witterungsbedingungen prinzipiell durch alle Arten zur Kollision kommen kann. Additiv wirkt dann die Flugsicherungsbeleuchtung und zusätzlich der sich bewegende Rotor (HORCH & KELLER 2005). Die weltweit ermittelten Kollisionsraten verschiedener Studien liegen im Bereich von 0 bis 64 Vögeln (Mittel 6,9; Median 1,8) pro Windenergieanlage und Jahr, wobei jedoch aufgrund methodischer Schwierigkeiten von höheren tatsächlichen Opferzahlen ausgegangen werden kann (s. auch Kap. 3.3.3.1, HÖTKER 2006). Für nationale Hochrechnungen sollten Opferzahlen eher im Bereich des Median angenommen werden, da Kollisionsraten von mehr als fünf Vögeln pro Windenergieanlage und Jahr vorrangig bei Windparks in ungünstigen Standorten ermittelt wurden (HÖTKER 2006). Legt man für ganz Deutschland den von HÖTKER et al. (2005) ermittelten Median von 1,7 Vögeln pro Anlage und Jahr zugrunde, so verunglücken an den rund 19.000 Windenergieanlagen (Quelle: DEWI, Stand: Juni 2007) rund 30.000 Vögel jährlich. Bisher wurden in Deutschland rund 90 Vogelarten als Kollisionsopfer an Windenergieanlagen festgestellt, von denen Greif- und Watvögel sowie Tauben und Segler besonders betroffen zu sein scheinen (Daten der zentralen Fundkartei des LUA Brandenburg, DÜRR in HÖTKER 2006). Von den arten- und individuenreichen Singvögeln gibt es verhältnismäßig wenig Funde, was zum Teil mit der geringen Größe und der damit verbundenen geringeren Auffindwahrscheinlichkeit zusammenhängt.

Freileitungen

Das Stromnetz in Deutschland wird in Übertragungsnetz (Hoch- und Höchstspannung) und Verteilungsnetz (Mittel- und Niederspannung) unterteilt. Der überwiegende Teil (96 %) des Übertragungsnetzes besteht aus Freileitungen (rund 107.000 km). Das Mittel- und Niederspannungsnetz ist vor allem als Kabel verlegt und besteht zu nur 30 % (rund 148.000 km) bzw. zu 15 % (rund 160.000 km) aus Freileitungen (Quelle: Verband der Netzbetreiber, www.vdn-berlin.de). Hierzu kommt noch das rund 7.600 km lange Mittelspannungs-Freileitungsnetz der Bahn



(Quelle: Deutsche Bahn). Zur Länge des Telefonfreileitungsnetzes konnten keine Angaben recherchiert werden.

An allen Leitungstypen und dazugehörigen Masten kann es zur Kollision durch Vögel kommen, wobei potenziell jede Art betroffen sein könnte. In wichtigen Durchzugs- oder Rastgebieten können die Verluste mehrere hundert Vögel pro Jahr und Kilometer Freileitung erreichen (KOOPS 1987, LÖSEKRUG 1997). Tagsüber sind hohe Verluste besonders an Orten hoher Vogelkonzentrationen, wie Feuchtgebieten, beobachtet worden (z.B. LÖSEKRUG 1997, MANVILLE 2005). Opfer in sonstigen Gebieten sind v.a. unerfahrene Jungvögel oder Zugvögel, die bei dichtem Nebel kollidieren (HEIJNIS 1980). Bei einigen großen Arten kann der Kollisionstod an Freileitungen die Hauptmortalitätsursache ausmachen (ERICKSON et al. 2001, 2005, HAAS et al. 2003). Als potentiell am stärksten gefährdet müssen nachziehende Vogelarten (v.a. Singvögel) angesehen werden, da die oft sehr hoch verlaufenden Hoch- und Höchstspannungsleitungen und Masten nachts nicht wahrnehmbar sind (BERNSHAUSEN et al. 1997, HAAS et al. 2003). Für die Niederlande extrapolierte KOOPS (1987) 0,75 bis 1 Mio. jährlich (163 bis 217 Vögel*km¹*a⁻¹) an Hochspannungsleitungen verunglückende Vögel. BERNSHAUSEN et al. (1997) extrapolierten für das deutsche Binnenland 6,5 tote

Vögel pro Kilometer und Jahr, wobei allerdings nur ein sehr kurzer Untersuchungszeitraum zu Grunde gelegt wurde. Die tatsächliche mittlere Kollisionsrate dürfte höher als die von BERNSHAUSEN et al. (1997) angenommene aber auch deutlich unter der von KOOPS (1987) aus den stark marin geprägten Niederlanden liegen. Nimmt man willkürlich 50 Kollisionsopfer pro Kilometer und Jahr an, bedeutet das, dass jährlich etwa 5,4 Mio. Vögel allein an Hoch- und Höchstspannungsleitungen in Deutschland verunglücken.

Wie viele Vögel an Mittel- und Niederspannungsleitungen verunglücken, konnte aufgrund mangelnder Eingangsdaten nicht hochgerechnet werden. Fest steht, dass Leitungen, die in der Nähe von offenen Wasserflächen und Feuchtgebieten verlaufen oder diese überqueren, für niedrig fliegende Wasser- und Watvögel ein Kollisionsrisiko darstellen (LÖSEKRUG 1997). Dänische Wiederfunde zeigen, dass die Kollision mit Freileitungen für den Höckerschwan die weitaus häufigste anthropogene Todesursache ist (BØNLØKKE et al. 2006).

Neben der Kollision an Freileitung soll hier kurz auf die Problematik des Stromschlages eingegangen werden. Betroffen sind dabei vor allem größere Arten, wie Greifvögel, Störche, Eulen und Rabenvögel, die die Masten als Sitzwarten nutzen und z.T. sogar auf ihnen brüten (HAAS et al. 2003). Dies wird auch durch die Daten des dänischen Ringfundatlas gestützt. Für manche Arten, wie den Weißstorch, stellt danach der Stromtod die hauptsächliche anthropogene Todesursache dar (BØNLØKKE et al. 2006). Besonders problematisch sind Mittelspannungsleitungen (die Spannung in Niederspannungsleitungen ist i.d.R. ungefährlich), da es wegen der geringen Abstände der Leitungen untereinander und der für Vögel oft verheerend positionierten Isolatoren leicht zur Überbrückung von Spannungspotenzialen und damit zur Erdung mit meist tödlicher Folge kommen kann (LANGGEMACH 1997). Landesweite Hochrechnungen über Stromschlagopfer existieren nicht. Nimmt man jedoch pro Mittelspannungsmasten (bei maximalem Mastabstand von 200 m mind. 5 Masten pro 1 km Freileitung) nur einen toten Vogel pro Jahr an, so dürften allein in Deutschland wenigstens rund 740.000 Vögel der ohnehin nicht sehr individuenreich vorkommenden größeren Arten durch Stromschlag ums Leben kommen.



4.3 Seevogel-Mortalität

Fischerei

Tauchende Wasservögel, wie (See)Taucher, Kormorane, Meeres- und Tauchenten oder Alkenvögel erleiden jährlich hohe Verluste durch das Ertrinken in Fischereigeräten, wie Stellnetzen oder Reusen. Zum Umfang der Verluste liegen zahlreiche lokale Untersuchungen aus dem Ostseeraum vor, die für einzelne Arten Verluste von deutlich mehr als 10.000 Individuen je Winter belegen (R. ZYDELIS, J. BELLEBAUM et al., unveröffentlicht). In Nord- und Ostsee ertrinken jährlich 100.000-200.000 Vögel in Stellnetzen (ŽYDELIS et al. 2009).

Verölung

Zusätzlich zu tauchenden Arten können durch Verölung alle sonstigen Wasservögel sowie zusätzlich Möwen und Watvögel zu Schaden kommen (BURGER 1997). Am stärksten sind solche Arten gefährdet, die die meiste Zeit auf der Wasseroberfläche verbringen (WIESE 2003, LARSEN et al. 2007).

Das Hauptproblem sind dabei nicht die einzelnen Havarien großer Tanker, sondern die dauerhafte, chronische Ölverschmutzung der Meere durch von der Industrie über Flüsse eingeleitete Ölrückstände und die illegale Ölentorgung von Schiffen. Durch den hydrophoben Charakter von Öl verliert das Gefieder von Wasservögeln bei Kontakt die überlebensnotwendige wasserabweisende Schutzschicht. Darüber hinaus kann es durch Vergiftung zur Schädigung kommen (z.B. WIESE et al. 2001). Generell kann ein verölter Vogel als Verlust angenommen werden.

Seevogelbestände sind vor allem deshalb gefährdet, weil es sich bei fast allen betroffenen Arten um solche mit geringen Reproduktionsraten aber dafür hohen Altvogelüberlebensraten handelt, die diese Ausfälle schlecht kompensieren können. Der überwiegende Teil der Ölopfer sind überwinternde Wasservögel. Welche Verölungsraten beobachtet werden, hängt vor allem von der Abundanz der in den betroffenen Gebieten anwesenden Arten ab (CAMPHUYSEN & HEUBECK 2001). Die am häufigsten verwendete Methode zur Quantifizierung von Verölungsopfern ist das Spülsaummonitoring (beached bird survey, BBS). Wie viele verölte Vögel angespült werden, hängt dabei stark von der Entfernung des Ereignisses von der Küste sowie der vorherrschenden Windrichtung ab (CAMPHUYSEN & HEUBECK 2001, WIESE 2003).

Auf der Ostsee überwintern schätzungsweise 9 Mio. Vögel, von denen fast die Hälfte Eisenten sind (DURINCK et al. 1994). LARSSON & TYDÉN (2005) erfassten für die Eisente die Verluste durch Verölung in einem der Haupttrastgebiete der Art und führten dafür Zählungen von Land aus und Untersuchungen in Stellnetzen ertrunkener Vögel durch, um die Verölungsrate zu ermitteln. Nach ihren Hochrechnungen verenden allein vor Gotland jährlich über 100.000 Individuen an den Folgen von Öl.

4.4 Jagd und Wilderei in Europa

Das Problem der Jagd und der Wilderei muss in einem gesamteuropäischen Kontext betrachtet werden, da es auf nationaler Ebene starke Unterschiede in der Zusammensetzung der bejagten Arten und im Jagddruck gibt. Während in Nord-, Ost- und Mitteleuropa vorwiegend Wasser-,



Hühner- und Krähenvögel geschossen werden und es kaum das Problem der illegalen Jagd gibt (Ausnahme Russland), werden von west- und südeuropäischen Jägern und Wilderern nahezu alle Arten, besonders Tauben, Wat- und Singvögel, bejagt. Die bisherige Quantifizierung von Opferzahlen bezog sich nur auf Deutschland bzw. Dänemark und Schweden. Bei einer nur auf Nord- und Mitteleuropa beschränkten Betrachtung dieses anthropogenen Mortalitätsfaktors würden die Verluste von einer Reihe nur im Mittelmeerraum bejagten ziehenden Arten allerdings deutlich unterschätzt werden. Aus diesem Grund wurde für dieses Unterkapitel eine Betrachtung dieser Todesursache auf gesamteuropäischer bzw. westpaläarktischer Ebene gewählt. Das daraus resultierende Problem der Vergleichbarkeit der ermittelten Opferzahlen wird hierbei in Kauf genommen. Es soll vor allem das Ausmaß der Jagd und Wilderei verdeutlicht werden.

Laut EU-Vogelschutzrichtlinie von 1979 (VRL) sind in Europa 82 Vogelarten (24 Arten generell in allen Ländern) jagdbar. Dies betrifft 25 Entenartige, 22 Regenpfeiferartige (inkl. 6 Möwenarten), 15 Hühnervogel-, 12 Singvogel-, 5 Tauben- und 3 Rallenarten. Darüber hinaus gibt es für weitere 17 Arten (v.a. Singvögel) Sondergenehmigungen in einzelnen Ländern bzw. Regionen (HIRSCHFELD & HEYD 2005). Auf der Basis von nationalen Jagdstatistiken und Hochrechnungen geben HIRSCHFELD & HEYD (2005) für Europa jährlich mindestens rund 102 Mio. geschossene und gefangene Individuen an, davon rund 7,7 Mio. Gänse und Enten (allein 4,4 Mio. Stockenten), 33,5 Mio. Hühnervögel (viele davon extra zu Jagdzwecken ausgesetzt), 4,2 Mio. Regenpfeiferartige (allein 2,7 Mio. Waldschnepfen), 18,6 Mio. Tauben (allein 15,6 Mio. Ringeltauben), 37,4 Mio. Singvögel (ca. 30 Mio. Drosseln, *Turdus* ssp.). Die Autoren gehen davon aus, dass es sich real um deutlich mehr Jagdopfer handelt, da Jagdstrecken nur die erlegten und gefundenen Vögel angeben und viele weitere Vögel angeschossen oder nicht gefunden werden (vgl. auch MOOIJ 2005).

Aus HIRSCHFELD & HEYD (2005) lassen sich die jährlichen nationalen Abschusszahlen entnehmen. Schließt man die extra zu Jagdzwecken ausgesetzten Hühnervögel (v.a. Fasan) aus den Jagdstatistiken aus, so werden in Deutschland rund 1,9 Mio. Vögel pro Jahr geschossen. In Finnland und Schweden zusammen betrifft dies jährlich etwa 1,2 Mio. Vögel. Betroffen sind vor allem Enten, Gänse, Möwen, Tauben und Krähenvögel. Vergleicht man die jagdbedingten Verluste dieser Arten in Nord- und Mitteleuropa mit denen in Frankreich (rund 10 Mio. Abschüsse pro Jahr), so wird deutlich, dass es europaweit einen stark unterschiedlichen Jagddruck gibt (vgl. auch MCCULLOCH et al. 1992). Nimmt man die fast nur in den Mittelmeeranrainerstaaten jagdbaren kleineren Singvögel (Lerchen, Drosseln usw.) und Watvögel dazu, so wird ersichtlich, dass allein in Frankreich ein Viertel der in ganz Europa legal geschossenen Vögel erlegt werden.

Wie bereits erwähnt gibt es neben der legalen Jagd im gesamten Mittelmeerraum das schwer zu quantifizierende Problem des illegalen Fanges und Abschusses, durch das fast alle durchziehenden Arten betroffen sind. BERTHOLD (1990) schätzt, dass jährlich allein in Italien 175 Mio. und im gesamten Mittelmeerraum mehrere hundert Mio. Kleinvögel gewildert werden. Von bis zu einer Mrd. jährlich legal und illegal geschossenen und mit Fallen gewilderten Vögeln geht MAGNIN (1991) aus, der allein für Greifvögel und Störche über 100.000 Jagdopfer annimmt.

Die legale und illegale Jagd auf Vögel hat wahrscheinlich den stärksten Einfluss auf Vogelbestände. Bei allen Arbeiten oder Atlanten über die Wiederfunde beringter Vögel wird selbst bei geringer Stichprobe eine Unterscheidung in aktive und passive anthropogene Todesursachen vorgenommen. Das zeigt die Bedeutung dieses anthropogenen Einflusses. Bei fast allen Wasser- und Watvögeln (oft mehr als 90 %), vielen Greif- und Schreitvögeln (bis über 50 %), Tauben (bis 95 %), nahezu allen mittelstreckenziehenden Singvögeln (für Drosseln bis über 90 %) und Rabenvögeln (um 90 %) stellt die Jagd die anthropogene Haupttodesursache dar (FRANSSON &



PETTERSSON 2001, HÜPPOP & HÜPPOP 2002, BAKKEN et al. 2003, 2006, BØNLØKKE et al. 2006, HEINICKE & KÖPPEN 2007).

4.5 Übersicht anthropogene Mortalität

Die Zusammenstellung der kumulativen anthropogenen Mortalitätsursachen von Vögeln zeigt, dass es viele anthropogene Gefahrenquellen gibt (Tab. 72). Je nach zugrunde liegender Schätzung dürften in Deutschland jährlich zwischen 140 und 360 Mio. Vögel durch anthropogene Einflüsse sterben. Davon ausgenommen sind Vögel, die der Verölung und der Fischerei zum Opfer fallen, da diese Todesursachen für den Bereich der gesamten Ostsee betrachtet wurden. Durch die Jagd verlieren in Deutschland nur verhältnismäßig wenige Vögel bestimmter Artengruppen ihr Leben. Europaweit sterben dagegen durch die legale und illegale Nachstellung von Jägern und Fallenstellern jährlich mehrere hundert Mio. Vögel. Es gibt kaum eine Art, die von der Jagd nicht betroffen ist.

Die für die Offshore-Windenergieanlagen im deutschen Teil der westlichen Ostsee modellierten Kollisionsopferzahlen können nicht in Beziehung zu den jährlichen anthropogenen Gesamtverlusten gesetzt werden, da die in Deutschland durch anthropogene Einflüsse ums Leben kommenden Vögel nicht solchen Populationen angehören, die über die westliche Ostsee fliegen. Davon sind vor allem nord- und nordosteuropäische Populationen von Zugvögeln betroffen (siehe unten). Die für Deutschland ermittelten Zahlen sollen vielmehr dazu beitragen, eine Vorstellung über die Größenordnung der anthropogenen Mortalität zu bekommen.



Tab. 72: Schätzung der jährlichen anthropogenen Mortalität (gerundet) in Deutschland (DE), bzw. Deutschland, Finnland (FIN) und Schweden (SWE) zusammen. Für Jagd und Wilderei wurden zusätzlich gesamteuropäische Zahlen geschätzt.

anthropogene Todesursache	hauptsächlich betroffene Vögel	Todesrate (Ind. * a ⁻¹)		
		DE	DE+FIN+SWE	Europa
Hauskatzen	Landvögel	40-80 Mio.	50 - 100 Mio.	
Kollision mit Fahrzeugen	Landvögel	70 Mio.		
Anflug an Straßenfahrzeug	Landvögel	70 Mio.	85 Mio.	
Anflug an Eisenbahn	Landvögel	100.000		
Anflug an Flugzeugen	Landvögel	1.000-10.000		
Anflug an Schiffen ¹⁾	Landvögel		60.000	
Kollision mit vertikalen Strukturen	Landvögel	30 – 200 Mio.		
Hochhäuser	Landvögel	100.000		
Sendemasten	Landvögel	1 - 10 Mio.		
Offshore-Bauwerke	Landvögel	10.000 – 100.000		
Glasscheiben	Landvögel	20 – 200 Mio.	20 - 200 Mio.	
Windenergieanlagen	Wasser- und Landvögel	10.000		
Freileitungen	Wasser- und Landvögel	100.000		
Stromschlag	Große Landvögel	1 Mio.		
Fischerei Beifang¹⁾	Wasservögel		10.000 - 50.000	
Ölverschmutzung¹⁾	Wasservögel		100.000 – 1 Mio.	
Jagd	Wasser- und Landvögel	2 Mio.	3 Mio.	100 Mio.
Wilderei	Landvögel			100 Mio. - 1 Mrd.
Kollision (modelliert) an Offshore-Windenergieanlagen der westl. Ostsee (volle Ausbaustufe)²⁾	Landvögel (nachts ziehend)	94.000 – 0,9 Mio.	190.000 – 1,9 Mio.	

1) Verlustzahlen für die gesamte Ostsee hochgerechnet; die Nordsee wurde nicht berücksichtigt

2) Berechnungsgrundlage: Brutbestände und Mittel aus Windszenarien

Vier der hier berücksichtigten Todesursachen sind für einen Großteil der gesamten anthropogenen Vogelverluste verantwortlich. Diese Todesursachen spiegeln sich auch in Wiederfundstatistiken als die bedeutendsten wider. (Tab. 73). Welcher Mortalitätsfaktor den stärksten Einfluss auf den Bestand hat, hängt von der verhaltensbedingten Exposition einer Vogelart gegenüber der jeweiligen Gefahrenquelle ab. Eine der Haupttodesursachen von Vögeln bildet die schwer zu quantifizierende legale und illegale Jagd. Aus Wiederfundstatistiken wird deutlich, dass sie für viele Arten die mit Abstand häufigste Todesursache ist. Ein weiteres, wohl oft unterschätztes Problem, resultiert aus der Verglasung unserer Welt. Der Tod durch Kollision an dem unsichtbaren Hindernis Glasscheibe ist der gewichtigste Mortalitätsfaktor für viele Vogelarten. Betroffen sind vor allem Singvögel. Durch Hauskatzen und den Straßenverkehr werden etwa gleich viele Vögel getötet. Auf europäischem Level sterben durch diese beiden Gefahrenquellen jeweils weniger Vögel als bei Scheibenanflügen oder durch die Jagd. Hauskatzen erbeuten überwiegend Singvögel. Dem Straßenverkehr fallen vor allem Eulen aber auch Greif- und Singvögel zum Opfer. Eine weitere anthropogene Gefahrenquelle mit hohen Verlusten stellen Aktivitäten der Landwirtschaft dar (Pestizideinsatz, Maht zur Brutzeit, Stacheldraht, usw.). Eine Schätzung der Verluste war jedoch



aufgrund mangelnder Datengrundlage nicht möglich, sie könnten jedoch durchaus im Bereich von mehreren Mio. Individuen pro Jahr liegen (vgl. DONALD et al. 2001).

Andere anthropogene Mortalitätsursachen sind vergleichsweise unbedeutend. Durch die Kollision an Fahrzeugen, die sich nicht auf der Straße fortbewegen (Eisenbahn, Schiffe und Flugzeuge), kommen in Deutschland nach dieser Studie weniger als 200.000 Vögel jährlich ums Leben. Das sind nur etwa 0,3 % der angenommenen Opfer im Straßenverkehr. Neben den hohen Verlusten an den Glasscheiben von Häusern gibt es an vielen vertikalen Strukturen Kollisionen, die allerdings für nur verhältnismäßig wenige Opfer zuständig sein dürften. Z.B. kollidieren in Deutschland an Windkraftanlagen an Land vermutlich weniger als 50.000 Vögel jährlich und damit nur etwa 0,05 – 0,5 % der Vögel, die durch Anflüge an Glasscheiben sterben.

Tab. 73: Prozentuale Verteilung der durch Wiederfunde ermittelten, anthropogenen Todesursachen ausgewählter, häufig beringter Arten (nach BØNLØKKE et al. 2006).

Vogelart	Anthropogene Todesursache (in %)					
	Katzen	Verkehr	Scheiben	Jagd	Freileitung	andere
Weißstorch				33	48	19
Stockente		1		97		2
Reiherente		1		86		13
Mäusebussard		26		51	11	13
Sperber		18	46	6	8	20
Austernfischer		6		83		11
Bekassine				99		1
Lachmöwe		12		70	6	12
Ringeltaube				95		5
Waldkauz		68		5	5	22
Buntspecht	6	38	22	28		6
Rauchschwalbe	10	52		10	7	21
Rotkehlchen	18	18	11	44		9
Zaunkönig	34	25		14		17
Amsel	18	33	15	20		14
Singdrossel			3	88		9
Mönchsgrasmücke	13	9	29	36		13
Kohlmeise	30	11	22			37
Nebelkrähe				96		4
Haussperling	18	46	5	21		10
Buchfink	16	26	34	8		16

Sollte es in der westlichen Ostsee zur Errichtung aller bisher geplanten Offshore-Windenergieanlagen kommen, wäre auf Grundlage der im Rahmen dieses Forschungsvorhabens modellierten Schätzwerte anzunehmen, dass jährlich zwischen 190.000 und 1,9 Mio. Vögel durch Kollision an Windenergieanlagen ums Leben kommen (Kap. 3.3.3.8, Tab. 41, Tab. 72). Durch diese Verlustursache sind vor allem die Populationen schwedischer und finnischer Zugvögel bedroht (vgl. Kap. 2.3). Um die aus dem Kollisionsmodell gewonnene Zahlen der bereits bestehenden anthropogenen Mortalität dieser Populationen gegenüberzustellen, wurde für die beiden Länder Schweden und Finnland die Opferzahlen der vier Todesursachen, die die Mehrzahl der Vogelverluste verantwortlich sind, ermittelt (Tab. 74). Bezogen auf diese vier Haupt-Todesursachen anthropogenen Ursprungs wird es je nach zugrunde liegender Schätzung bei voller



Ausbaustufe der Offshore-Windenergieanlagen zu einer Erhöhung der anthropogenen Mortalität kommen, die im Bereich von etwa 0,7 % und 2,5 % liegt (Tab. 74). Unter Berücksichtigung weiterer, nicht genau quantifizierbarer Kollisionsopfer (z.B. Landwirtschaft, Kollisionen an Gebäuden) lägen die berechneten Prozentsätze entsprechend niedriger.

Berücksichtigt man allerdings, dass es sich bei den hochgerechneten Opferzahlen zu einem nicht unerheblichen Teil um Verluste unter nicht ziehenden Arten handelt, welche niemals die westliche Ostsee überqueren, so muss in Bezug auf Zugvogelpopulationen von einer Steigerung der anthropogenen Mortalität ausgegangen werden, die über den hier berechneten Werten liegt.

Tab. 74: Gegenüberstellung der Opferzahlen der vier häufigsten Todesursachen und der Vogelverluste an Ostsee-Offshore-Windenergieanlagen in der westlichen Ostsee

Anthropogene Todesursache	Finnland und Schweden	
	minimal	maximal
Hauskatzen	9.500.000	19.000.000
Straßenfahrzeuge	13.000.000	13.000.000
Glas	4.200.000	42.000.000
Jagd	1.200.000	1.200.000
Gesamt	27.900.000	75.200.000
Kollision (modelliert) an Offshore-Windenergieanlagen der westlichen Ostsee (volle Ausbaustufe) ¹⁾	190.000	1.900.000
Steigerung der anthropogenen Mortalität	0,7 %	2,5 %

1) Berechnungsgrundlage: Brutbestände und Mittel aus Windszenarien



5 Synthese

5.1 Hauptergebnisse des Forschungsvorhabens

Im jüngst ausgelegten Umweltbericht zum Entwurf des Raumordnungsplans für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone wurde die mögliche Gefährdung des Vogelzuges gemäß § 3 SeeAnIV durch den Ausbau der Windenergienutzung auf See wie folgt beurteilt (www.bsh.de):

„Generell gilt, dass eine Gefährdung des Vogelzugs nicht schon dann vorliegt, wenn die abstrakte Gefahr besteht, dass einzelne Individuen bei ihrem Durchzug durch einen Offshore-Windenergiepark zu Schaden kommen. Eine Gefährdung des Vogelzuges ist erst dann gegeben, wenn ausreichende Erkenntnisse die Prognose rechtfertigen, dass die Anzahl der möglicherweise betroffenen Vögel so groß ist, dass unter Berücksichtigung ihrer jeweiligen Populationsgröße von einer signifikanten Beeinträchtigung einzelner oder mehrerer verschiedener Populationen mit einer hinreichenden Wahrscheinlichkeit ausgegangen werden kann. Dabei ist die biogeografische Population der jeweiligen Zugvogelart Bezugsgröße für die quantitative Betrachtung.

Es besteht Einvernehmen darüber, dass nach der bestehenden Rechtslage einzelne Individuenverluste während des Vogelzuges akzeptiert werden müssen. Insbesondere ist zu berücksichtigen, dass der Vogelzug an sich schon viele Gefahren birgt und die Populationen einer harten Selektion unterzieht. Die Mortalitätsrate kann bei kleinen Vögeln ca. 60 bis 80 % betragen, bei größeren Arten ist die natürliche Sterblichkeitsrate geringer. Auch haben die einzelnen Arten unterschiedliche Reproduktionsraten, so dass der Verlust von Individuen für jede Art von unterschiedlicher Tragweite sein kann.

Ein gemeingültiger Akzeptanzgrenzwert konnte mangels hinreichender Erkenntnisse bisher noch nicht ermittelt werden. Zumindest als Orientierung kann jedoch der in Fachkreisen bei avifaunistischen Betrachtungen vielfach verwendete Schwellenwert von einem Prozent herangezogen werden.“

Zur Prognose des Einflusses von Kollisionen mit Offshore-Windenergieanlagen auf Zugvogelpopulationen wurden in den letzten Jahren zwei Typen von Modellen eingesetzt:

- Kollisionsmodelle (BAND et al. 2005, CHAMBERLAIN et al. 2006, DESHOLM & KAHLERT 2006, HÜPPOP et al. im Druck)
- Populationsmodelle (DIERSCHKE et al. 2003, HÖTKER et al. 2005, DESHOLM 2006, HÜPPOP et al. im Druck)

Außerdem haben seit 1990 zahlreiche Studien anhand von Beringungsdaten Überlebensraten in Vogelpopulationen ermittelt. Die vorliegende Studie führt erstmals diese Ansätze in einem mehrstufigen Verfahren zusammen und demonstriert die Möglichkeit, die Entwicklung von Zugvogelpopulationen unter dem Einfluss von Kollisionen mit Windenergieanlagen auf der Grundlage der Ergebnisse eines Kollisionsmodells und von populationsspezifischen Überlebensraten zu modellieren. Das Hauptziel dieses Forschungsvorhabens bestand darin, Schwellenwerte für die Gefährdung des Vogelzuges als fachliche Grundlage für die künftige planerische Ausgestaltung der Offshore-Windenergienutzung in der westlichen Ostsee zu ermitteln. Die in den beiden Hauptkapiteln (Beschreibung des Vogelzuges, Modellierungen)



präsentierten Ergebnisse zeigen auf, dass es insbesondere in Hinblick auf das Kollisionsmodell (Meideverhalten & Lockwirkung) nach wie vor an einigen essentiellen Grundlagendaten für die Prognose eines zulässigen Ausbaugrades mangelt. Unabhängig von dieser Feststellung wurden im Rahmen der Untersuchungen und Analysen wesentliche Erkenntnisse erzielt, die:

- eine Fokussierung künftiger Untersuchungen auf die durch Kollisionen an Offshore-Windenergieanlagen in der westlichen Ostsee potentiell gefährdeten Vogelarten erlaubt,
- auf der Basis der Validierung des vorhandenen Datenbestandes fachliche Empfehlungen für ein zielführendes betriebsbegleitendes Monitoring ermöglichen, und
- bestehende planerische und naturschutzfachliche Probleme aufzeigen und mögliche Lösungswege skizzieren.

Die möglichen Auswirkungen von Kollisionen wurden in den Szenarien für 8 bzw. 19 Offshore-Windparks aufgrund der Ergebnisse der Kollisionsmodellierung (Kap. 3.3) simuliert und beruhen damit auch auf den dort getroffenen Annahmen zum Kollisionsrisiko. Wenn diese Annahmen zutreffen, sind diese Szenarien zur *konkreten* Beurteilung der Auswirkungen eines bestimmten Ausbaugrades auf Zugvogelpopulationen geeignet. Sollten die modellierten Kollisionsraten zu hoch (oder zu niedrig) sein, so würden auch die Auswirkungen auf die Populationen zu hoch (zu niedrig) ausfallen. Das 1 %- und das 5 %-Szenario simulieren dagegen unabhängig von den Annahmen eines Kollisionsmodells die Auswirkungen einer jeweils im Herbst und Frühjahr erhöhten Mortalität. Solche Szenarien sind zur Ermittlung eines *allgemeinen* populationsbiologischen Schwellenwertes geeignet, lassen jedoch die Frage offen, wann bzw. unter welchen Bedingungen dieser Schwellenwert im Zuge des Ausbaus der Offshore-Windkraft erreicht wird.

Aufgrund der in der vorliegenden Studie gewonnenen Erkenntnisse erscheint die Bestimmung *allgemeiner* Schwellenwerte aufgrund populationsbiologischer Daten leichter bzw. zu einem früheren Zeitpunkt erreichbar als die Bestimmung *konkreter* Schwellenwerte in Form eines maximal zulässigen Ausbaugrades von Offshore-Windparks. Dies rührt daher, dass allgemeine Schwellenwerte nicht auf einem Kollisionsmodell beruhen und ihre Festlegung deshalb nicht auf die vorherige Quantifizierung des Verhaltens von Vögeln an Offshore-Windenergieanlagen angewiesen ist. Die für die Kollisionsmodellierung notwendigen Untersuchungen aus dem betriebsbegleitenden Monitoring (oder ersatzweise begründete Annahmen) kommen bei diesem Vorgehen erst zum Tragen, wenn eine Prognose über die Einhaltung der Schwellenwerte bei einer bestimmten Ausbaustufe der Offshore-Windenergie zu treffen ist.

Im Rahmen dieser Synthese werden Handlungsempfehlungen für die Politik, die zuständigen Behörden und insbesondere die künftigen Betreiber von Offshore-Windparks formuliert. Diesen Empfehlungen sollen aber zunächst noch einmal die wesentlichen Ergebnisse des Forschungsvorhabens als Thesen vorangestellt werden.

1.

Die Analyse von Wiederfinden beringter Vögel gibt einen Eindruck über die zurückgelegten Zugwege. Im vorliegenden Projekt diente dieser Arbeitsschritt dem Erkennen von Brutregionen (Populationen) für einige der untersuchten Zugvogelarten. Dieser Befund ermöglichte in weiteren Arbeitsschritten



1. die Definition von Eingangsparametern für die Kollisionsmodellierung und
2. eine Plausibilitätsprüfung der Quantifizierung von Zugruten für Nachtzieher mittels Vertikalradar.

2.

Durch Sichtbeobachtungen ließen sich in der westlichen Ostsee Zugruten und -wege für Seetaucher, Meerestenten, Schwäne, Mittelsäger, Gänse, Möwen, Seeschwalben und Alken bestimmen. Am Beispiel der Raubmöwen konnten wir zeigen, dass dies selbst für vergleichsweise seltene Arten möglich ist (KUBE et al. 2007). Für Greifvögel lassen sich repräsentative Daten nur im Bereich von Zugtrichtern im Küstenbereich erheben (Falsterbo, Fehmarn, Darßer Ort). In Bezug auf tagziehende Singvögel und Tauben können durch Sichtbeobachtungen nur 5-10 % des Zugvolumens erfasst werden. Die Masse der Individuen fliegt oberhalb des erfassbaren Bereiches. Vergleichbar klein sind die registrierbaren Anteile am Zugvolumen für Lappentaucher, Graureiher, Gründelenten, Tauchenten, Zwerg- und Gänsesäger, Rallen und Watvögel, die entweder überwiegend nachts oder in großer Höhe die westliche Ostsee überfliegen.

3.

Die Analyse von Zugwegen der registrierbaren Arten ergab, dass sich aufgrund von artspezifischen Unterschieden in der westlichen Ostsee abseits des Fehmarnbells keine besonderen Bündelungsräume für den Vogelzug (übergreifend für mehrere Arten) differenzieren lassen (Kap. 2.4.2.2). Während des Frühjahrszuges sind jedoch gewisse Bündelungseffekte an exponierten Stellen zu erwarten (z.B. Darßer Ort und Rügen). Von herausragender Bedeutung für tagziehende Nicht-Singvögel sind die dänischen Inseln mit dem Fehmarnbelt und die küstennahen Meeresgebiete bis ca. 5 km Küstenentfernung.

4.

Durch die Kalibrierung von vertikal rotierenden Schiffsradargeräten konnte gezeigt werden, dass an Standorten mit konstanter Antennenausrichtung (Küsten, Plattformen) mittels Vertikalradar zumindest während des Heimzuges plausible Schätzwerte für Zugruten während der Dunkelheit ermittelt werden können, wenn die Geräte kalibriert sind und geeignete Erfassungsmodi angewendet werden (vgl. auch SCHMALJOHANN et al. 2008). Mit einem 25 kW Schiffsradar können Zugruten bis 1.400 m Höhe ermittelt werden. Für 10 kW Geräte ist die Reichweite auf 900 m beschränkt. Der Einsatz des Vertikalradars von Schiffen aus, deren Ausrichtung nicht mittels zweier Anker konstant gehalten wird, führt zu einer erheblichen Unterschätzung von Zugruten.

5.

Die gemeinsame Auswertung von Vertikalradardaten, die aus verschiedenen Genehmigungsverfahren (und somit aus verschiedenen Jahren) stammten, erlaubte eine grobe Beurteilung großräumiger Unterschiede im nächtlichen Zuggeschehen über der westlichen Ostsee. Im Zusammenhang mit früheren Untersuchungen der Universität Lund mittels Militärradar ist derzeit von einem nächtlichen Breitfrontenzug über der westlichen Ostsee zwischen Flensburg und



der Insel Bornholm auszugehen, wobei die Zugdichte in Abhängigkeit von den jeweils vorherrschenden Windrichtungen regional von Nacht zu Nacht variieren kann.

6.

Die Genauigkeit der Kollisionsmodellierung hängt primär von den Eingangsvariablen ab, die z.T. einer hohen Variabilität unterliegen. Vor allem aber aufgrund fehlender Daten zum Meide- und Attraktionsverhalten von Vögeln im Bereich von Windenergieanlagen sind auf der Basis des heutigen Kenntnisstandes keine sicheren Aussagen zu Kollisionsraten möglich. Die Modellierungsergebnisse stellen somit eine erste Annäherung an mögliche Opferzahlen dar und betonen die hohe Variation der Vogelschlagopfer in Abhängigkeit vom Verhalten der Vögel und von den Eingangsvariablen. Modellierungen von Kollisionsraten nachts ziehender Kleinvögel zeigten bei voller Ausbaustufe der derzeit geplanten Windparks in der Ostsee Populationsanteile, die im Bereich von ca. 0,1 bis 1 % beim Rotkehlchen und bei ca. 0,07 bis 0,8 % bei Singdrossel, Waldschnepfe und Wachtelkönig lagen. Erste Langzeitbeobachtungen am Mast der Forschungsplattform FINO 2 lassen darauf schließen, dass in etwa 5 % der Nächte Attraktionswirkung vorliegt. Eine Attraktionswirkung würde zu einem deutlichen Anstieg der Kollisionsopfer führen. Dies wäre vor allem bei Massenzugereignissen bei schlechter Witterung der Fall.

Für Tagzieher ist auf der Basis der gewonnen Erkenntnisse zum Zugverhalten (Zug vorzugsweise bei Rückenwind in Höhen > 200 m) und der ersten publizierten Monitoringergebnisse aus Offshore-Windparks in anderen Ländern derzeit nicht von einem populationsbiologisch relevantem Kollisionsrisiko auszugehen (nahrungssuchende Seevögel sind in diese Betrachtung nicht einbezogen).

7.

Die vorliegende Studie modelliert die Entwicklung von Zugvogelpopulationen aufgrund der Ergebnisse eines Kollisionsmodells und von Überlebensraten auf Ebene der betroffenen Zugpopulation. Zusätzlich werden Szenarien betrachtet, in denen unabhängig von den Ergebnissen der Kollisionsmodellierung eine Mortalitätserhöhung von 1 bzw. 5 % der Bestände angenommen wird. Die im Kollisionsmodell beschriebenen Unsicherheiten wirken sich dabei auch auf die kollisionsbasierten Populationsmodelle aus, nicht jedoch auf die Berechnungsvarianten mit 1 und 5 %-Szenarien. Ausgehend von den Befunden der Populationsmodellierung sind negative Auswirkungen von Verlusten an Offshore-Windparks vorrangig bei gefährdeten Arten zu erwarten und können ggf. den Erfolg von Schutzmaßnahmen für solche Arten beeinträchtigen.

8.

Es wurde ein einfaches Verfahren zur Festlegung populationsbiologischer Schwellenwerte entwickelt, das keine vorherige Untersuchung von Kollisionsraten erfordert und bereits in der Genehmigungsphase von Windparkprojekten anwendbar ist. Die Einhaltung dieser Schwellenwerte kann auf Basis der jeweils besten Erkenntnisse zu tatsächlichen Kollisionsraten überprüft werden.

9.



Die für 43 Arten beispielhaft berechneten Schwellenwerte zeigen eine große artspezifische Streubreite. Ein Schwellenwert von einem Prozent zusätzlicher Mortalität kann nach dem aktuellen Kenntnisstand nicht pauschal als unkritisch angesehen werden. Dieser Wert ist für bestimmte Arten wahrscheinlich zu hoch. Ein Schwellenwert von fünf Prozent ist mit großer Wahrscheinlichkeit für die meisten Arten zu hoch.

5.2 Die Eignung der im Zuge von Basisuntersuchungen für die Genehmigung von Offshore-Windparks erhobenen Daten zum Vogelzug für die Beurteilung möglicher kumulativer Effekte

Die Analyse des vorhandenen Datenmaterials (Sichtbeobachtungen, Vertikalradar) und die aus den zusätzlich durchgeführten Spezialuntersuchungen (Ringfundanalyse, Radaruntersuchungen) gewonnenen Erkenntnisse offenbarten eine Reihe logistischer und technischer Schwierigkeiten, die die umfassende Beschreibung des Zugverhaltens in der westlichen Ostsee für einige Arten(gruppen) einschränkten.

5.2.1 Analyse von Ringfunden

Die Verwendung von Daten ausgewählter Beringungszentralen hatte zur Folge, dass das Datenvolumen für die meisten Vogelarten für detaillierte Analysen von Brutgebieten bzw. Zugwegen *a priori* zu gering war. Für eine präzisere Ermittlung der Herkunftsgebiete (oftmals die Grundlage für die Abschätzung der Populationsgröße) von Zugvögeln sollte zwischen Vögeln, die im Brutgebiet markiert/wiedergefunden wurden, und auf dem Durchzug beringten/wiedergefundenen Vögeln unterschieden werden. Da die Grenzen der Teilpopulationen, die über die südwestliche Ostsee ziehen, nicht mit Landesgrenzen übereinstimmen, und um für möglichst viele Arten eine große Anzahl verwertbarer Ringfunde zu erhalten, sollten kombinierte Daten aller Beringungszentralen des Ostseeraumes verwendet werden. Es wird deshalb empfohlen, eine internationale Analyse von Ringfunden aller baltischen Beringungszentralen (insgesamt 10 Institutionen) für Nachtzieher mit hohem Kollisionsrisiko (z.B. Singvögel, Rallen und Schnepfen) zu initiieren, die präzisere Aussagen über die räumliche Abgrenzung und die Größe der für die Kollisionsmodellierung relevanten Populationen liefern könnte (gleiches gilt für die Bestimmung von Überlebensraten auf der Basis von Beringungsergebnissen, siehe Kap. 3.4).

5.2.2 Sichtbeobachtungen als Grundlage für die Beschreibung von Zugruten und -wegen

Sichtbeobachtungen erlauben nur die Betrachtung eines sehr stark eingeschränkten Spektrums des Vogelzuges:

- Tagziehende Singvögel sind nur bis in eine Entfernung (Höhe) von 50-100 m erfassbar.
- Tagziehende Greifvögel und Kraniche, die über 200-300 m Höhe ziehen, werden überwiegend übersehen.



- Wasser- und Watvögel, die Zugstrecken von mehreren tausend Kilometern Länge im non-stop Flug zurücklegen, fliegen am Tag und bei Nacht. Aufgrund etablierter Zugabschnitte werden bestimmte geographische Regionen somit entweder überwiegend in der Hellphase oder im Dunkeln überflogen. Die Vögel sind aber nur in den Hellstunden zu beobachten.
- Für Arten, die überwiegend bei Tag das Gebiet der westlichen Ostsee überqueren, bleibt der Anteil der Nachtzieher ungeklärt (Beispiel: Seetaucher und Meerestenten).

5.2.3 Radarbeobachtungen als Grundlage für die Beschreibung von Zugruten und -wegen

Die Eignung von Zugratenschätzwerten für die Dunkelphase während des Wegzugs kann momentan noch nicht abschließend beurteilt werden. Derzeit ist festzustellen, dass die mittels Vertikalradar in der westlichen Ostsee erhobenen Mittelwerte für Zugruten aus dem Herbst an allen untersuchten Standorten unter denen für das Frühjahr lagen, was dem theoretischen Erwartungswert (doppelt so hohe Werte im Herbst) widerspricht. Synchrone Vergleichsmessungen mittels Radar mit feststehender Parabolantenne (fixed pencil beam) über ein Jahr hinweg sollen dazu beitragen aufzuklären, ob es sich dabei um ein methodisches Problem handelt (Arbeitshypothese: im Herbst fliegen Zugvögel in geringeren Höhen als im Frühjahr und werden dabei vom Vertikalradar nur unzureichend erfasst) oder dem unerwarteten Befund reales Zugverhalten zugrunde liegt. Entsprechende Messungen erfolgen 2008 auf der Insel Rügen im Zusammenhang mit der Entwicklung eines kleinen, mobilen fixed beam Radargerätes. Dieses Vorhaben wird derzeit durch das BMU gefördert (FKZ 0327632).

Quantitative Aussagen zur großräumigen Variationen in der Zugdichte sind nur bei einem synchronen Einsatz von Vertikal- oder fixed pencil beam Radargeräten möglich. Mit Hilfe von leistungsstarken Wetter- oder Militärradargeräten zur Überwachung großer Räume könnten präzise Aussagen über permanente kleinräumige Unterschiede in der Zugintensität im Bereich der westlichen Ostsee liefern. In Abhängigkeit von der Verteilung geeigneter Zugrasthabitate bzw. im Bereich von Leitlinien sind entsprechende Konzentrationsräume zumindest für die Dämmerungsphasen sehr wahrscheinlich (vgl. GAUTHREAUX & BELSER 2003).

Derzeit gibt es keine Radar-Erfassungsmethode, mit der Zugruten während der Hellphase quantifiziert werden können. Während in der Nacht mittels fixed pencil beam Messungen nachgewiesen werden konnte, dass > 90 % aller in der westlichen Ostsee registrierten Echos von Einzelvögeln stammen, wurden am Tag mittels tracking überwiegend Vogeltrupps beobachtet (siehe Kap. 2.4.1.4.3). Die Anzahl von Individuen, die zu einem Radarecho gehören, welches von einem Vogeltrupp erzeugt wird, lässt sich nach dem heutigen Stand der Technik nicht bestimmen. Möglicherweise könnte man durch den Einsatz von IR-Kameras mit großer Reichweite entsprechende Daten erheben (vgl. ZEHNDER et al. 2001). Am Tage fliegen viele Zugvögel zudem oberhalb des Erfassungsbereiches von Schiffsradargeräten (siehe Kap. 2.4.2.1.3).

Die geringe Zugdichte von Nicht-Singvögeln erschwert die quantitative Beschreibung des Zugverhaltens dieser Vögel mittels Vertikal- oder fixed pencil beam Radar. Die registrierbaren Stichproben sind sehr gering und das beteiligte Artenspektrum kann derzeit mittels Analyse von Flügelschlagmustern nicht hinreichend differenziert werden. Nur durch ein aufwendiges Untersuchungsprogramm mittels Zielfolgeradar und Großraum-Überwachungsradargeräten ließen sich für diese Artengruppen Daten zum Zugverhalten in der westlichen Ostsee erheben.



5.3 Empfehlung von Untersuchungen, die zum Schließen von Erkenntnislücken beitragen könnten

5.3.1 Untersuchung des Zugverhaltens

In den vorangestellten Abschnitten der Synthese wurden einige wesentliche Wissenslücken in Bezug auf das Zugverhalten von Vögeln in der westlichen Ostsee bereits benannt:

- Abgrenzung von Brutgebieten von Populationen, die über das Gebiet der westlichen Ostsee ziehen,
- Quantifizierung von Zugraten (so möglich auf Artniveau) in Raum und Zeit,
- Großräumige Beschreibung der Verteilung von Zugvögeln in Raum und Zeit (räumliche Variation in Abhängigkeit des Vorkommens von Rastgebieten und Leitlinien, Wettereinfluss).

Zur Klärung dieser Fragestellungen müssten folgende Schritte unternommen werden:

- Internationale Ringfundanalyse der baltischen Beringungszentralen (siehe 5.2.1),
- Etablierung eines Vogelzugmonitorings nach dem Vorbild der Wettervorhersage unter kombinierter Verwendung von Großraum-Radargeräten (Wetterradargeräte) und fixed pencil beam Radargeräten.
- Spezialuntersuchungen mittels Zielfolgeradar und Satellitentelemetrie für die Beschreibung des Zugverhaltens von Rallen und Schnepfen.

5.3.2 Modellierung des Kollisionsrisikos

Die fehlenden Kenntnisse über Meideverhalten und Attraktionswirkung an beleuchteten Windenergieanlagen auf See erwies sich als gravierender Schwachpunkt im Zuge der Modellierung des Kollisionsrisikos für Nachtzieher (siehe Kap. 3.3). Ebenso mangelt es nach wie vor an artspezifischen Informationen über Flughöhen von Nachtziehern. Wichtigste Aufgaben des betriebsbegleitenden Monitorings (siehe dazu Kap. 5.4) sind deshalb:

- Ermittlung von Zugraten auf See für Arten mit Kollisionsrisiko im Gefahrenbereich (< 200 m) in Abhängigkeit von der Witterung (fixed beam Radar)
- Quantifizierung von Meideverhalten/Attraktionswirkung in Abhängigkeit von der Witterung und vom Alter der Vögel (automatische Videoerfassungen im unmittelbaren Rotorbereich, Zielfolgeradar, Erfassung von Kollisionsopfern auf Plattformen)
- Modellierung der jährlichen Kollisionsraten aufgrund von Zugraten, Meideverhalten und Wettermodellen



5.3.3 Abgrenzung betroffener Zugpopulationen

Die Ermittlung und Anwendung von Schwellenwerten basiert auf der Größe der betroffenen Population. Die betroffenen Zugpopulationen der westlichen Ostsee sind nicht identisch mit nationalen Bestandsschätzungen. Die Bestimmung ihrer Größe erfordert daher die räumliche Abgrenzung von Zugpopulationen durch eine länderübergreifende Ringfundanalyse. Als Ergebnis dieser Analyse ist ggf. auch der Betrachtungsraum für kumulative Wirkungen zu verändern. So ist zu erwarten, dass Vögel derselben Zugpopulationen sowohl die (westliche) Ostsee als auch die südliche Nordsee überqueren, so dass kumulative Auswirkungen von Windparkprojekten in diesen Gebieten wahrscheinlich nicht getrennt betrachtet/bewertet werden können.

5.3.4 Modellierung von Überlebensraten

Überlebensraten sind unerlässliche Eingangsparameter für die Bestimmung von Schwellenwerten und für Populationsmodelle. Sie liegen für zahlreiche Arten nur aus westeuropäischen (britischen) Ringfunddaten vor. Kurz- und Mittelstreckenzieher aus dem Ostseeraum haben jedoch andere Zugwege und Winterquartiere und deshalb z.T. geringere Überlebensraten (z.B. Waldschnepfe, Singdrossel). Um durch Populationsmodelle verlässliche Prognosen zu ermöglichen, sollten Überlebensraten gezielt für die zu betrachtenden Zugpopulation anhand aller verfügbaren Ringfunddaten ermittelt werden. Dazu sollten die Daten aller betroffenen Beringungszentralen im Rahmen der Ringfundanalyse (s. Kap. 5.3.1) zusammengeführt werden.

5.3.5 Populationsmodellierung

Die in der vorliegenden Studie eingesetzten Populationsmodelle sind auch für den zukünftigen Umgang mit Auswirkungen von Offshore-Windparks von hoher Bedeutung, um die Gültigkeit von Schwellenwerten für ausgewählte (besonders gefährdete) Arten zu überprüfen. Dazu sollten sie verlässliche Prognosen auf der Ebene der betroffenen Teilpopulationen ermöglichen. Dazu sind präzisere Annahmen zu Bestandsgröße und Dichteabhängigkeit unbedingt erforderlich. Außerdem sollten präzisere Angaben zur Reproduktion der relevanten Teilpopulationen verwendet werden. Diese Daten sollten durch eine länderübergreifende regionale Auswertung der nationalen Brutvogelmonitoring-Programme ermittelt werden. Bezugsraum sollten die Brutgebiete der im Rahmen der Ringfundanalyse (s. Kap. 5.3.1) abgegrenzten Teilpopulationen sein.

Bei der Festlegung von Schwellenwerten ist das „Vorsorgeprinzip“ zu berücksichtigen. Dessen Anwendung bei der Risikobewertung ist dann zu empfehlen, *„wenn die wissenschaftlichen Informationen unvollständig sind oder keine eindeutigen Schlüsse zulassen und wenn es Anzeichen dafür gibt, dass die möglichen Folgen für die Umwelt oder die Gesundheit von Menschen, Tieren und Pflanzen potentiell gefährlich und mit dem angestrebten Schutzniveau unvereinbar sein könnten“* (EU-KOMMISSION 2000). Diese Kriterien sind im Fall der kumulativen Auswirkungen von Kollisionsverlusten mit Offshore-Windparks offensichtlich erfüllt. **Im Sinne des Vorsorgeprinzips sollten Schwellenwerte nicht von der Annahme einer weitgehenden Kompensationsfähigkeit von Verlusten ausgehen.** Überdies fordert das Vorsorgeprinzip die (ggf. regelmäßige) Überprüfung der Schwellenwerte aufgrund des aktuellen Kenntnisstandes (EU-KOMMISSION 2000), der sich in diesem Fall aus Ergebnissen des betriebsbegleitenden Monitorings



ergibt. Das in Kapitel 3.6 entwickelte Verfahren zur Ermittlung *allgemeiner* populationsbiologischer Schwellenwerte erfüllt alle wesentlichen Anforderungen an Praxistauglichkeit und Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips.

Die Anwendung der Schwellenwerte bei einem real erreichten Ausbaustand erfordert als weiteren Schritt die Ermittlung der realen Populationsänderungen der betroffenen Arten. Hierzu sind die Trendergebnisse aus existierenden Vogel-Monitoringprogrammen in den Ostseeanrainerländern erforderlich. Diese können dann mit einem Populationsmodell (Basismodell) ohne Zusatzmortalität verglichen werden, um kollisionsbedingte Änderungen im Bestandstrend bestimmter Arten zu ermitteln. Dabei muss die statistische Aussagekraft bzw. Sicherheit durch statistische Power-Analyse der Vogelmonitoringprogramme gewährleistet sein, um zu klären, bis zu welchem Umfang reale Veränderungen von der unvermeidlichen Varianz von Monitoringdaten („Rauschen“) verdeckt werden.

5.4 Validierung der Untersuchungsmethoden des StUK (BSH 2007) mit dem Ziel der Ableitung methodischer Empfehlungen für das bau- und betriebsbegleitende Monitoring

Im Umweltbericht zum Entwurf des Raumordnungsplans für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone wurden Ergebnisse aus Forschungsvorhaben (IfV) und aus Umweltverträglichkeitsstudien zur Beschreibung des Vogelzuges in der AWZ eingesetzt. Für die Zukunft wird darüber hinausgehend durch die Genehmigungsbehörde angestrebt, alle vorhandenen Daten einer gemeinsamen Auswertung zu unterwerfen:

„...Daten aus unterschiedlichen Quellen werden dabei harmonisiert und überprüft. Plausibilität und Vergleichbarkeit der Daten werden untersucht. Schließlich werden harmonisierte bzw. bereinigte Datenbestände von fachkompetenter Stelle ausgewertet und dargestellt. Die Ergebnisse der gemeinsamen Auswertung der Daten über Vogelzug sollen zudem eine wichtige Voraussetzung schaffen, um Ergebnisse aus dem Effektmonitoring im Testfeldvorhaben überhaupt bewerten zu können.“

Folgende Schritte sind bei der geplanten gemeinsamen Auswertung von Daten aus Forschungsvorhaben und Umweltverträglichkeits-Projektdaten erforderlich:

- *Einbeziehung der Daten aus Forschungsvorhaben, Harmonisierung der Datenbestände und Qualitätskontrolle,*
- *Gemeinsame Auswertung der Daten aus Forschungsvorhaben und Umweltverträglichkeitsstudien,*
- *Einbeziehung der Daten aus dem Effektmonitoring am Testfeldvorhaben,*
- *Einbeziehung der Daten aus den Untersuchungen aus Dänemark (Windpark „Horns Rev“) und aus den Niederlanden (z.B. Windpark Egmond aan Zee) in Zusammenarbeit mit dänischen und niederländischen Kollegen.“*

Dieses Forschungsvorhaben stellt eine erste derartige projektübergreifende Datenanalyse dar, die partiell als Grundlage dafür dienen sollte, Schwellenwerte für die Gefährdung des Vogelzuges zu



ermitteln. Allerdings waren die Voraussetzungen besser, als sie dies im oben beschriebenen Fall sein werden. Denn alle Daten, die im Rahmen dieses Projektes ausgewertet wurden, waren von Beginn an mit dem Ziel einer solchen projektübergreifenden Auswertung erhoben worden. Die Erfassungsmethoden waren standardisiert bzw. kalibriert, die ausführenden Personen waren über den gesamten Untersuchungszeitraum von 2002-2006 identisch. Die Validierung der Datengrundlagen in Kapitel 5.2 erlaubt nun Rückschlüsse in Hinblick auf die Frage, inwieweit eine weit umfangreichere Synthese des vorhandenen Datenmaterials im Rahmen des betriebsbegleitenden Monitorings dazu beitragen kann, die naturschutzfachlich entscheidende Frage nach der Gefährdung des Vogelzuges gemäß § 3 SeeAnIV zu beantworten.

Die wichtigste Empfehlung lautet, dass in jedem Falle bei einer projektübergreifenden Datenauswertung nur jene Arten analysiert werden sollten, für die repräsentative Daten erhoben werden konnten (siehe Methodenkritik in Kap. 5.2). Ausgehend von den wesentlichen Projektergebnissen und den verbleibenden relevanten Erkenntnislücken ist darüber hinaus festzustellen, dass von einer weitergehenden projektübergreifenden Auswertung von Basisuntersuchungen (auf der Grundlage des StUK) zumindest für das Seegebiet der westlichen Ostsee keine neuen, maßgeblichen Informationen zu erwarten sind, denn

- Informationen mit geographischem Bezug sind prinzipiell nur dann untereinander vergleichbar, wenn Absolutwerte in Zugraten transformiert werden, und
- Vergleiche zwischen Schätzwerten für Zugraten liefern nur dann neue Erkenntnisse, die über das in diesem Bericht Beschriebene hinausgehen, wenn es sich um synchron durchgeführte Beobachtungen handelt.

Ein projektübergreifender Vergleich von Radarbeobachtungsdaten nach StUK lässt nur begrenzte Aussagen zu, denn

- die wenigsten der verwendeten Schiffsradargeräte wurden mit einem Radar kalibriert, dessen Detektionsleistung genau bekannt ist (Die Kalibrierung ist für jeden Messmodus und für jedes Magnetron durchzuführen),
- die Radareinstellungen stimmen zwischen verschiedenen Beobacherteams nicht überein (schon bei Verwendung verschiedener Pulslängen oder Reichweiten erfordert ein Vergleich zwischen Messergebnissen umfangreiche Korrekturen, für die nicht in allen Fällen die nötigen Parameter verfügbar sein dürften),
- Vertikalradaruntersuchungen von ankernden Schiffen aus, die nur einen Anker für die Positionierung verwendet haben, sind nicht für präzise Zugratenschätzungen geeignet,
- vertikal rotierende Schiffsradargeräte sind nicht für die Quantifizierung des Tagzuges geeignet und für den Nachtzug bestehen selbst bei Beachtung von Kalibrierung und Datenkorrektur noch große Unsicherheiten, und
- die qualitative Beurteilung von Echos im Falle von Schiffsradargeräten ist grundsätzlich nicht gegeben.

Aus diesen Gründen würde sich ein projektübergreifender Vergleich von Radarbeobachtungsdaten weitgehend auf die Identifizierung von Räumen mit hohem, mittlerem oder geringem Zugaufkommen beschränken. Damit ist das Ziel der Bewertung des *status quo* im Rahmen von Umweltverträglichkeitsuntersuchungen zu erreichen, jedoch nicht die o.g. Ziele betriebsbegleitender Untersuchungen. Die genannten methodischen Probleme stellen deshalb



keinesfalls die Eignung der durchgeführten Untersuchungen in Frage (derzeit stehen weltweit noch keine anderen Untersuchungsmethoden für Routineuntersuchungen zur Verfügung). Beurteilt wurde ausschließlich der mögliche Erkenntnisgewinn für das betriebsbegleitende Monitoring.

Unsere Empfehlungen für das betriebsbegleitende Monitoring zielen darauf ab, die im Rahmen dieses Projektes ermittelten Erkenntnislücken zu schließen und präzisere Eingangsparameter für eine „belastbare“ Modellierung des Kollisionsrisikos und die darauf aufbauende Populationsmodellierung zu erbringen. Wichtigstes Ziel des betriebsbegleitenden Monitorings muss es sein, Zugratenschätzwerte für Arten mit Kollisionsrisiko (Arten siehe oben) im Gefahrenbereich zu ermitteln. Hierzu gehören folgende Parameter:

- Erhebung von Zugratenschätzwerten für Meeresgebiete ohne Offshore-Windparks (wichtige Bezugswerte für die Quantifizierung von Auswirkungen) mittels fest auf einer Plattform installiertem fixed pencil beam Radar (um eine qualitative Beurteilung von Radarechos zu erzielen),
- Erhebung von Zugratenschätzwerten für den Rotorbereich von Offshore-Windenergieanlagen (Quantifizierung von Meideverhalten und Attraktionswirkung) mittels automatischer Kamerasysteme (idealerweise kombiniert mit akustischer Registriereinheit),
- Erfassung von Kollisionen an Offshore-Windenergieanlagen (derzeit noch keine geeignete Technik vorhanden, für Druck- bzw. Schallsensoren bestehen derzeit gute Erfolgsaussichten).

Die Implementierung erfordert die Anwendung von Untersuchungsmethoden, die sich derzeit noch in der Entwicklung befinden, aber bis zum Jahre 2010/2011 wahrscheinlich kommerziell verfügbar sein werden. Wenn diese Voraussetzung erfüllt ist, sollten die Methoden in das StUK aufgenommen werden.

5.5 Handlungsempfehlungen

Ausgehend von den Befunden der Populationsmodellierung sind basierend auf den geplanten Ausbauszenarien für die Offshore-Windenergienutzung in der westlichen Ostsee (mindestens 1.300 Einzelanlagen in Dänemark, Schweden und Deutschland) negative kumulative Auswirkungen durch Kollisionen derzeit nicht auszuschließen. Sie können darüber hinaus bei gefährdeten Arten möglicherweise auch den Erfolg von Schutzmaßnahmen beeinträchtigen. Aufgrund der gegenwärtig begrenzten Präzision der Modellergebnisse können jedoch (noch) keine konkreten Schätzwerte für Ausbauszenarien ermittelt werden, für die eine Gefährdung des Vogelzuges gemäß §3 SeeAnIV auszuschließen ist.

Planungen für die Offshore-Windenergienutzung in der westlichen Ostsee waren bisher das Ergebnis dreier, unabhängiger nationaler Entwicklungsprozesse. Eine Beteiligung von Nachbarstaaten erfolgte bislang ausschließlich im Rahmen von konkreten Genehmigungsverfahren. Es existieren keine internationalen Absprachen über das quantitative Ausbaziel oder die räumliche Positionierung von geeigneten Gebieten. Während Deutschland das Ziel verfolgt, hauptsächlich küstenferne Meeresgebiete zu nutzen, um die Meeresumwelt in den besonders sensiblen Küstenregionen nicht zu beeinträchtigen, liegen die Planungsgebiete für



Offshore-Windparks in Dänemark und Schweden vorzugsweise küstennah, um den Wirkungsgrad bei der Stromerzeugung zu optimieren.

Angesichts dieser Ausgangssituation werden folgende Handlungsempfehlungen ausgesprochen:

1. Initiierung und Umsetzung einer internationalen Raumordnung für Nord- und Ostsee in Bezug auf Nutzungen, die in Summation eine Gefährdung der Meeresumwelt bewirken können,
2. Fortsetzung der Erforschung des Vogelzuges im Ostseeraum zur Erhebung von Grundlagendaten, die für eine internationale Raumordnung benötigt werden,
3. Fortsetzung der Erforschung des Vogelzuges mit dem Ziel der Verbesserung der Vorhersagegenauigkeit von populationsbiologisch wirksamen Effekten im Zusammenhang mit dem Kollisionsrisiko an Offshore-Windenergieanlagen,
4. Fortsetzung der Entwicklung technischer Möglichkeiten zur Quantifizierung des nächtlichen Vogelzuges und zur Erfassung von Vogelschlag an Offshore-Windenergieanlagen (Radar- und Kamerasysteme),
5. Entwicklung eines baltischen Vorhersagemodells für den Vogelzug mit dem Ziel der Anwendung im Zusammenhang mit der Reduktion von Vogelschlag durch vorübergehendes Abschalten von Offshore-Windparks in besonders kritischen Nächten,
6. Entwicklung von technischen Lösungen zur Vermeidung von Vogelschlag in Offshore-Windparks (Hauptziel: Reduktion/Optimierung der Verkehrssicherheitsbeleuchtung, Nebenziel: Entwicklung von Abschaltmöglichkeiten im Falle zu erwartender Massenkollisionsnächte),
7. Prüfen von Möglichkeiten zur Implementierung von Ausgleichs- und Ersatzleistungen für Offshore-Windparks in der ausschließlichen Wirtschaftszone, die gezielt negative Auswirkungen auf den Vogelzug kompensieren können.

Internationale Raumordnung

Die intensivere Inanspruchnahme des Meeres bedingt nicht nur räumliche Konflikte zwischen verschiedenen Nutzungsinteressen (z.B. Schifffahrt und Windenergienutzung), sondern hat immer häufiger auch großräumige Beeinträchtigungen der Meeresumwelt zur Folge (z.B. Überfischung). Die komplexe Natur ozeanographischer Prozesse erfordert dabei zunehmend ökosystemare Lösungsansätze (z.B. Ziel der ESPOO Konvention). Deshalb kann der vom BSH im Juli 2008 vorgelegte Entwurf eines Raumordnungsplans für die deutschen Meeresgebiete in der ausschließlichen Wirtschaftszone nur ein erster Schritt für die weitere Erschließung von Nord- und Ostsee für menschliche Nutzungen bedeuten. Naturschutzfachliche Probleme wie die Gefährdung des Vogelzuges sind nur auf internationaler Ebene lösbar. In Bezug auf das Kollisionsrisiko für Zugvögel an Offshore-Windenergieanlagen wird deshalb empfohlen, auf der Grundlage einer Sensitivitätskartierung Grundsätze für den Umfang und für die räumliche Ausgestaltung der Offshore-Windenergienutzung zu entwickeln und zu vereinbaren. Für die Ostsee bietet sich HELCOM als Träger eines solchen Raumordnungsprozesses an.

Vogelzugforschung



Die wesentlichen Forschungsfragen wurden in den vorherigen Kapiteln mehrfach diskutiert:

- Internationale Analyse von Ringfunden für die räumliche Abgrenzung und die Bestimmung von Populationsparametern der für die Kollisionsmodellierung relevanten Populationen (Beringungszentralen),
- Untersuchung zum Zugverhalten von Nachtziern während des aktiven Zuges (Grundlagenforschung),
- Erhebung der für eine belastbare Kollisionsmodellierung erforderlichen Parameter (Zugdichte außerhalb von Windparks, Zugdichte im Rotorbereich, Kollisionsrate) im Zuge von betriebsbegleitenden Monitoringaufgaben,
- Aufbau eines Vogelzugvorhersagesystems (internationale hoheitliche Aufgabe?).

Vogelzugvorhersagemodell

In den Auflagen der Genehmigungsbescheide des BSH für Offshore-Windparks in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone heißt es unter anderem:

„Eine Entscheidung darüber, die Anlagen für den Fall eines Massenzugereignisses mit Vergrämungsinstallationen auszustatten oder deren vorübergehende Abschaltung anzuordnen, wird ausdrücklich vorbehalten. Auf die weiteren Möglichkeiten nach § 15 Absatz 3 SeeAnIV wird ausdrücklich hingewiesen.“

Die Realisierung einer solchen Minderungsmaßnahme erfordert neben technischen Voraussetzungen zum vorübergehenden Abschalten eines Windparks mit kurzer Vorlaufzeit vor allem ein Vogelzugvorhersagemodell nach dem Vorbild der Wettervorhersage. Ein solches Modell, welches nach gegenwärtigem Kenntnisstand nur für den Nachtzug erforderlich erscheint, müsste folgende Anforderungen erfüllen:

- 2-3 Tages-Prognose für die allgemeine Erwartung von nächtlicher Zugaktivität,
- kleinräumige Auflösung der zu erwartenden Zugaktivität auf der Basis der geographischen Gegebenheiten und der Windvorhersage,
- kurzfristige und kleinräumige Vorhersage für kollisionsgefährdende Witterung durch Koppelung des Modells mit Regenvorhersagen,
- Koppelung der Warnstufen mit Echtzeit-Monitoring der Zugaktivität/Witterung im konkreten Windpark.

Ein solches Vorhersagemodell erfordert technische und institutionelle Voraussetzungen, die gegenwärtig in Mitteleuropa nicht vorhanden sind:

- Kontinuierliche Großraumüberwachung der Vogelzugaktivität durch Wetterradare nach dem Vorbild in den USA (vgl. GAUTHREAUX & BELSER 2003, derzeit entwickelt das NERI Methoden zur Nutzung von Wetterradardaten für die Erforschung des Vogelzuges in der westlichen Ostsee von drei kürzlich in Dänemark installierten neuen Großgeräten)
- Kleinräumiges, kontinuierliches Messen der Zugaktivität mit fixed pencil beam Radargeräten (dies ist erforderlich, da Wetterradare in den unten 200-300 m des



Luftraumes blind sind und Echoqualitäten kaum zu analysieren sind). Derartige Daten könnten im Rahmen des Monitorings von Windparkbetreibern über die gesamte Betriebsdauer von Windparks erhoben werden

- Entwicklung von Auswerteroutinen für Wetterradar- und fixed pencil beam Radardaten in Echtzeit
- Entwicklung und Betrieb eines internationalen Vorhersagemodells

Vermeidung und Minderung sowie Ausgleich und Ersatz

Nach den Ergebnissen der Populationsmodellierung sollten Maßnahmen zur Vermeidung, Minderung oder Kompensation der Auswirkungen von Kollisionsverlusten an Offshore-Windparks auf Populationsebene vorrangig auf die Verringerung vermeidbarer Mortalität ausgerichtet sein, da eine Kompensation von Verlusten durch Bruterfolg weniger wahrscheinlich ist. Bei der Festlegung solcher Maßnahmen sollte in drei Schritten vorgegangen werden, wobei der erste, projekt- bzw. anlagebezogene Schritt Vorrang vor dem zweiten, populationsbezogenen Schritt hat und der zweite Vorrang vor dem nur auf Kompensation ausgerichteten dritten.

Schritt 1: Projektbezogene Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen

- Verringerung des Kollisionsrisikos durch veränderte Befeuerung

Die Attraktionswirkung künstlicher Beleuchtung an hohen Offshore-Bauwerken ist die Hauptursache für das hohe Kollisionsrisiko nächtlich ziehender Vogelarten (HILL et al. 2008; HiWUS-Projekt, Belange des Naturschutzes: <http://www.dbu.de/media/260508015545fec8.pdf>). In welcher Form Windenergieanlagen zu kennzeichnen sind, ist seit 2004 in Deutschland über die Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Kennzeichnung von Luftfahrthindernissen (AVV) festgelegt. Wie nach Empfehlung der International Civil Aviation Organization vorgesehen, wird in der AVV zwischen der Tag- und Nachtkennzeichnung unterschieden. Während die Kennzeichnung am Tag über farbige Markierungen und/oder weiße Feuer erfolgt, dürfen für die Nachtkennzeichnung in Deutschland ausschließlich rot blinkende Feuer verwendet werden. Um Windenergieanlagen auf See betreiben zu können, ist neben der Nutzung der technischen Möglichkeiten, die die AVV bietet, auch eine hohe Qualität der Befeuerungssysteme notwendig. Eine Möglichkeit, das Kollisionsrisiko für Nachtzieher in Zukunft zu reduzieren, bietet die Regelung der Befeuerungssysteme über Sichtweitenmessgeräte (siehe weitere Vorschläge zur Lichtreduktion in HILL et al. 2008). In der Diskussion steht darüber hinaus, ob die Feuer auch über Radarsysteme geschaltet werden können. Innerhalb der von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten HiWUS-Studie hat der Bundesverband WindEnergie e. V. mit mehreren Projektpartnern den Status quo und die Einsatzmöglichkeiten unterschiedlicher Systeme untersucht. Eine Beleuchtung, die sich erst bei Annäherung eines Flugzeuges oder Schiffes unter Verwendung eines Transponders automatisch anschaltet, wäre aus Sicht des Vogelschutzes besonders wünschenswert (vgl. HILL et al. 2008). Der Umfang der so zu erreichenden Minderung ist abhängig von der Anziehungswirkung unterschiedlicher Befeuerungssysteme und der Frequenz, in der diese ein- bzw. abzuschalten sind, und kann im Zuge des betriebsbegleitenden Monitorings genauer ermittelt werden.

- Verringerung des Kollisionsrisikos durch Abschaltung in Risikonächten

Gemäß den Genehmigungsbescheiden des BSH besteht die Möglichkeit, bei Vorhandensein eines geeigneten Vorhersageinstruments für Vogelzugintensitäten (s.o.), Windenergieanlagen



abschalten zu lassen. Der Umfang der damit zu erreichenden Minderung wäre durch eine präzisere Kollisionsmodellierung aufgrund der Ergebnisse des betriebsbegleitenden Monitorings zu ermitteln.

Schritt 2: Ausgleichsmaßnahmen auf Populationsebene

Ergänzend zu den projektbezogenen Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen bzw. wenn diese nicht ausreichend wirksam sind, sollte nach rechtlichen und finanziellen Instrumenten gesucht werden, mit denen in den beteiligten Ländern, also den Ostseeländern, (Kollisions-)Verluste durch andere Ursachen reduziert werden können. Hierzu bieten sich z.B. folgende Maßnahmen besonders in Küstenregionen an:

- Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen an Windparks an Land (Sicherheitsbefeuern, Abschalten in Massenzugnächten)
- Erdverkabelung von Stromleitungen (auch Nieder- und Mittelspannung)

Diese Maßnahme könnte fallweise auch als projektbezogen gewertet werden, wenn sie Hochspannungsleitungen betrifft, die zur Ableitung des auf See erzeugten Stroms dienen. Soweit es zu einem Ausbau des Leitungsnetzes in den Küstenregionen kommt, wäre dies im Übrigen eine weitere indirekte Steigerung der Auswirkungen von Offshore-Windparks.

- Verringerung der Kollisionen mit Glasscheiben durch Markierung (Klebestreifen, UV-Glas),
- Abwehrmaßnahmen an Funkmasten
- Überprüfung der nautischen Notwendigkeit von Leuchttürmen

Schritt 3: Ausgleichs- und Ersatzleistungen für Offshore Windparks auf hoher See

Die Genehmigung von Offshore-Windparks in der ausschließlichen Wirtschaftszone sieht gegenwärtig keine Leistung von Ausgleich und Ersatz vor (DAHLKE 2002). Im Zuge der Genehmigung für den Offshore-Windpark „Baltic I“ im Küstenmeer von Mecklenburg-Vorpommern wurde die Ausdeichung von Salzgrünland an der Darß-Zingster Boddenkette als Lebensraum für Wasservogelarten als Ausgleichsmaßnahme für die zu erwartende Zugvogelmortalität geplant und genehmigt.

Die Implementierung von Ersatzleistungen für Umweltauswirkungen von Offshore-Windparks, insbesondere in Hinblick auf die zu erwartenden Kollisionen von Zugvögeln, erachten wir für sinnvoll und notwendig. Aus den verschiedensten fachlichen und rechtlichen Gründen erscheint es momentan aber schwierig, geeignete Ausgleichsmaßnahmen für Kollisionen skandinavischer Brutvögel an Offshore-Windparks in der westlichen Ostsee in Deutschland zu planen und zu realisieren. Solche Maßnahmen müssten nicht nur mit Instrumenten des internationalen Rechts festgelegt, sondern auch im internationalen Maßstab durchgeführt werden, da sie räumlich den Jahreslebensraum von Zugvogelpopulationen erfassen müssen. Denkbar wäre z.B. ein international verwalteter und genutzter Ersatzgeldfond, dessen Mittel gezielt für Schutzprojekte für Zugvogelarten aus dem baltischen Raum eingesetzt wird. Wirksame Maßnahmen müssten ggf. in Südeuropa oder (für Langstreckenzieher) in Afrika stattfinden. Daneben zählen Maßnahmen zur Verringerung anthropogen bedingter Mortalität bei Vögeln (außer als Minderungsmaßnahmen) nicht zum gängigen Instrumentarium bei der Eingriffskompensation.



Damit wird deutlich, dass bei der Gestaltung von Kompensationsmaßnahmen für die länderübergreifenden Auswirkungen von Projekten auf hoher See umfassende Konzepte entwickelt werden müssen. Im vorliegenden Fall wäre z.B. an die Schaffung großer, jagdfreier Schutzgebiete in den Durchzugs- und Überwinterungsgebieten Europas und an die Entwicklung bzw. Wiederherstellung von Winterquartieren in Afrika zu denken. Beispiele für solche Ansätze gibt es bereits aus dem Bereich des Managements von ziehenden Wasservogelpopulationen im Rahmen des Afrikanisch-Eurasischen Wasservogelabkommens (AEWA; BOYE et al. 2000).



6 Danksagung

Unser besonderer Dank geht an Prof. Dr. Bruno Bruderer und Dr. Felix Liechti von der schweizerischen Vogelwarte Sempach für die Bereitstellung des Zielfolgeradars „Superfledermaus“ und die intensive fachliche Projektbegleitung. Thomas Steuri („Softwarebüro Steuri GmbH“, Huttwil, CH) verdanken wir die technische Durchführung und die Begleitung der Zielfolgeradar-Projekte und Dr. Herbert Stark danken wir für seine Mitarbeit und den wichtigen technischen Support des Zielfolgeradars vor Ort. Der Firma „Elektronik Sassnitz GmbH“ (Sassnitz) danken wir für die langjährige zuverlässige technische Betreuung unserer Schiffsradartechnik. Der Firma „HaSoTec“ (Rostock) programmierte die Erfassungssoftware für das Vertikalradar und entwickelte mit uns das automatische Videoerfassungssystem VARS.

Dr. Ommo Hüppop und Reinhold Hill (Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“) beteiligten sich an Synchronmessungen mit Radargeräten auf Rügen und richteten anschließend einen workshop zur Datenauswertung und Diskussion der Ergebnisse aus. Wir danken ihnen für die gute Zusammenarbeit und für anregende Diskussionen im Rahmen zweier weiterer workshops zur Radarornithologie (FINO-Bird, International Radar Conference 2007) auf der Insel Helgoland.

Bo Sällström und Thord Fransson (Beringungszentrale Stockholm) und Jari Valkama (Beringungszentrale Helsinki) stellten die skandinavischen Beringungs- und Wiederfunddaten für die Ringfundanalyse zur Verfügung. Ein besonderer Dank geht an alle Beringer, die in überwiegend ehrenamtlicher Tätigkeit die Datenbasis für die Ringfundanalyse und die Ermittlung von Überlebensraten lieferten und deren Tätigkeit die Grundlage für wichtige Vogelzugforschung darstellt. Den Herren Bodo Grajetzky und Joachim Sadlik danken wir für die Bereitstellung weiterer Beringungsdaten.

Dr. Peter Dillingham und Dr. Ramunas Žydelis gaben entscheidende Anregungen zur Weiterentwicklung der PBR-Methode zur Ermittlung von Schwellenwerten. Dr. Fränzi Korner-Nievergelt („oikostat“, Ettiswil, CH) programmierte die dafür nötigen Simulationen.

Weiterhin danken wir allen Ornithologen, die uns bei der Feldarbeit unterstützten: Torsten Behncke, Christoph Bock, Axel Bräunlich, Andreas Buchheim, Dr. Szymon Bzoma, Thilo Christophersen, Dr. Winfried Daunicht, Markus Deutsch, Claudia Fischer, Anika Freund, Martin Grimm, Dr. Dariusz Górecki, Angela Helmecke, Ben Herold, Marek Kalisiński, Ulrich Klein, Ulf Kraatz, Nick Netzler, Benjamin Metzger, Thomas Müller, Andreas Nick, Volker Röhrbein, Alexander Stöhr, Cornelius Schlawe, Piotr Tadeusz, Felix Weiss und Ingo Weiss.



7 Literatur- und Quellenverzeichnis

- ADRIAENSEN, F. & A.A. DHONDT** 1990. Population dynamics and partial migration of the European robin (*Erithacus rubecula*) in different habitats. *J. Anim. Ecol.* 59: 1077-1090.
- ÅKESSON, S.** 1993. Coastal migration and wind drift compensation in nocturnal passerine migrants. *Ornis Scand.* 24: 87-94.
- ÅKESSON, S.** 1999. Do passerine migrants captured at an inland site perform temporary reverse migration in autumn? *Ardea* 87: 129-137.
- ÅKESSON, S. & A. HEDENSTRÖM** 2000. Wind selectivity of migratory flight departures in birds. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 47: 140-144.
- ÅKESSON, S., WALINDER, G., KARLSSON, L. & S. EHNBOOM** 2001. Reed warbler orientation: initiation of nocturnal migratory flights in relation to visibility of celestial cues at dusk. *Anim. Behav.* 61: 181-189.
- ALERSTAM, T.** 1975a. Redwing (*Turdus iliacus*) migration towards southeast over southern Sweden. *Vogelwarte* 28: 2-17.
- ALERSTAM, T.** 1975b. Crane *Grus grus* migration over sea and land. *Ibis* 117: 489-495.
- ALERSTAM, T.** 1978. Analysis and a theory of visible bird migration. *Oikos* 30: 273-349.
- ALERSTAM, T.** 1979. Wind as selective agent in bird migration. *Ornis Scand.* 10: 76-93.
- ALERSTAM, T.** 1990. Bird migration. Cambridge University Press, Cambridge.
- ALERSTAM, T. & S. ULFSTRAND** 1972. Radar and field observation of diurnal bird migration in South Sweden, autumn 1971. *Ornis Scand.* 3: 99-139.
- ALERSTAM, T. & S. ULFSTRAND** 1974a. A radar study of the autumn migration of wood pigeons *Columba palumbus* in southern Scandinavia. *Ibis* 116: 522-542.
- ALERSTAM, T., BAUER, C.A. & G. ROOS** 1974a. Spring migration of eiders *Somateria mollissima* in southern Scandinavia. *Ibis* 116: 194-210.
- ALERSTAM, T., BAUER, C.A. & G. ROOS** 1974b. Fält- och radarstudier av östersjöejdrarnas *Somateria mollissima* vårsträck. *Vår Fågelvärld* 33: 15-27.
- ALNÅS, I.** 1974. Die Ortstreue gotländischer Wachtelkönige *Crex crex* (L.). *Orn. Scand.* 5: 123-129.
- ARLT, D., FORSLUND, P., JEPSSON, T. & T. PÄRT** 2008. Habitat-Specific Population Growth of a Farmland Bird. *PLoS ONE* 3(8): e3006. doi:10.1371/journal.pone.0003006.
- AVERY, M., SPRINGER, P.F. & J.F. CASSEL** 1976. The effects of a tall tower on nocturnal bird migration – a portable ceilometer study. *Auk* 93: 281-291.
- AVERY, M., SPRINGER, P.F. & J.F. CASSEL** 1977. Weather influences on nocturnal bird mortality at a North Dakota tower. *Wilson Bull.* 89: 291-299.
- BAIRLEIN, F.** 1978. Über die Biologie einer südwestdeutschen Population der Mönchsgrasmücke. *J. Ornithol.* 119, 14-51.
- BAIRLEIN, F.** 2001. Results of bird ringing in the study of migration routes and behaviour. *Ardea* 89: 7-19.



- BAKER, P.J., BENTLEY, A.J., ANSELL, R.J. & S. HARRIS** 2005. Impact of predation by domestic cats *Felis catus* in an urban area. *Mamm. Rev.* 35: 302-312.
- BAKKEN, V., RUNDE, O. & E. TJØRVE** 2003. Norsk ringmerkingsatlas. Vol. 1. Stavanger Museum, Stavanger.
- BAKKEN, V., RUNDE, O. & E. TJØRVE** 2006. Norsk ringmerkingsatlas. Vol. 2. Stavanger Museum, Stavanger.
- BALDAUF, G.** 1988. Verunglückte Vögel am Bahndamm. *Falke* 35: 129-130.
- BALLASUS, H.** 2007. Vogeltod an Leuchttürmen: Welche Relevanz haben 100 Jahre alte Daten für die aktuelle Offshore-Forschung? *Vogelwarte* 45: 307-308.
- BAND, W., MADDERS, M. & D.P. WHITFIELD** 2005. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In: **JASS, M. & M. FERRER** (eds) *Birds and wind power*. Lynx Edicions, Barcelona.
- BANZHAF, W.** 1936. Der Herbstvogelzug über die Greifswalder Oie in den Jahren 1931-1934 nach Arten, Alter und Geschlecht. *Dohrniana* 15: 60-115.
- BASTIAN, H.V. & A. BASTIAN** 1996. Das Braunkehlchen. Aula Verlag, Wiesbaden.
- BAUER, K.M. & U.N. GLUTZ VON BLOTZHEIM** 1990. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 2. 2., durchgesehene Auflage. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- BAUER, H.-G., BEZZEL, E. & W. FIEDLER** 2005. Kompendium der Vögel Mitteleuropas. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- BAUTHIAN, I., ILJINSKY, I.V., FOKIN, S., JULLIARD, R., GOSSMAN, F. & Y. FERRAND** 2006. Survival rates of Russian Woodcocks. In: **FERRAND, Y.** (ed) *Sixth European Woodcock and Snipe Workshop – Proceedings of an International Symposium of the Wetlands International Woodcock and Snipe Specialist Group, 25–27 November 2003, Nantes, France*. *International Wader Studies* 13: pp 108-114.
- BELLEBAUM, J.** 2000. Einholen oder Überholen? Die Bedeutung von Zweitbruten für den Bruterfolg der Bleßralle (*Fulica atra*). *Vogelwarte* 40: 198-205.
- BELLROSE, F.C.** 1967. The distribution of nocturnal migrants in the air. *Auk* 88: 397-424.
- BENSCH, S. & B. NIELSEN** 1999. Autumn migration speed of juvenile Reed and Sedge Warbler in relation to date and fat loads. *Condor* 101: 153-156.
- BERG, Å. & T. GUSTAFSON** 2007. Meadow management and occurrence of corncrake *Crex crex*. *Agric. Ecosyst. Environ.* 120: 139-144.
- BERGMAN, G.** 1941. Der Frühjahrszug von *Clangula hyemalis* (L.) und *Oidemia nigra* (L.) bei Helsingfors. *Ornis Fenn.* 18: 1-26.
- BERGMAN, G. & K.O. DONNER** 1964. An analysis of the spring migration of the common scoter and the long-tailed duck in southern Finland. *Acta Zool. Fenn.* 105: 1-59.
- BERGMANN, H.-H.** 1993. Der Buchfink: Neues über einen bekannten Sänger. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- BERNDT, R.K. & G. BUSCHE** 1990. Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Band 1. Seetaucher bis Flamingo. 2., korrigierte Auflage. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster.



- BERNDT, R.K. & G. BUSCHE** 1991. Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Band 3. Entenvögel I. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster.
- BERNDT, R.K. & G. BUSCHE** 1993. Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Band 4. Entenvögel II. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster.
- BERNDT, R.K. & D. DRENCKHAHN** 1990. Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Band 1. Seetaucher bis Flamingo. Karl Wachholtz-Verlag Neumünster.
- BERNDT, R.K., HEIN, K., KOOP, B. & S. LUNK** 2005. Die Vögel der Insel Fehmarn. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum.
- BERNSHAUSEN, F., STREIN, M. & H. SAWITZKY** 1997: Vogelverhalten an Hochspannungsfreileitungen – Auswirkungen von elektrischen Freileitungen auf Vögel in durchschnittlich strukturierten Kulturlandschaften. Vogel Umw. 9 (Sonderheft): 59-92.
- BERTHOLD, P.** 1990. Die Vogelwelt Mitteleuropas: Entstehung der Diversität, gegenwärtige Veränderungen und Aspekte der zukünftigen Entwicklung. Verh. Dtsch. Zool. Ges. 83: 227-244.
- BERTHOLD, P.** 2000. Vogelzug – Eine aktuelle Gesamtübersicht. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- BERTHOLD, P., QUERNER, U. & R. SCHLENKER** 1990. Die Mönchsgrasmücke. Ziemsen, Wittenberg.
- BERTHOLD, P., FIEDLER, W., SCHLENKER, R. & U. QUERNER** 1993. Analysen von Fangzahlen im Hinblick auf die Bestandsentwicklung von Kleinvögeln nach 20-jährigem Betrieb der Station Mettnau, Süddeutschland. J. Ornithol. 134: 283-299.
- BERTHOLD, P., FIEDLER, W., SCHLENKER, R. & U. QUERNER** 1999. Bestandsveränderungen mitteleuropäischer Kleinvögel: Abschlußbericht zum MRI-Programm. Vogelwarte 40: 1-10.
- BEZZEL, E.** 1995. Werden neuerdings aus Italien keine Wiederfunde beringter Vögel mehr gemeldet? Vogelwarte 38: 106-107.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL** 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge.
- BLASIUS, R.** 1890. Vogelleben an den deutschen Leuchttürmen. I. 1885. Ornis VI: 547-590.
- BLASIUS, R.** 1891a. Vogelleben an den deutschen Leuchttürmen. II und III. 1886-1887. Ornis VII: 1-112.
- BLASIUS, R.** 1891b. Vogelleben an den deutschen Leuchttürmen. IV, V und VI. 1888, 1889, 1890. Ornis VII: 189-280.
- BLASIUS, R.** 1895. Vogelleben an den deutschen Leuchttürmen. 1891, 1892, 1893. Ornis VI/VIII: 33-138.
- BLASIUS, R.** 1899. Vogelleben an den deutschen Leuchttürmen. 1895, 1896, 1897, 1898 und 1899. Ornis X: 293-476.
- BLASIUS, R.** 1904. Vogelleben an den deutschen Leuchttürmen. 1900, 1901, 1902 und 1903. Ornis XII: 257-380.
- BØNLØKKE, J., MADSEN, J.J., THORUP, K., PEDERSEN, K.T., BJERRUM M., & C. RAHBEK** 2006. Dansk Trækfugleatlas. Rhodos, Humlebæk.



- BORKENHAGEN, P.** 1978. Von Hauskatzen (*Felis sylvestris* f. *catus* L., 1758) eingetragene Beute. Z. Jagdwiss. 24: 27-33.
- BOYE, P.; HAUPT, H. & K. LUTZ,** 2000. Perspektiven und Prioritäten für die Umsetzung des AEWA in Deutschland. Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz 60: 211-229.
- BRAUNEIS, S.** 2000. Der Einfluß von Windkraftanlagen (WKA) auf die Avifauna, dargestellt insbesondere am Beispiel des Kranichs *Grus grus*. Ornithol. Mitt. 52: 410-415.
- BREUER, M.** 2005. Vogelschlagstatistik in der deutschen Zivilluftfahrt von 2003 bis 2004. Vogel Luftverk. 25: 5-21.
- BRUDERER, B.** 1971. Radarbeobachtungen über den Frühlingszug im schweizerischen Mittelland. Ornithol. Beob. 68: 89-158.
- BRUDERER, B.** 1997a. The study of bird migration by radar. Part 1: The technical basis. Naturwissenschaften 84: 1-8.
- BRUDERER, B.** 1997b. The study of bird migration by radar. Part 2: Major achievements. Naturwissenschaften 84: 45-54.
- BRUDERER, B. & A. BOLDT** 2001. Flight characteristics of birds: I. radar measurements of speed. Ibis 143: 178-204.
- BRUDERER, B. & B. JACQUAT** 1972. Zur Bestimmung von Flügelschlagfrequenzen tag- und nachtziehender Vogelarten mit Radar. Ornithol. Beob. 69: 189-206.
- BRUDERER, B. & F. LIECHTI** 1995. Variation in density and height distribution of nocturnal migration in the south of Israel. Isr. J. Zool. 41: 447-487.
- BRUDERER, B. & F. LIECHTI** 1998a. Intensität, Höhe und Richtung von Tag- und Nachtzug im Herbst über Südwestdeutschland. Ornithol. Beob. 95: 113-128.
- BRUDERER, B. & F. LIECHTI** 1998b. Flight behaviour of nocturnally migrating birds in coastal areas – crossing or coasting. J. Avian Biol. 29: 499-507.
- BRUDERER, B. & F. LIECHTI** 2004. Welcher Anteil ziehender Vögel fliegt im Höhenbereich von Windturbinen. Ornithol. Beob. 101: 327-335.
- BRUDERER, B. & F. LIECHTI** 2005. Do nocturnal passerine migrants react as expected? – Autumn flight directions along the western Palearctic flyway. European Science Foundation, Scientific Programme on Optimality in Bird Migration. Final conference “Migration in the life-history of birds”. Wilhelmshaven, Germany 16-20 February 2005.
- BRUDERER, B., STEURI, T. & M. BAUMGARTNER** 1995. Short-range high-precision surveillance of nocturnal migration and tracking of single targets. Isr. J. Zool. 41: 207-220.
- BSH** 2007. Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK 3) Stand Februar 2007. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg und Rostock.
- BUCKLAND, S.T., ANDERSON, D.R., BURNHAM, K.P., LAAKE, J.L., BORCHERS, D.L. & L. THOMAS** 2001. Introduction to Distance Sampling. Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford.



- BUER, F. & M. REGNER** 2002. Mit „Spinnennetz-Effekt“ und UV-Absorbern gegen den Vogeltod an transparenten und spiegelnden Scheiben. *Vogel Umw.* 13: 31-41.
- BUNDESREGIERUNG** 2002: Strategie der Bundesregierung zur Windenergienutzung auf See. http://www.bmu.de/windenergie_strategie_br_020100.pdf
- BURGER, J.** 1997. Effects of oiling on feeding behaviour of Sanderlings and Semipalmated Plovers in New Jersey. *Condor* 99: 290-298.
- BURNHAM, K.P.** 1993. A theory for combined analysis of ring recovery and recapture data. In: **LEBRETON, J.-D. & P. NORTH** (eds) *Marked individuals in bird population*. Birkhäuser Verlag, Basel: pp 199-213.
- BURNHAM, K.P. & D.R. ANDERSON** 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretical approach*. 2nd ed. Springer, New York.
- BURNHAM, K.P. & D.R. ANDERSON** 2004. Multimodel inference. Understanding AIC and BIC in model selection. *Sociol. Method Res.* 33: 261-304.
- BUSSE, P.** 2001. European passerine migration system – what is known and what is lacking. *Ring* 23: 3-36.
- CAMPHUYSEN, C.J. & M. HEUBECK** 2001. Marine oil pollution and beached bird surveys: the development of a sensitive monitoring instrument. *Environ. Pollut.* 112: 443-461.
- CASWELL, H.** 2001. *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation*. 2nd ed. Sinauer Associates, Sunderland.
- CATCHPOLE, E.A., MORGAN, B.J.T., FREEMAN, S.N. & W.J. PEACH** 1999. Modelling the survival of British Lapwings *Vanellus vanellus* using ring-recovery data and weather covariates. *Bird Study* 46 (Supplement): 5-13.
- CHAMBERLAIN, C.P., BENSCH, S., FENG, X., ÅKESSON, S. & T. ANDERSSON** 2000. Stable isotopes examined across a migratory divide in Scandinavian willow warblers (*Phylloscopus trochilus trochilus*) and (*Phylloscopus trochilus acredula*) reflect their African winter quarters. *Proc. R. Soc. Lond. B* 267: 43-48.
- CHAMBERLAIN, D.E., REHFISCH, M.R., FOX, A.D., DESHOLM, M. & S.A. ANTHONY** 2006. The effect of avoidance rates on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. *Ibis* 148: 198-202.
- CHRISTENSEN, T.K., HOUNISEN J.P., CLAUSAGER I. & I.K. PETERSEN** 2004. Visual and radar observations of birds in relation to collision risk at the Horns Rev offshore wind farm. Annual status report 2003. National Environmental Research Institute, Denmark.
- CLAUSAGER, I.** 2006. Wing survey of Woodcock and Snipe in Denmark. In: **FERRAND, Y.** (ed) *Sixth European Woodcock and Snipe Workshop – Proceedings of an International Symposium of the Wetlands International Woodcock and Snipe Specialist Group, 25–27 November 2003, Nantes, France*. *International Wader Studies* 13: pp 108-114.
- CLAUSEN, P., NOLET, B.A., FOX A.D. & M. KLAASSEN** 2002. Long-distance endozoochorous dispersal of submerged macrophyte seeds by migratory waterbirds in northern Europe – a critical review of possibilities and limitations. *Acta Oecol.* 23: 191-203.



- COCHRAN, W. & R. GRABER** 1958. Attraction of nocturnal migrants by lights on a television tower. *Wilson Bull.* 70: 378-380.
- COOCH, E.G. & G.C. WHITE** 2006. Program MARK: a gentle introduction. 5th ed. <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/>
- COWLEY, E. & G.M. SIRIWARDENA** 2005. Long-term variation in survival rates of Sand Martins *Riparia riparia*: dependence on breeding and wintering ground weather, age and sex, and their population consequences. *Bird Study* 52: 237-251.
- CRAMP, S.** 1998. The complete birds of the Western Palearctic on CD-ROM. Oxford University Press, Oxford.
- CRAWFORD, R.L. & T. ENGSTROM** 2001. Characteristics of avian mortality at a north Florida television tower: a 29-year study. *J. Field Ornithol.* 72: 380-388.
- DAHLKE, C.** 2002. Genehmigungsverfahren von Offshore-Windenergieanlagen nach der Seeanlagenverordnung. *Nat. Recht* 24: 472-479.
- DELIUS, J.D.** 1965. A population study of Skylarks. *Ibis* 107: 466-492.
- DESHOLM, M.** 2003. Thermal Animal Detection System (TADS). Development of a method for estimating collision frequency of migrating birds at offshore wind turbines. National Environmental Research Institute, Denmark. <http://www.faglige-rapporter.dmu.dk>
- DESHOLM, M.** 2006. Avian sensitivity to wind farm-related mortality: a general framework for setting management priorities for migrating species. In: **DESHOLM, M.** Wind farm related mortality among avian migrants – a remote sensing study and model analysis. PhD thesis, National Environmental Research Institute, Denmark, and University of Copenhagen: pp 59-80.
- DESHOLM, M. & J. KAHLERT** 2005. Avian collision risk at an offshore wind farm. *Biol. Lett.* 1 (3): 296-298.
- DESHOLM, M. & J. KAHLERT** 2006. A stochastic model analysis of avian collision risk at wind farms. In: **DESHOLM, M.** Wind farm related mortality among avian migrants – a remote sensing study and model analysis. PhD thesis, National Environmental Research Institute, Denmark, and University of Copenhagen: pp 103-127.
- DESHOLM, M., FOX, A.D., BEASLEY, P.D.L. & J. KAHLERT** 2006. Remote techniques for counting and estimating the number of bird-wind turbine collisions at sea: a review. *Ibis* 148: 76-89.
- DIERSCHKE, V.** 1989. Automatisch-akustische Erfassung des nächtlichen Vogelzuges bei Helgoland im Sommer 1987. *Vogelwarte* 35: 115-131.
- DIERSCHKE, V. & J.-P. DANIELS** 2003. Zur Flughöhe ziehender See-, Küsten- und Greifvögel im Seegebiet um Helgoland. *Corax* 19 (Sonderheft 2): 35-41.
- DIERSCHKE, V. & A.J. HELBIG** 1999. Baltic Sea windflats as spring staging site for Dunlins *Calidris alpina*. *Wader Study Group Bull.* 90: 42-46.
- DIERSCHKE, V., HÜPPOP, O. & S. GARTHE** 2003. Populationsbiologische Schwellen der Unzulässigkeit für Beeinträchtigungen der Meeresumwelt am Beispiel der in der deutschen Nord- und Ostsee vorkommenden Vogelarten. *Seevögel* 24: 61-72.
- DIERSCHKE, J., DIERSCHKE, V. & T. KRÜGER** 2005. Anleitung zur Planbeobachtung des Vogelzugs über dem Meer („Seawatching“). *Seevögel* 26: 2-13.



- DILLINGHAM, P.W. & D. FLETCHER** 2008. Estimating the ability of birds to sustain additional human-caused mortalities using a simple decision rule and allometric relationships. *Biological Conservation* 141: 1783-1792. doi:10.1016/j.biocon.2008.04.22.
- DIRKSEN, S., SPAANS, A.L. & J. VAN DER WINDEN** 1996. Nachtelijke trek en vlieghoogtes van steltlopers in het voorjaar over de noordelijke havendam van Ijmuiden. *Sula* 10: 129-142.
- DIRKSEN, S., SPAANS, A., VAN DER WINDEN, J. & M.J. VAN DEN BERG** 1998. Nachtelijke vliegpatronen en vlieghoogtes van duikeenden in het IJsselmeergebied. *Limosa* 71: 57-68.
- DITBERNER, H. & W. DITBERNER** 1984. Die Schafstelze. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.
- DOLNIK, V.R. & T.I. BLYUMENTAL** 1967. Autumnal premigratory and migratory periods in the Chaffinch (*Fringilla coelebs coelebs*) and some other temperate-zone birds. *Condor* 69: 435-468.
- DONALD, P.F.** 2007. Adult sex ratios in wild bird populations. *Ibis* 149: 671-692.
- DONALD, P.F., GREEN, R.E. & M.F. HEATH** 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society, London, Series B*, 268: 25-29.
- DONG ENERGY, VATTENFALL, THE DANISH ENERGY AUTHORITY & THE DANISH FOREST AND NATURE AGENCY** 2006. Danish offshore wind – key environmental issues. PrinfoHolbæk-Hedehusene, Holbæk.
- DREWITT, A.W. & R.H.W. LANGSTON** 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148: 29-42.
- DUNN, E.H.** 1993. Bird mortality from striking residential windows in winter. *J. Field Ornithol.* 64 (3): 302-309.
- DURIEZ, O., ERAUD, C., BARBRAUD, C. & Y. FERRAND** 2005. Factors affecting population dynamics of Eurasian woodcocks wintering in France: assessing the efficiency of a hunting-free reserve. *Biol. Conserv.* 122: 89-97.
- DURINCK, J., SKOV, H., JENSEN, F.P. & S. PIHL** 1994. Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. Copenhagen.
- EASTWOOD, E.** 1967. Radar ornithology. Methuen, London.
- EBENMAN, B. & J. KARLSSON** 1984. Urban blackbirds (*Turdus merula*). – *Annales Zoologici Fennici* 21: 249-251.
- ELLESTRÖM, O.** 2002. Sjöfågelsträcknet i östra Skåne. In: **ARINDER, M. & D. ERTERIUS** (eds) *Fåglar i Skåne* 2001. *Anser* 46 (supplement): 99-105.
- ENGELMOER, M.** 2008. Breeding origins of wader populations utilizing the Dutch Wadden Sea. PhD thesis, Rijksuniversiteit Groningen.
- ERICKSON, W.P., JOHNSON, G.D., STRICKLAND, M.D., YOUNG, D.P. JR., SERNKA, K.J. & R.E. GOOD** 2001. Avian collisions with wind turbines: a summary of existing studies and comparison to other sources of avian collision mortality in the United States National Wind Coordinating Committee (NWCC). Western EcoSystems Technology Inc., Washington D.C.



- ERICKSON, W.P., JOHNSON, G.D. & D.P. YOUNG JR.** 2005. A Summary and Comparison of Bird Mortality from Anthropogenic Causes with an Emphasis on Collisions. In: **RALPH, C.J. & T.D. RICH** (eds) Bird Conservation Implementation and Integration in the Americas: Proceedings of the 3rd International Partners in Flight Conference, 2002 March 20-24, Asilomar, USA: pp 1029-1042.
- ERRITZØE, J.E., MAZGAJSKI, T.D. & Ł. REJT** 2003. Bird casualties on European roads – a review. *Acta Ornithol.* 38: 77-93.
- EU-KOMMISSION (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN)** 2000. Mitteilung der Kommission. Die Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips. Brüssel. http://europa.eu.int/lex/lex/LexUriServ/site/de/com/2000/com2000_0001de01.pdf
- EVANS OGDEN, L.J.** 1996. Collision course: The hazards of lighted structures and windows to migrating birds. World Wildlife Fund Canada and the Fatal Light Awareness Program, Toronto.
- EVERAERT, J., DEVOS, K. & E. KUIJKEN** 2002: Wind turbines and birds in Flanders: Preliminary study results in an European context. Institute of Nature Conservation, Brussels.
- EXO, K.-M., HÜPPOP, O. & S. GARTHE** 2002. Offshore-Windenergieanlagen und Vogelschutz. In: Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste „Offshore-Windkraft - Zu Lasten oder zum Schutz der Natur“.
- FEIGE, K.-D.** 1986. Der Pirol. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt (Neue Brehmbücherei Bd. 578).
- FLORE, B.O. & O. HÜPPOP** 1997. Bestandsentwicklung, Durchzug und Herkunft des Kormorans *Phalacrocorax carbo* an einem Winterrastplatz auf Helgoland. *J. Ornithol.* 138: 253-270.
- FORMELLA, M. & P. BUSSE** 2002. Directional preferences of the Reed Warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) and the Sedge Warbler (*A. schoenobaenus*) on autumn migration at Lake Družno (N Poland). *Ring* 24:15-29.
- FORTIN, D., LIECHTI, F. & B. BRUDERER** 1999. Variation in the nocturnal flight behaviour of migratory birds along the northwest coast of the Mediterranean Sea. *Ibis* 141: 480-488.
- FOX, T., CHRISTENSEN, T.K., DESHOLM, M., KAHLERT, J. & I.K. PETERSEN** 2006. Birds – avoidance response and displacement. In: **DONG ENERGY, VATTENFALL, THE DANISH ENERGY AUTHORITY & THE DANISH FOREST AND NATURE AGENCY** (eds.) Danish Offshore Wind – key environmental issues. PrinfoHolbæk-Hedehusene, Holbæk: pp 94-111.
- FOX, A.D., DESHOLM, M., KAHLERT, J., CHRISTENSEN, T.K. & I.K. PETERSEN** 2006. Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. *Ibis* 148: 129–144.
- FRANSSON, T.** 1998. Patterns of migratory fuelling in Whitethroats *Sylvia communis* in relation to departure. *J. Avian Biol.* 29: 569-573.
- FRANSSON, T. & J. PETERSSON** 2001. Svensk Ringmärkningsatlas. Vol. 1. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm.
- FRANSSON, T. & B.-O. STOLT** 2005. Migration routes of North European Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus*. *Ornis Svec.* 15: 153-160.



- FRANSSON, T., JAKOBSSON, S. & C. CULLBERG** 2005. Non-random distribution of ring recoveries from trans-Saharan migrants indicates species-specific stopover areas. *J. Avian Biol.* 36: 6-11.
- FRANSSON, T., ÖSTERBLOM, H., & S. HALL-KARLSSON** 2008. Svensk ringmärkningsatlas. Vol. 2. Stockholm
- FUELLHAAS, U., KLEMP, C., KORDES, A., OTTERSBERG, H., PIRMAN, M., THIESSEN, A., TSCHOETSCHEL, C. & H. ZUCCHI** 1989. Untersuchungen zum Straßentod von Vögeln, Säugetieren, Amphibien und Reptilien. *Beitr. Nat.kd. Niedersachs.* 42: 129-147.
- GARTHE, S. & O. HÜPPOP** 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *J. Applied Ecol.* 41: 724-734.
- GARTHE, S., ULLRICH, N., WEICHLER, T., DIERSCHKE, V., KUBETZKI, U., KOTZERKA, J., KRÜGER, T., SONNTAG, N. & A.J. HELBIG** 2003. See- und Wasservögel der deutschen Ostsee. Verbreitung, Gefährdung und Schutz. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- GATTER, W.** 2000. Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- GAUTHREUX, S.A. & C.G. BELSER** 1999. The behavioral responses of migrating birds to different lighting systems on tall towers. In: **EVANS, W.R. & A.M. MANVILLE, II.** (eds) Avian mortality at communication towers. Transcripts of Proceedings of the workshop on Avian Mortality at Communication Towers, August 11, 1999, Cornell University, Ithaca, NY.
<http://www.towerkill.com/science/workshop/pdf/pan4.pdf>
- GAUTHREUX, S.A. & C.G. BELSER** 2003. Radar ornithology and biological conservation. *The Auk* 120: 266-277.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.M. BAUER** 1988. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 11. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.M. BAUER** 1999. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 8/II. 2., durchgesehene Auflage. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., BAUER, K.M. & E. BEZZEL** 1986. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 7. 2. Auflage. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., BAUER, K.M. & E. BEZZEL** 1999. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 6. 3., durchgesehene Auflage. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.M. BAUER** 1987-1997. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden.
- GRABER, R.** 1968. Nocturnal migration in Illinois – different points of view. *Wilson Bull.* 80: 36-71.
- GRAJETZKY, B.** 2000. Das Rotkehlchen. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- GREEN, M.** 2004a. Flying with the wind – spring migration of Arctic-breeding waders and geese over South Sweden. *Ardea* 92 (2): 145-160.
- GREEN, R.E.** 1999. Survival and dispersal of male Corncrakes *Crex crex* in a threatened population. *Bird Study* 46: 218-229.



- GREEN, R.E.** 2004b. A new method for estimating the adult survival rate of the Corncrake *Crex crex* and comparison with estimates from ring-recovery and ring-recapture data. *Ibis* 146: 501-508.
- GREEN, M. & T. ALERSTAM** 2000. Flight speeds and climb rates of Brent Geese: mass-dependent differences between spring and autumn migration. *J. Avian Biol.* 31: 215-225.
- GRELL, M.B.** 2003. Forslag til en forvaltningsplan for bevarelsen af rød glente *Milvus milvus* i Danmark. Dansk Ornitologisk Forening, København.
- GRENMYR, U.** 2003. Kungsfågeln svåra år – Missgynnans Kungsfåglar av extremt varma Somrar. *Vår Fågelvärld* 62 (1): 6-10.
- GROMADZKA, J.** 1987. Migrations of waders in Central Europe. *Sitta* 1 (2): 97-115.
- GROMADZKA, J.** 1989. Breeding and wintering areas of Dunlin migrating through southern Baltic. *Ornis Scand.* 20: 132-144.
- GRUBER, S. & G. NEHLS** 2003. Charakterisierung des offshore Vogelzuges vor Sylt mittels schiffsgestützter Radaruntersuchungen. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 35: 151-156.
- GUILLEMAIN, M., SADOUL, N. & G. SIMON** 2005. European flyway permeability and abmigration in teal (*Anas crecca*), an analysis based on ringing recoveries. *Ibis* 147: 688-696.
- GUILLEMETTE, M., LARSEN, J.K. & I. CLAUSAGER** 1998. Impact assessment of an off-shore wind park on sea ducks. National Environmental Research Institute, Denmark.
- HAAS, D., NIPKOW, M., FIEDLER, G., SCHNEIDER, R., HAAS, W. & B. SCHÜRENBERG** 2003. Vogelschutz an Freileitungen. Tödliche Risiken für Vögel und was dagegen zu tun ist: ein internationales Kompendium. Naturschutzbund Deutschland e.V., Bonn.
- HAGEMEIJER, E.J.M. & M.J. BLAIR** 1997. The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance. T & A D Poyser, London.
- HALE, W.G.** 1980. Waders. Collins, London.
- HANSEN, L.** 1954. Birds killed at lights in Denmark 1886-1939. *Vidensk. Medd. Dan. Naturh. Foren.* 116: 269-368.
- HARMATA, A.R., PODRUZNY, K.M., ZELENAK, J.R. & M.L. MORRISON** 1999. Using marine surveillance radar to study bird movements and impact assessment. *Wildl. Soc. Bull.* 27: 44-52.
- HEATH, M., BORGGREVE, C. & N. PEET** 2000. European bird populations: estimates and trends. BirdLife International, Cambridge.
- HECKE, P. VAN** 1979: Zur Brutbiologie des Baumpiepers: Legeperiode, Gelegegröße, Bruterfolg. *J. Ornithol.* 120: 12-29.
- HECKE, P. VAN** 1981 Ortstreue, Altersaufbau und Mortalität einer Population des Baumpiepers. *J. Ornithol.* 122: 23-35.
- HEDENSTRÖM, A. & F. LIECHTI** 2001. Field estimates of body drag coefficient on the basis of dives in passerine birds. *J. Exp. Biol.* 204: 1167-1175.
- HEDENSTRÖM, A. & J. PETTERSSON** 1986. Differences in fat deposits and wing pointedness between male and female Willow Warblers caught on spring migration at Ottenby, SE Sweden. *Ornis Scand.* 17: 182-185.



- HEDENSTRÖM, A. & J. PETTERSSON** 1987. Migration routes and wintering areas of Willow Warblers *Phylloscopus trochilus* (L.) ringed in Fennoscandia. *Ornis Fenn.* 64: 137-143.
- HEIJNIS, R.** 1980. Vogeltod durch Drahtanflug bei Hochspannungsleitungen. *Ökol. Vögel* 2 (Sonderheft): 111-129.
- HEINECKE, T.** 2007. Krickente *Anas crecca*. In: **HEINECKE, T. & U. KÖPPEN** (Hrsg) Vogelzug in Ostdeutschland – Wasservögel. Teil 1. Ber. Vogelwarte Hiddensee 18 (Sonderheft): 166-176.
- HEINECKE, T. & U. KÖPPEN** 2007. Vogelzug in Ostdeutschland – Wasservögel. Teil 1. Ber. Vogelwarte Hiddensee 18 (Sonderheft), Greifswald.
- HENLE, K., SARRE, S. & K. WIEGAND** 2004. The role of density regulation in extinction processes and population viability analysis. *Biodivers. Conserv.* 13: 9-52.
- HILL, K.** 2005. Preventing nocturnally migrating birds from being attracted to artificial lighting: an experimental approach. Diplomarbeit, Universität Lüneburg.
- HILL, R. & O. HÜPPOP** 2008. Birds and bats: automatic recording of flight calls and their value for the study of migration. In: **Frommolt, K.-H., Bardeli, R. & M. Clausen.** (eds) Computational bioacoustics for assessing biodiversity. Federal Agency for Natur Conservation, Germany, Bonn: pp 135-141.
- HILL, K., HÜPPOP, O., & T. COPPACK** 2006. Behavioral responses of nocturnal migrants to artificial light: an experimental approach. Poster 24th IOC Hamburg.
- HILL, K., BALLASUS, H., HÜPPOP, O. & H. WENDELN** 2008. Entwicklung eines Hindernisbefeuerngskonzeptes zur Minimierung der Lichtemissionen an On- und Offshore-Windenergieparks und -anlagen unter besonderer Berücksichtigung der Vereinbarkeit der Aspekte Umweltverträglichkeit sowie Sicherheit des Luft- und Seeverkehrs (HiWUS). Phase 4: Anliegen Naturschutz, Zugvögel, Fledermäuse Abschlussbericht. Bundesverband WindEnergie e.V., gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt.
- HIRSCHFELD, A. & A. HEYD** 2005. Jagdbedingte Mortalität von Zugvögeln in Europa: Streckenzahlen und Forderungen aus Sicht des Vogel- und Tierschutzes. *Ber. Vogelschutz* 42: 47-74.
- HOODLESS, A.N. & J. COULSON** 1994: Survival rates and movements of British and continental Woodcock *Scolopax rusticola* in the British Isles. *Bird Study* 41: 48-60.
- HOODLESS, A.N & J.C. COULSON** 1998. Breeding biology of the Woodcock *Scolopax rusticola* in Britain. *Bird Study* 45: 195-204.
- HORCH, P. & V. KELLER** 2005. Windkraftanlagen und Vögel – ein Konflikt? Eine Literaturrecherche. Schweizerische Vogelwarte Sempach, Sempach. http://www.vogelwarte.ch/pdf/projekte-upload/ksj_horch_et_al_2005_svw_literaturrecherche_windkraft_voegel.pdf
- HÖTKER, H.** 2006. Auswirkungen des „Repowering“ von Windkraftanlagen auf Vögel und Fledermäuse. Michael-Otto-Institut, Bergenhusen. <http://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/energie/wind/2.pdf>



- HÖTKER, H., THOMSEN, K.-M. & H. KÖSTER** 2005. Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse – Fakten, Wissenslücken, Anforderungen an die Forschung, ornithologische Kriterien zum Ausbau von regenerativen Energiegewinnungsformen. Michael-Otto-Institut, Bergenhusen und Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
<http://bergenhusen.nabu.de/bericht/VoegelRegEnergien.pdf>
- HUNTER, C.M. & H. CASWELL** 2005. Selective harvest of sooty shearwater chicks: effects on population dynamics and sustainability. *Journal of Applied Ecology* 74: 589-600.
- HÜPPOP, O.** 2007. How to see the invisible: remote techniques for study of offshore bird migration. Proc. NWCC Wildlife Workgroup Research Planning Meeting VI, San Antonio, Texas, November 14-15, 2006: pp 10-13.
<http://www.nationalwind.org/events/wildlife/2006-3/proceedings.pdf>
- HÜPPOP, K. & O. HÜPPOP** 2002. Atlas zur Vogelberingung auf Helgoland. Teil 1: Zeitliche und regionale Veränderungen der Wiederfundraten und Todesursachen auf Helgoland beringter Vögel (1909 bis 1998). *Vogelwarte* 41: 161-181.
- HÜPPOP, K. & O. HÜPPOP** 2004. Atlas zur Vogelberingung auf Helgoland. Teil 2: Phänologie im Fanggarten von 1961 bis 2000. *Vogelwarte* 42: 284-343.
- HÜPPOP, O., DIERSCHKE, J. & H. WENDELN** 2005. Zugvögel und Offshore-Windkraftanlagen: Konflikte und Lösungen. *Ber. Vogelschutz* 41: 127-218.
- HÜPPOP, O., EXO, K.-M. & S. GARTHE** 2002. Empfehlungen für projektbezogene Untersuchungen möglicher bau- und betriebsbedingter Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf Vögel. *Ber. Vogelschutz* 39: 77-94.
- HÜPPOP, O., BLASIUS, H., FIEBER, F., REBKE, M. & F. STOLZENBACH** im Druck. „AWZ Vorhaben: Analyse und Bewertungsmethoden von kumulativen Auswirkungen von Offshore-WKA auf den Vogelzug“; FKZ 804 85 004, Abschlussbericht.
- IALA** 2004. IALA Recommendation O-117 on The Marking of Offshore Wind Farms. Edition 2. December 2004. IALA, AISM. <http://iala-aism.org>. International Association of Marine Aids to Navigation and Lighthouse Authorities.
- IFAÖ** 2005. Fachgutachten Seevögel zum Offshore-Windparkprojekt „Ventotec Ost 2“. Projektträger: Gesellschaft für Handel und Finanz mbH Leer und ARCADIS Consult GmbH Rostock, Betrachtungszeitraum: September 2002 bis August 2004, Bericht für das 1. und 2. Jahr der Basisaufnahme, Januar 2005. Institut für Angewandte Ökologie Forschungsgesellschaft mbH, Neu Broderstorf.
- JACOBS, J.** 1974. Quantitative measurement of food selection. *Oecologia* 14: 413-417.
- JÄRVINEN, A.** 1983. Breeding strategies of hole-nesting passerines in northern Lapland. *Annales Zoologici Fennici* 20: 129-149.
- JELLMANN, J.** 1977. Radarbeobachtungen zum Frühjahrszug über Nordwestdeutschland und die südliche Nordsee im April und Mai 1971. *Vogelwarte* 29: 135-149.
- JELLMANN, J.** 1989. Radarmessungen zur Höhe des nächtlichen Vogelzuges über Nordwestdeutschland im Frühjahr und Hochsommer. *Vogelwarte* 35: 59-63.



- JOHANSSON, O.C.** 1998. Habitat selection, reproductive success and population dynamics in Lapwings (*Vanellus vanellus*) and Dunlins (*Calidris alpina*). PhD thesis, Göteborg.
- JONES, J. & C.M. FRANCIS** 2003. The effects of light characteristics on avian mortality at lighthouses. *J. Avian Biol.* 34: 328-333.
- JULLIARD, R.** 2004. Estimating the contribution of survival and recruitment to large scale population dynamics. *Anim. Biodivers. Conserv.* 27: 417-426.
- KAATZ, J.** 1999. Einfluß von Windenergieanlagen auf das Verhalten der Vögel im Binnenland. In: **IHDE, S. & E. VAUK-HENTZELT** (Hrsg) Vogelschutz und Windenergie – Konflikte, Lösungsmöglichkeiten und Visionen. Bundesverband Windenergie e.V., Osnabrück:
- KAHLERT, J., PETERSEN, I.K., FOX, A.D., DESHOLM, M. & I. CLAUSAGER.** 2004. Investigations of birds during construction and operation of Nysted offshore wind farm at Rødsand. Annual status report 2003. National Environmental Research Institute, Denmark.
<http://uk.nystedhavmoellepark.dk/upload/pdf/Birds2003.pdf>
- KARLSSON, J.** 1983. Birds and windpower. Report 1977-82. Report No. 84. United States Government.
- KARLSSON, L.** 1992. Falsterbo ur fågelperspektiv. *Anser*, supplement 32.
- KARLSSON, J. & T. ALERSTAM** 1974. Flyghöjden hos flyttande tranor *Grus grus* over sydligaste Skåne – bestämning med hjälp av radar. *Vår Fågelvärld* 33: 265-269.
- KARLSSON, L., EHNBOOM, S. & G. WALINDER** 2005. A comparison between ringing totals at Falsterbo, SW Sweden, ringing totals at Ottenby, SE Sweden, and point counts from the Swedish Breeding Bird Census during 20 years (1980-1999). *Ornis Svec.* 15: 183-205.
- KEMPER, C.** 1996. A study of bird mortality at a west central Wisconsin TV tower from 1957-1995. *Passenger Pigeon* 58: 219-235.
- KIPP, M.** 1999. Zum Bruterfolg beim Großen Brachvogel (*Numenius arquata*). *LÖBF-Mitteilungen* 1999 (3): 47-49.
- KIRBY, J. & D. SCOTT** in Vorbereitung. Common Sandpiper *Actitis hypoleucos*. In: **DELANEY, S., SCOTT, D., DODMAN, T. & D. STROUD** (eds) An Atlas of Wader Populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands International and International Wader Study Group. pp
- KLEM, D. JR.** 1990. Collisions between birds and windows: mortality and prevention. *J. Field Ornithol.* 61: 120-128.
- KLINSKI, S., BUCHHOLZ, H., REHFELDT, K., SCHULTE, M. & G. NEHLS** (2007): Entwicklung einer Umweltstrategie an Land und auf See. Endbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes.
http://www.wind-energie.de/fileadmin/dokumente/Themen_A-Z/ Klimafolgen%20und%20Klimaschutz/UBA_umweltstrategie_windnutzung_2007_endbericht.pdf
- KNUST, R., DAHLHOFF, P., GABRIEL, J., HEUERS, J., HÜPPOP, O. & H. WENDELN** 2003. Untersuchungen zur Vermeidung und Verminderung von Belastungen der Meeresumwelt durch Offshore-Windenergieanlagen im küstenfernen Bereich der Nord- und Ostsee. Umweltbundesamt, Berlin.



- KOIVULA, K., PAKANEN, V.-M., RÖNKÄ, A. & E.-J. BELDA** 2008. Steep past and future population decline in an arctic wader: dynamics and viability of Baltic Temminck's stints *Calidris temminckii*. J. Avian Biol. 39: 329-340.
- KOOP, B.** 1997. Vogelzug und Windenergieplanung. Beispiele für Auswirkungen aus dem Kreis Plön (Schleswig-Holstein). Nat.sch. Landsch.plan. 4: 25-32.
- KOOPS, F.B.J.** 1987. Collision victims of high-tension lines in the Netherlands and effects of marking. KRMA Report 01282-MOB 86-3048.
- KOPIEC, K.** 1997. Seasonal pattern of the blackcap (*Sylvia atricapilla*) autumn migration at the Polish Baltic coast. Ring 19: 41-58.
- KORZUKOV, A.I.** 1991. Wader migration along the North-west Black Sea coast and adjacent areas. Wader Study Group Bull. 63: 21-24.
- KOVACH, W.L.** 2004. Oriana – Circular Statistics für Windows, ver. 2. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.
- KOZIK, R.** 2006. Autumn migration of waders (Charadrii) in the middle Vistula valley in 2004-2005. Ring 28 (1): 19-31.
- KRÜGER, T. & S. GARTHE** 2001. Flight altitude of coastal birds in relation to wind direction and speed. Atl. Seabirds 3: 203-216.
- KUBE, J., BELLEBAUM, J., KLEIN, R. & H. WENDELN** 2007: Vorkommen und Phänologie von Raubmöwen (Stercorariidae) in der westlichen Ostsee. Vogelwelt 128: 11-20.
- KUBE, J.** 2002. Vogelschutz: Kollisionen von Zugvögeln mit anthropogenen Strukturen. Vogelwelt 123: 165-167.
- KUBE, J., BELLEBAUM, J., KLEIN, R. & H. WENDELN** 2007. Vorkommen und Phänologie von Raubmöwen (Stercorariidae) in der westlichen Ostsee. Vogelwelt 128: 11-20.
- KUBE, J., RÖSNER, H.-U., BEHMANN, H., BRENNING, U. & J. GROMADZKA** 1994: Der Zug des Alpenstrandläufers (*Calidris alpina*) an der südlichen Ostseeküste und im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer im Sommer und Herbst 1991. Corax 15 (Sonderheft 2): 73-82.
- KVARNBÄCK, O., ERIKSSON, S. & M.W. PETTERSSON** 2006. Sånglärkor på trädor. Naturvårdsverket, Rapport 5548.
- LAMMEN, C. & E. HARTFIELD** 1994. Vogelschlag an einem Sendemast auf Sylt: Ein Vergleich zu Windkraftanlagen. Seevögel 15: 1-3.
- LANGGEMACH, T.** 1997. Stromschlag oder Leitungsanflug? – Erfahrungen mit Großvogelopfern in Brandenburg. Vogel Umw. 9 (Sonderheft): 167-176.
- LARKIN, R.P. & B.A. FRASE.** 1988. Circular paths of birds flying near a broadcasting tower in cloud. J. Comp. Psychol. 102: 90-93.
- LARSEN, J.L., DURINCK, J. & H. SKOV** 2007. Trends in chronic marine oil pollution in Danish waters assessed using 22 years of beached bird surveys. Mar. Pollut. Bull. 54: 1333-1340.
- LARSSON, K. & L. TYDÉN** 2005. Effects of oil spills on wintering Long-tailed Ducks *Clangula hyemalis* at Hoburgs bank in central Baltic Sea between 1996/97 and 2003/04. Ornis Svec. 15: 161-171.



- LAUSTEN, M. & P. LYNGS.** 2004. Trækfugle på Christiansø 1976-2001. Narayana Press, Gylling.
- LEBRETON, J.D., BURNHAM, K.P., CLOBERT, J. & D.R. ANDERSON** 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecol. Monogr.* 62: 67-118.
- LEBRETON, J.-D.** 2005. Dynamical and statistical models for exploited populations. *Aust. N. Z. J. Stat.* 47: 49-63.
- LEGENRE, S.** 1999. Demographic stochasticity: a case study using the ULM software. *Bird Study* 46: 140-147.
- LEGENRE, S. & J. CLOBERT** 1995. ULM, a software for conservation and evolutionary biologists. *J. Appl. Stat.* 22: 817-834.
- LIECHTI, F.** 2005. Birds flying with the wind – benefit or burden? – A review. European Science Foundation, Scientific Programme on Optimality in Bird Migration. Final conference “Migration in the life-history of birds”. Wilhelmshaven, Germany 16-20 February 2005.
- LIECHTI, F. & B. BRUDERER** 1998. The relevance of wind for optimal migratory theory. *J. Avian Biol.* 29: 561-568.
- LIECHTI, F., KLAASSEN, M. & B. BRUDERER** 2000. Predicting migratory flight altitudes by physiological migration models. *Auk* 117: 205-214.
- LINDSTRÖM, Å. & S. SVENSSON** 2005. Monitoring population changes of birds in Sweden. Annual report 2004. Lund University.
- LINDSTRÖM, Å., GREEN, M., OTTVALL, R. & S. SVENSSON** 2008. Monitoring population changes of birds in Sweden. Annual report 2007. Lund University.
- LOKKI, J. & K. EKLÖF** 1984. Breeding success of the Red-throated Diver (*Gavia stellata*) in southern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 21: 417-419.
- LÖSEKRUG, R.G.** 1997. Vogelverluste durch Stromleitungen – Erfahrungen aus Mitteleuropa und dem Mittelmeerraum. *Vogel Umw.* 9 (Sonderheft): 157-166.
- LUNDGREN, S. & G. LUNDIN** 2003. Status of the Common Crane (*Grus grus*) in Sweden at the end of the 20th century. In: **SALVI, A.** (ed) Proceedings 4th European Crane Workshop, Fenestrage: pp
- MADSEN, J., CRACKNELL, G. & T. FOX** 1999. Goose Populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. Wetlands International Publication No. 48.
- MAGNIN, G.** 1991. Hunting and persecution of migratory birds in the mediterranean region. ICBP Technical. Publication 12: 63-75.
- MANVILLE, A.M.** 2000. The ABCs of avoiding bird collisions at communication towers: the next steps. Proceedings of the Avian Interactions Workshop, December 2, 1999. Charleston, Electric Power Research Institute.
<http://www.fws.gov/migratorybirds/issues/towers/abcs.html>
- MANVILLE, A.M. II.** 2001. Avian mortality at communication towers: steps to alleviate a growing problem. In: **LEVITT, B.B.** (ed) Cell towers: wireless convenience? or environmental hazard? Proceedings of the Cell Towers Forum, state of the science, state of the law. December 2, 2000, Litchfield. Safe Goods/New Century Publishing 2000: pp 75-86.



- MANVILLE, A.M. II.** 2005. Bird strikes and electrocutions at power lines, communication towers, and wind turbines: state of the art and state of the science – next steps toward mitigation. In: **RALPH, C.J. & T.D. RICH** (eds) Bird Conservation Implementation and Integration in the Americas. Proceedings of the 3rd International Partners in Flight Conference. 2002 March 20-24, Asilomar. Volume 2. U.S. Department of Agriculture: pp 1051-1061.
- MCCULLOCH, M.N., TUCKER, G.M. & S.R. BAILLIE** 1992. The hunting of migratory birds in Europe: a ringing recovery analysis. *Ibis* 134 (Suppl. 1): 55-65.
- MEFFERT, P.** 2005. Rastökologie, Phänologie und Biometrie von Kleinvögeln auf der Greifswalder Oie. Diplomarbeit, Universität Potsdam.
- MEISSNER, W. & M. STRZAŁKOWSKA** 2006. Autumn migration dynamics of the Dunlin (*Calidris alpina*) at the Reda Mouth (southern Baltic). *Ring* 28 (1): 33-43.
- MELDE, F. & M. MELDE** 1991. Die Singdrossel. A. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.
- MELTOFTE, H.** 2008. A personal view on how waders migrate using the autumn passage of Northern Dunlins as an example. *Wader Study Group Bull.* 115 (1): 29-32.
- MEZQUIDA, A.T. & A. VILLARÁN** 2006. Abundance variations, survival and site fidelity of Reed Buntings *Emberiza schoeniclus* wintering in central Spain. *Ornis Fenn.* 83: 11-19.
- MILLER, P.S. & R.C. LACY** 2005. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.50 User's Manual. Apple Valley, MN: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).
- MILNER-GULLAND, E.J. & H.R. AKÇAKAYA** 2001. Sustainability indices for exploited populations. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 686-692.
- MILWRIGHT, R.D.P.** 2006. Post-breeding dispersal, breeding site fidelity and migration/wintering areas of migratory populations of Song Thrush *Turdus philomelos* in the Western Palearctic. *Ring. Migr.* 23: 21-32.
- MOOIJ, J.H.** 2005. Protection and use of waterbirds in the European Union. *Beitr. Jagd- Wildforsch.* 30: 49-76.
- MOURITSEN, H.** 2001. Ringing recoveries contain hidden information about orientation mechanisms. *Ardea* 89 (1): 31-42.
- MÜLLER, H.H.** 1981. Vogelschlag in einer starken Zugnacht auf der Offshore-Forschungsplattform „Nordsee“ im Oktober 1979. *Seevögel* 2: 33-37.
- NEHLS, H.W. & Z. ZÖLLICK** 1990. The moult migration of the Common Scoter (*Melanitta nigra*) off the coast of the GDR. *Baltic Birds* 5: 36-46.
- NERI** 2000. Offshore wind farms - Proposals for criteria for acceptable impacts on bird populations. National Environmental Research Institute, Denmark.
- NEWTON, I.** 1998. Population limitation in birds. Academic Press, London.
- NIEL, C., LEBRETON, J-D.** 2005. Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. *Conservation Biology* 19: 826-835.
- NILSSON, L. & M. GREEN** 2002. Fågelkollisioner med Öresundsbron. Lund University.



- NOER, H., CHRISTENSEN, T.K., CLAUSAGER, I. & I.K. PETERSEN** 2000. Effects on birds of an offshore windpark at Horns Rev: Environmental Impact Assessment. National Environmental Research Institute, Denmark.
http://www.hornsrev.dk/Miljoeforhold/miljoerapporter/Baggrundsrapport_18.pdf
- NOORDWIJK, A.J. VAN & D.L. THOMSON** 2008. Survival rates of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* breeding in the Netherlands estimated from ring recoveries. *Ardea* 96: 47-57.
- OAG MÜNSTER** 1987. The timing of autumn migration of some wader species in inland Europe: provisional results. *Wader Study Group Bull.* 50: 7-16.
- OAG MÜNSTER** 1994. Aspects of spring migration of some wader species in inland Europe. *Wader Study Group Bull.* 73: 62-71.
- OREJAS, C., JOSCHKO, T., SCHRÖDER, A., DIERSCHKE, J., EXO, M., FRIEDRICH, E., HILL, R., HÜPPOP, O., POLLEHNE, F., ZETTLER, M.L. & R. BOCHERT** 2005. Ökologische Begleitforschung zur Windenergienutzung im Offshore-Bereich auf Forschungsplattformen in der Nord- und Ostsee (BeoFINO). Endbericht (FKZ BMU 327526).
- OTTVALL, R.** 1999. The Corncrake (*Crex crex*) in Sweden. In: **SCHÄFFER, N. & U. MAMMEN** (eds) *Proceedings International Corncrake Workshop 1998*, Hilpoltstein, Germany.
www.corncrake.net/proceedings.htm
- OTTVALL, R. & J. PETERSON** 1998. Kornknarrens *Crex crex* biotopval, revierstorlek och ortstrohet på Öland: en radiosändarstudie. *Ornis Svec.* 8: 65-76.
- OTTVALL, R. & R. HÄRDLING** 2005. Sensitivity analysis of a migratory population of Redshanks *Tringa totanus*: a forewarning of a population decline? *Wader Study Group Bull.* 107: 40-45.
- PASINELLI, G., MÜLLER, M., SCHAUB, M. & L. JENNI** 2007. Possible causes and consequences of philopatry and breeding dispersal in red-backed shrikes *Lanius collurio*. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 61: 1061-1074.
- PÄTZOLD, R.** 1995. *Das Rotkehlchen: Erithacus rubecula*. 3. Auflage. Westarp Wissenschaften, Magdeburg und Spektrum, Heidelberg.
- PAYEVSKY, V.A. & A.P. SHAPOVAL** 2000a. Age structure of passerines according to ringing results. *Avian Ecol. Behav.* 4: 55-66.
- PAYEVSKY, V.A. & A.P. SHAPOVAL** 2000b. Demography and spatial distribution during migration of hunted thrushes. *Zool Zhurn* 83: 342-354 (in Russian with English summary).
- PAYEVSKY, V.A. & V.G. VYSOTSKY** 2003. Migratory song thrushes *Turdus philomelos* hunted in Europe: survival rates and other demographic parameters. *Avian Sci.* 3: 13-20.
- PAYEVSKY, V.A., VYSOTSKY, V.G. & A.P. SHAPOVAL** 2004. Age structure of passerine populations according to ringing results. *Avian Ecol. Behav.* 4: 55-66.
- PAYEVSKY, V.A., VYSOTSKY, V.G. & N.P. ZELENKOVA** 2003. Extinction of a Barred Warbler *Sylvia nisoria* population in Eastern Baltic: long-term monitoring, demography, and biometry. *Avian Ecol. Behav.* 11: 89-105.
- PEACH, W., BAILLIE, S. & L. UNDERHILL** 1991. Survival of British Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* in relation to West African rainfall. *Ibis* 133: 300-305.



- PEACH, W.J., THOMPSON, P.S. & J.C. COULSON** 1994. Annual and long-term variation in the survival rates of British lapwings *Vanellus vanellus*. *J Anim Ecol* 63: 60-70.
- PEARCE-HIGGINS, J.W. D.W. YALDEN** 2003. Golden Plover *Pluvialis apricaria* breeding success on a moor managed for shooting Red Grouse *Lagopus lagopus*. *Bird Study* 50: 170-177.
- PETTERSSON, J., HJORT, C., LINDSTRÖM, A. & A. HEDENSTRÖM** 1990. Wintering Robins, *Erithacus rubecula*, in the Mediterranean region and migrating Robins at Ottenby - a morphological comparison and an analysis of the migration pattern. *Vår Fågelvärld* 49: 267-278.
- PODOLSKY, R.** 2003. Avian Risk of Collision (ARC) Model. PEROT SYSTEMS Government Services, Inc. <http://www.nationalwind.org/events/wildlife/2003-2/presentations/Podolsky.pdf>
- PRANGE, H.** 2001. Kranichzug, - rast und -schutz 2000. Martin-Luther-Universität, Halle-Saale.
- PROCHÁZKA, P., HOBSON, K.A., KARCZA, K. & J. KRALJ** 2008. Birds of a feather winter together: migratory connectivity in the Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus*. *J. Ornithol.* 149: 141-150.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM** 2007. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, www.R-project.org.
- RATCLIFFE, N., SCHMITT, S. & M. WHIFFIN** 2005. Sink or swim? Viability of a black-tailed godwit population in relation to flooding. *J Appl Ecol* 42: 834-843.
- REICHHOLF, J.H.** 2003. Vogelschläge im Straßenverkehr: Aufschlussreich für das Vogelschlagrisiko im Luftverkehr? *Vogel Luftverk.* 23: 50-63.
- REMISIEWICZ, M.** 2002. The spatio-temporal pattern to Robin *Erithacus rubecula* migration – evidence from ringing recoveries. *Ardea* 90 (3): 489-502.
- RICHARDSON, W.J.** 1978. Timing and amount of bird migration in relation to weather: a review. *Oikos* 30: 224-274.
- ROBINSON, R.A., GREEN, R.E., BAILLIE, S.R., PEACH, W.J. & D.L. THOMSON** 2004. Demographic mechanisms of the population decline of the song thrush *Turdus philomelos* in Britain. *J. Anim. Ecol.* 73: 670-682.
- ROBINSON, R.A., BALMER, D.E. & J.H. MARCHANT** 2008. Survival rates of hirundines in relation to British and African rainfall. *Ring. Migr.* 24: 1-6.
- RODTS, J.** 1999. Eoliennes et protection des oiseaux: un dilemme! *L'homme et l'oiseau* 37: 110-123.
- RÖSNER, H.-U.** 1990. Sind Zugmuster und Rastplatzansiedlung des Alpenstrandläufers (*Calidris alpina alpina*) abhängig vom Alter? *J. Ornithol.* 131: 121-139.
- RÖSNER, H.-U.** 1997. Strategien von Zug und Rast des Alpenstrandläufers (*Calidris alpina*) im Wattenmeer und auf dem Ostatlantischen Zugweg. Dissertation, Univ. Frankfurt/M., Shaker Verlag, Aachen.
- RÖSNER, H.-U.** in Vorbereitung. Dunlin *Calidris alpina*. In: **DELANEY, S., SCOTT, D., DODMAN, T. & D. STROUD** (eds) *An Atlas of Wader Populations in Africa and Western Eurasia*. Wetlands International and International Wader Study Group.
- RUHE, W.** 2001. Die Vogelschlagstatistik der Bundeswehr 1999-2000. *Vogel Luftverk.* 21: 17-24.



- RUTSCHKE, E.** 1989. Die Wildenten Europas. Deutscher Landwirtschafts-Verlag, Berlin.
- RUXTON, G.D., THOMAS, S. & J.W. WRIGHT** 2002. Bells reduce predation of wildlife by domestic cats. *J. Zool.* 256: 81-83.
- RYTTMAN, H.** 1996. The survival of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in Sweden. *Ornis Svec.* 6: 122-123.
- RYTTMAN, H.** 2003. Breeding success of Wryneck *Jynx torquilla* during the last 40 years in Sweden. *Ornis Svec.* 13: 25-28.
- SANDBERG, R. & S. ÅKESSON** 1999. Behavioural ecology of migratory orientation. In: **ADAMS, N.J. & R.H. SLOTOW** (eds) Proc. 22nd Int. Ornithol. Congr. Durban. BirdLife South Africa, Johannesburg: pp 1005-1016.
- SCHÄFFER, N. & K. KOFFIJBERG** 2004. *Crex crex* Corncrake. *BWP Update* 6: 55-76.
- SCHAUB, M. & J.-D. LEBRETON** 2004. Testing the additive versus the compensatory hypothesis of mortality from ring recovery data using a random effects model. *Anim. Biodivers. Conserv.* 27: 73-85.
- SCHAUB, M., SCHWILCH, R. & L. JENNI** 1999. Does tape-luring of migrating Eurasian reed-warblers increase number of recruits or capture probability? *Auk* 116: 1047-1053.
- SCHAUB, M., LIECHTI, L. & L. JENNI** 2004. Departure of migrating European Robins, *Erithacus rubecula*, from a stop-over site in relation to wind and rain. *Anim. Behav.* 67: 229-237.
- SCHICKER, J.** 1997. Experimentelle Untersuchungen zur Verweildauer von Vogelkadavern unter Hochspannungsleitungen. *Vogel Umw.* 9 (Sonderheft): 147-155.
- SCHLENKER, R.** 1995. Änderungen von Wiederfundquoten beringter Vögel im Bereich der Vogelwarte Radolfzell. *Vogelwarte* 38: 108-109.
- SCHMALJOHANN, H., LIECHTI, F., BÄCHLER, E., STEURI, T. & B. BRUDERER** 2008. Quantification of bird migration by radar – a detection probability problem. *Ibis* 150: 342-355.
- SCHMIEDL, J.** 2001. Auswirkungen künstlicher Beleuchtung auf die Tierwelt – ein Überblick. *Schr.reihe Landsch.pfl. Nat.sch.* 67: 19-51.
- SCHÖNFELD, M.** 1982. Der Fitislaubsänger. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.
- ŚCIBORSKA, M. & P. BUSSE** 2004. Intra-seasonal changes in directional preferences of Robins (*Erithacus rubecula*) caught on autumn migration at Bukowo-Kopań ringing station (N Poland) in 1996. *Ring* 26 (1): 41-58.
- SHIRE, G.G., BROWN, K. & G. WINEGARD** 2000. Communication towers: a deadly hazard to birds. American Bird Conservancy, Washington D.C. <http://www.avaate.org/IMG/pdf/Towerk1.pdf>
- SIRIWARDENA, G.M., BAILLIE, S.R. & J.D. WILSON** 1998. Variation in the survival rates of some British passerines with respect to their population trends on farmland. *Bird Study* 45: 276-292.
- SKOV, H., DURINCK, J., LEOPOLD, M.F. & M.L. TASKER** 1995. Important Bird Areas for seabirds in the North Sea. BirdLife International, Cambridge.



- SKOV, H., CHRISTENSEN, K.D, JACOBSEN, E.M., MEISSNER, J. & J. DURINCK** 1998. Fehmarn Belt Feasibility Study, Investigation of Environmental Impact. Birds and Marine Mammals, Baseline Investigation. COWI-Lahmeyer.
- SLOOTEN, E., FLETCHER, D. & B.L. TAYLOR** 2000. Accounting for uncertainty in risk assessment: case study of Hector's dolphin mortality due to gillnet entanglement. *Conserv. Biol.* 14: 1264-1270.
- SMIT, C.J. & T. PIERSMA** 1989. Numbers, midwinter distribution, and migration of wader populations using the East Atlantic flyway. In: **BOYD, H. & J.Y. PIROT** (eds) Flyways and reserve networks for water birds. IWRB Special Publication No. 9:
- SONNTAG, N., ENGELHARD, O. & S. GARTHE** 2004: Sommer- und Mauservorkommen von Trauerenten *Melanitta nigra* und Samtenten *M. fusca* auf der Oderbank (südliche Ostsee). *Vogelwelt* 125: 77-82.
- SONNTAG, N., MENDEL, B. & S. GARTHE** 2006. Die Verbreitung von See- und Wasservögeln in der deutschen Ostsee im Jahresverlauf. *Vogelwarte* 44 (2): 81-112.
- SRU** (2003): Windenergienutzung auf See. Stellungnahme des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen.
http://www.umweltrat.de/03stellung/download03/stellung/Stellung_Windenergie_April2003.pdf
- STEIF, K.** 1996. Verkehrsbegleitendes Grün als Todesfalle für Vögel. *Nat. Landsch.* 71: 527-532.
- STERVANDER, M., LINDSTRÖM, Å., JONZÉN, N. & A. ANDERSSON** 2005. Timing of spring migration in birds: long-term trends, North Atlantic Oscillation and the significance of different migration routes. *J. Avian Biol.* 36: 210-221.
- STEWART, G.B., PULLIN, A.S. & C.F. COLES** (2007): Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds. *Environ. Conserv.* 34: 1-11.
- SVENSSON, S.** 1998. Bird kills on roads: is this mortality factor seriously underestimated? *Ornis Svec.* 8: 183-187.
- SWEDISH BIRD RINGING CENTRE** 2005. Number of birds ringed and recovered during the time period 1911-2004. The Swedish Museum of Natural History, Stockholm. <http://www.nrm.se>
- SZÉP, T.** 1991. Partifecske (*Riparia riparia*) populáció egyedszámának és túlélési valószínűségének monitoringja a Felső-Tiszán. *Ornis Hung.* 1: 37-44.
- SZÉP, T.** 1995. Relationship between West African Rainfall and the Survival of the Central European Adult Sand Martin (*Riparia riparia*) population. *Ibis* 137: 162-168.
- TAVECCHIA, G., PRADEL, R., GOSSMAN, F., BASTAT, C., FERRAND, Y. & J.D. LEBRETON** 2002. Temporal variation in annual survival probability of the Eurasian woodcock *Scolopax rusticola* wintering in France. *Wildl. Biol.* 8: 21-30.
- TAYLOR, W.K. & M.A. KERSHNER** 1986. Migrant birds killed at the Vehicle Assembly Building (VAB), John F. Kennedy Space Center. *J. Field Ornithol.* 57: 142-154.
- THALER, E.** 1990. Die Goldhähnchen. A. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.
- THOMSON, D.L., BAILLIE, S.R. & W.J. PEACH** 1997. The demography and age-specific annual survival of song thrushes during periods of population stability and decline. *J. Anim. Ecol.* 66: 414-424.



- THYEN, S., EXO, K.-M., CERVENCL, A., ESSER, W. & N. OBERDIEK** 2008. Salzwiesen im niedersächsischen Wattenmeer als Brutgebiet für Rotschenkel *Tringa totanus*: Wertvolle Rückzugsgebiete oder ökologische Fallen? *Vogelwarte* 46: 121-130.
- TRYJANOWSKI, P., GOLAWSKI, A., KUŹNIAK, S., MOKWA, T. & M. ANTCZAK** 2007. Disperse or stay? Exceptionally high breeding-site infidelity in the Red-backed Shrike *Lanius collurio*. *Ardea* 95: 316-320.
- TUCKER, V.A.** 1996. A mathematical model of bird collisions with wind turbine rotors. *J. Sol. Energ.* 118: 253-262.
- TULP, I., SCHEKKERMAN, H., LARSEN, J.K., VAN DER WINDEN, J., VAN DE HATERD, R.J.W., VAN HORSSSEN, P., DIRKSEN, S. & A.L. SPAANS** 1999. Nocturnal flight activity of sea ducks near the windfarm Tunø Knob in the Kattegat. Culemborg, Bureau Waardenburg bv, Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO) and National Environmental Research Institute, Denmark. Bureau Waardenburg report 99.64.
- TYLER, S.J.** 2004: Yellow Wagtail *Motacilla flava*. in: **DEL HOYO, J., ELLIOTT, A. & J. SARGATAL** (eds) *Handbook of the Birds of the World, Vol. 9.* Lynx Edicions, Barcelona.
- VALKAMA, J.** 2005. Numbers of birds ringed and recovered by the Helsinki Ringing Centre in 2004. *Finish Museum of Natural History, Helsinki.*
<http://www.fmnh.helsinki.fi/english/zoology/ringing/results/euring/2004.htm>
- VALKAMA, J., CURRIE, D. & E. KORPIMÄKI** 1999. Differences in the intensity of nest predation in the curlew *Numenius arquata*: A consequence of land use and predator densities? *Écoscience* 6: 497-504.
- VAN DER WINDEN, J., SPAANS, A. & S. DIRKSEN** 1999. Nocturnal collision risk of local wintering birds with wind turbines in wetlands. *Bremer Beitr. Nat.kunde Nat.sch.* 4: 33-38.
- VAN DOBBEN, W.H. & M.F. MÖRZER-BRUYNIS** 1939. Zug nach Alter und Geschlecht an niederländischen Leuchttürmen. *Ardea* 28: 61-79.
- VERHEIJEN, F.J.** 1958. The mechanisms of the trapping effect of artificial light sources upon animals. *Neth. J. Zool.* 13: 1-107.
- VON RÖNN, J.** 2001. Zug- und Rastvögel der Greifswalder Oie. *Seevögel* 22 (Sonderheft): 58-107.
- VYSOTSKY, V.G.** 2005: Survival of the Starling *Sturnus vulgaris* in the Eastern Baltic: different stages of the population dynamics *Avian Ecol. Behav.* 13: 1-10.
- VYSOTSKY, V.G. & I.V. ILJINSKY** 2004. Method of forecasting changes in the abundance of woodcock (*Scolopax rusticola*) based on weather conditions on the wintering grounds. *Proc. Zool. Inst. Russ. Acad. Sci.* 300: 165-174.
- WADE, P.** 1998. Calculating limits to the allowable human caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14: 1-37.
- WENDELN, H., LIECHTI, F., HILL, R., HÜPPOP, O. & J. KUBE** 2007. Sind Schiffsradargeräte für quantitative Vogelzuguntersuchungen geeignet? – Ein Vergleich mit dem Zielfolgeradar „Superfledermaus“. *Vogelwarte* 45: 336-337.
- WENDELN, H., BELLEBAUM, J., KUBE, J., LIECHTI, F. & H. STARK** 2008. Zugverhalten von Kranichen *Grus grus* über der Ostsee. *Vogelwarte* 46: 359-360.



- WETTSTEIN, W., HOBSON, K. A. & B. SCHMID** 2003. Tracing a vagabond: potential and limitations of indirect methods to estimate philopatry and migratory connectivity of Corncrakes (*Crex crex*). In: **WETTSTEIN, W.** (ed) Conservation biology, population structure and large-scale spatial behaviour of Corncrakes (*Crex crex* L.) in Europe. Ber. Inst. Umweltwiss. Univ. Zürich 6: pp 87-105.
- WHITE, G.C. & K.P. BURNHAM** 1999. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 (Suppl.): 120-138.
- WHITE, G.C., BURNHAM, K.P. & D.R. ANDERSON** 2001. Advanced features of Program Mark. In: **Field, R., Warren, R.J., Okarma, H. & P.R. Sievert** (eds) *Wildlife, Land, and People: Priorities for the 21st Century. Proceedings of the Second International Wildlife Management Congress.* The Wildlife Society, Bethesda: pp 368-377.
- WIESE, F.K.** 2003. Sinking rates of dead birds: Improving estimates of seabird mortality due to oiling. *Mar. Ornithol.* 31: 65-70.
- WIESE, F.K., MONTEVECCHI, W.A., DAVOREN, G.K., HUETTMANN, F., DIAMOND, A.W. & J. LINKE** 2001. Seabirds at risk around offshore oil platforms in the Northwest Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.* 42: 1285-1290.
- WINKELMAN, J.E.** 1985. Impact of medium-sized wind turbines on birds: a survey on flight behaviour, victims, and disturbance. *Neth. J. Agr. Sci.* 33: 75-77.
- WINKELMAN, J.E.** 1992a. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels: 1: aanvaringslachtoffers. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem. Rin-rapport 92/2.
- WINKELMAN, J.E.** 1992b. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels: 2: nachtelijke aanvaringskansen. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem. Rin-rapport 92/3.
- WINKELMAN, J.E.** 1992c. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels: 3: aanvliegedrag overdag. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem. Rin-rapport 92/4.
- WINKELMAN, J.E.** 1992d. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels: 4: verstoringsonderzoek. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem. Rin-rapport 92/5.
- WITTE, R.H. & S.M.J. VAN LIESHOUT** 2003. Effecten van windturbines op vogels. (Eenoverzicht van bestaande literatuur). Bureau Waardenburg, Culemborg. Rapport Nr. 03-046.
- WOODS, M., McDONALD, R.A. & S. HARRIS** 2003. Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain. *Mamm. Rev.* 33: 147-188.
- ZEHNDER, S., ÅKESSON, S., LIECHTI, F. & B. BRUDERER** 2001. Nocturnal autumn bird migration at Falsterbo, South Sweden. *J. Avian Biol.* 32: 239-248.
- ZINK, G.** 1973. Der Zug europäischer Singvögel: Ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. Band I, Lieferung 1. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- ZINK, G.** 1975. Der Zug europäischer Singvögel: Ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. Band I, Lieferung 2. AULA-Verlag, Wiesbaden.



-
- ZINK, G.** 1981. Der Zug europäischer Singvögel: Ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. Band II, Lieferung 3. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- ZINK, G.** 1985. Der Zug europäischer Singvögel: Ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. Band II, Lieferung 4. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- ZINK, G. & F. BAIRLEIN** 1995. Der Zug europäischer Singvögel: Ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. Band III AULA-Verlag, Wiesbaden.
- ŽYDELIS, R., J. BELLEBAUM, H. ÖSTERBLUM, M. VETEMAA, B. SCHIRMEISTER, A. STIPNIECE, M. VAN EERDEN, M. DAGYS, S. GARTHE** 2009. Bycatch in gillnet fisheries - an overlooked threat to waterbird populations. Biol. Conserv. doi:10.1016/j.biocon.2009.02.025



8 Glossar

°C - Grad Celsius

µs - Mikrosekunde

a - Jahr

Abb. - Abbildung

ad. - adult

AEWA - Abkommen über afrikanisch-eurasisch wandernde Wasservögel

AG - Adlergrund

anthropogen - vom Menschen beeinflusst oder verursacht

Ark_see - Arkonasee

avoidance Faktor - Faktor zur Kennzeichnung des Meideverhaltens von Vögeln gegenüber Windenergieanlagen (s. CHAMBERLAIN et al. 2006)

AVV - Allgemeine Verwaltungsvorschriften zur Kennzeichnung von Luftfahrthindernissen

AWZ - ausschließliche Wirtschaftszone

BBS - beached bird survey (Spülsaum-Monitoring)

Beob. - Beobachtung

Bft. – Beaufort

BLK - Burgenlandkreis

BImSchG - Bundesimmissionsschutzgesetz

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

BP - Brutpaare

BSH - Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie

BTO - British Trust of Ornithology

BZ - Beringungszentrale

bzw. - beziehungsweise

ca. - circa

Chi² - Koeffizient bei Test auf Unterschiede in Häufigkeitsverteilungen

CJS-Modell - Cormack-Jolly-Seber-Modell für Fang-Wiederfang-Daten

cm – Zentimeter

d - Tag

d.h. - das heißt

DE - Deutschland

DEWI - Deutsches Windenergie-Institut GmbH

df - Freiheitsgrade

DO - Darßer Ort

dt. - deutsch

DWD - Deutscher Wetterdienst

E - Ost

ESPOO-Konvention - Gesetz zu Umweltverträglichkeitsprüfung im grenzüberschreitenden Rahmen

etc. - et cetera (uns so weiter)

EU - Europäische Union

EURING - European Union for Bird Ringing

evtl. - eventuell

Fbo - Falsterbo



FE - Fehmarn
FIN - Finnland
FINO - Forschung in Nord und Ostsee (Forschungsplattformen FINO 1 in Nordsee und FINO 2 in Ostsee)
FKZ - Förderkennzeichen
Flyway - Zugweg
ft - Fuß (Längenmaß)
ges. - gesamt
ggf. - gegebenenfalls
GIS - Geographisches Informationssystem
GMT - Greenwich Mean Time
h - Stunde
HELCOM - Internationalen Helsinki-Kommission zum Schutz der Meeresumwelt der Ostsee
HiWUS - Projekt Bundesverband WindEnergie e.V., gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt: „Entwicklung eines Hindernisbefreiungskonzeptes zur Minimierung der Lichtemissionen an On- und Offshore-Windenergieparks und -anlagen unter besonderer Berücksichtigung der Vereinbarkeit der Aspekte Umweltverträglichkeit sowie Sicherheit des Luft- und Seeverkehrs“
Hz - Hertz (Einheit für Frequenz)
i.d.R. - in der Regel
IALA - International Association of Marine Aids to Navigation and Lighthouse Authorities
IfAÖ - Institut für Angewandte Ökologie
IfV - Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“
in Vorb. - in Vorbereitung
Ind. - Individuen
juv. - Jungvogel
K - Kapazitätsgrenze (Variable in Populationsmodellen)
Kap. - Kapitel
KF - Kriegers Flak
KFZ - Kraftfahrzeug
Klü - Klützhöved
km - Kilometer
KS - Kurzstreckenzieher
kW - Kilowatt
LS - Langstreckenzieher
LUA Brandenburg - Landesumweltamt Brandenburg
m - Meter
MARK - Mark and recapture; Programm zur Ermittlung von Überlebensraten markierter Individuen
max. - maximal
MHz - Megahertz (Einheit für Frequenz)
min. - minimal
mind. - mindestens
Mio. - Millionen
Mrd. - Milliarden
MTR - migration traffic rate (Zugrate: Vögel pro Stunde und Kilometer)
MV - Mecklenburg Vorpommern



MW - Megawatt
mw - Mittelwert
n - Anzahl / Stichprobenumfang
NZ - Nachtzug
N - Nord
NERI - National Environmental Research Institute (staatliches Forschungsinstitut in Dänemark)
ns - nicht signifikant
o.g. - oben genannt
OWP - Offshore-Windpark
P - Reproduktionsrate
p - Signifikanzwahrscheinlichkeit
PG - Plantagenetgrund
PRF - Puls Repetition Frequency (Pulsfrequenz bei Radargeräten)
PT - Prachtttaucher
R - Reproduktionsrate
rpm - rounds per minute (Drehfrequenz)
r_s - Korrelationskoeffizient nach Spearman (Rangkorrelationskoeffizient)
RÜ - Rügen
RU - Russland
s - Sekunde
s. - siehe
S - Süd: im Zusammenhang mit Himmelsrichtungen
S - Überlebensrate: im Zusammenhang mit Modellierungen
s.o. - siehe oben
SA - Sonnenaufgang
sd - Standardabweichung
se - Standardfehler
SeeAnIV - Seeanlagenverordnung
SeeAufgG - Seeaufgabengesetz
SH - Schleswig-Holstein
SNH - Scottish Natural Heritage
sog. - sogenannt
SPEC - Species of European Conservation Concern
ST - Sterntaucher
StUK - Standarduntersuchungskonzept (Herausgegeben vom BSH)
SU - Sonnenuntergang
SWE - Schweden
T - Koeffizient T-Test
Temp. - Temperatur
TZ - Tagzug
Tab. - Tabelle
TWC - tail wind component = Rückenwindkomponente
TWh/a - Terrawattstunden pro Jahr
u.U. - unter Umständen
UK - United Kingdom (Großbritannien)
unpubl. - unpubliziert
UTC - coordinated universal time



UV - ultraviolett

UVPG - Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz

v.a. - vor allem

VARS - Visual Automatic Recording System (Kamerasystem zur Aufnahme von Vogelbewegungen, Entwicklung IfAÖ)

VGA - Video Graphics Array

vgl. - vergleiche

VRL - EG-Vogelschutzrichtlinie / Richtlinie 79/409/EWG

W - West

WSD - Wasser- und Schifffahrtsdirektion

Z - Koeffizient bei U-Test (nicht-parametrischer Test unabhängiger Stichproben)

z.B. - zum Beispiel

z.T. - zum Teil

zit. - zitiert



9 Anhang

9.1 Beobachtungsgebiete

Tab. 75: Koordinaten der Standorte für Sichtbeobachtungen (S) und Radar (R).

Ort	Koordinaten N	Koordinaten E
Adlergrund, Gebiet 1 - S, R	54°43'	14°03'
Adlergrund, Gebiet 2 - S, R	54°42'	14°23'
Arkonasee S	54°48'	13°37'
Darßer Ort (Land) - S, R	54°29'	12°30'
Falsterbo (Schweden, Land) - S ¹⁾	55°23'	12°50'
Fehmarn (Grüner Brink) - S, R ²⁾	54°31'	11°12'
Klützhöved (Land) - S	54°00'	11°03'
Kriegers Flak (See) - S, R	54°58'	13°08'
Plantagenetgrund (See) - S, R	54°34'	12°38'
Rügen – S, R ³⁾	54°41'	13°24'

1) Beobachtungen durch Mitarbeiter der Beobachtungsstation Falsterbo (<http://www.skof.se/fbo/index.php>)

2) Radarstandort: 54°39'N 11°18' E

3) Radarstandort: 54°39'N 13°15'E

Tab. 76: Eckpunkte der Koordinaten für Transektfahrten.

Ort		Koordinaten N	Koordinaten E
Adlergrund, Gebiet 1	NW	54°52,2	14°57,6
	NE	54°49,8	14°19,8
	SE	54°37,2	14°19,2
	SW	54°37,2	14°57,0
Adlergrund, Gebiet 2	NW	54°49,8	14°8,4
	NE	54°49,2	14°34,8
	SE	54°36,6	14°33,6
	SW	54°37,2	14°7,8
Kriegers Flak	NW	55°7,8	12°52,8
	NE	55°7,8	13°19,2
	SE	54°52,8	13°19,2
	SW	54°52,8	12°52,8



9.2 Populationsgrößen und -trends

Tab. 77: Populationsgrößen (Anzahl der Brutpaare: Stand 2000) für die häufigsten nachts ziehenden Singvogelarten in Schweden (SWE) und Finnland (FIN). Angegeben sind BP in Schweden bzw. Finnland als Spanne von minimale bis maximale BP, sortiert nach maximalen BP in Schweden. T: teilweise Tagzieher (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004).

Art	Min_SWE	Max_SWE	Min_FIN	Max_FIN
Fitis	10.000.000	16.000.000	7.000.000	11.000.000
Baumpieper (T)	3.000.000	7.000.000	1.300.000	1.700.000
Rotkehlchen	2.500.000	5.000.000	1.200.000	3.300.000
Wintergoldhähnchen	2.000.000	4.000.000	600.000	1.600.000
Singdrossel	1.500.000	3.000.000	600.000	900.000
Gartengrasmücke	1.000.000	3.000.000	800.000	1.200.000
Amsel (T)	1.000.000	2.500.000	300.000	450.000
Heckenbraunelle	1.000.000	2.500.000	300.000	500.000
Trauerschnäpper	1.000.000	2.000.000	250.000	700.000
Rotdrossel	750.000	1.500.000	1.500.000	2.500.000
Grauschnäpper	500.000	1.200.000	1.300.000	1.700.000
Mönchsgrasmücke	400.000	1.000.000	30.000	50.000
Dorngrasmücke	500.000	1.000.000	250.000	400.000
Feldlerche (T)	500.000	1.000.000	300.000	400.000
Rohrhammer (T)	400.000	800.000	200.000	400.000
Teichrohrsänger	500.000	600.000	20.000	30.000
Zaunkönig	100.000	500.000	60.000	170.000
Steinschmätzer	100.000	500.000	150.000	200.000
Zilpzalp	100.000	400.000	100.000	150.000
Klappergrasmücke	150.000	400.000	200.000	300.000
Braunkehlchen	200.000	400.000	300.000	400.000
Gartenrotschwanz	100.000	300.000	700.000	900.000
Waldlaubsänger	200.000	250.000	100.000	200.000
Blaukehlchen	140.000	250.000	100.000	200.000
Schilfrohrsänger	50.000	200.000	200.000	400.000
Gelbspötter	40.000	100.000	10.000	15.000
Kuckuck	30.000	70.000	50.000	80.000
Sprosser	20.000	50.000	15.000	20.000
Neuntöter	26.000	34.000	30.000	60.000
Sumpfrohrsänger	15.000	20.000	4.000	6.000

Tab. 78: Populationsgrößen (Anzahl der Brutpaare: Stand 2000) für eine Auswahl an Greifvogelarten in Schweden (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004).

Art	Min_SWE	Max_SWE
Mäusebussard <i>Buteo buteo</i>	25.000	35.000
Sperber <i>Accipiter nisus</i>	15.000	20.000
Wespenbussard <i>Pernis apivorus</i>	5.400	6.400
Merlin <i>Falco columbarius</i>	4.200	5.700
Raufußbussard <i>Buteo lagopus</i>	2.000	5.000
Fischadler <i>Pandion haliaetus</i>	3.400	4.100
Baumfalke <i>Falco subbuteo</i>	1.800	2.200
Kornweihe <i>Circus cyaneus</i>	800	900
Seeadler <i>Haliaeetus albicilla</i>	260	280



Tab. 79: Zugvogelarten, die in Falsterbo (Vogelzugbeobachtungen) signifikante Änderungen in Durchzugszahlen aufweisen (Jahre 1973 - 2003; KJELLÉN 2004).

Abnehmende Arten			Zunehmende Arten		
Art	r	p	Art	r	p
Nebelkrähe	-0,90	***	Rotmilan	0,98	***
Wespenbussard	-0,82	***	Graugans	0,95	***
Star	-0,78	***	Wanderfalke	0,91	***
Bekassine	-0,75	***	Rohrweihe	0,89	***
Brachpieper	-0,75	***	Weisswangengans	0,87	***
Bachstelze	-0,72	***	Kanadagans	0,81	***
Rotkehlpieper	-0,62	***	Trauerente	0,72	***
Berghänfling	-0,62	***	Seeadler	0,72	***
Goldammer	-0,61	***	Graureiher	0,71	***
Rohrammer	-0,61	***	Kranich	0,71	***
Bergente	-0,60	***	Karmingimpel	0,69	***
Kiebitz	-0,59	**	Zwergschwan	0,66	***
Lachmöwe	-0,59	**	Ringelgans	0,66	***
Rauchschwalbe	-0,59	**	Bartmeise	0,66	***
Schellente	-0,57	**	Blässgans	0,66	***
Strandpieper	-0,54	**	Sturmmöwe	0,63	***
Uferschwalbe	-0,52	**	Tordalk	0,61	***
Ohrenlerche	-0,51	**	Misteldrossel	0,60	**
Feldsperling	-0,50	**	Falkenraubmöwe	0,59	**
Hohltaube	-0,48	**	Trottellumme	0,59	**
Saatgans	-0,47	*	Sperber	0,57	**
Krickente	-0,47	*	Spatelraubmöwe	0,54	**
Ortolan	-0,46	*	Girlitz	0,52	**
Zwergsäger	-0,43	*	Pfeifente	0,51	**
Reiherente	-0,41	*	Fischadler	0,48	**
Türkentaube	-0,41	*	Grünfink	0,47	**
Schafstelze	-0,40	*	Stieglitz	0,47	**
Bluthänfling	-0,39	*			
Zwergseeschwalbe	-0,38	*			
Stockente	-0,37	*			
Kornweihe	-0,37	*			
Mäusebussard	-0,37	*			
Heckenbraunelle	-0,37	*			
Raubwürger	-0,37	*			
Feldlerche	-0,35	*			



Tab. 80: Populationsschätzungen einiger Watvögel, die dem „East Atlantic Flyway“ folgen. Nach SMIT & PIERSMA (1989).

Art	Populationsschätzung	Ostsee-Überquerung?
Austernfischer <i>Haematopus ostralegus</i>	874.000	teilweise
Säbelschnäbler <i>Recurvirostra avosetta</i>	67.000	kaum
Sandregenpfeifer <i>Charadrius hiaticula</i>	243.000	teilweise
Seereggenpfeifer <i>Charadrius alexandrinus</i>	67.000	nein
Kiebitzregenpfeifer <i>Pluvialis squatarola</i>	168.000	teilweise
Knutt <i>Calidris canutus</i>		
<i>C. c. canutus</i>	512.000	ja
<i>C. c. islandica</i>	345.000	nein
Sanderling <i>Calidris alba</i>	123.000	Ja
Sichelstrandläufer <i>Calidris ferruginea</i>	436.000	teilweise
Meerstrandläufer <i>Calidris maritima</i>	50.000	kaum
Alpenstrandläufer <i>Calidris alpina</i>		
<i>C.a. arctica</i>	15.000	nein
<i>C.a. schinzii (Island)</i>	800.000	nein
<i>C.a. schinzii (temperate)</i>	21.000	teilweise
<i>C.a. alpina</i>	1.373.000	ja
Pfuhlschnepfe <i>Limosa lapponica</i>	822.000	ja
Regenbrachvogel <i>Numenius phaeopus</i>	69.000	ja
Großer Brachvogel <i>Numenius arquata</i>	348.000	teilweise
Rotschenkel <i>Tringa totanus</i>	288.000	teilweise



Tab. 81: Korrelationskoeffizient (Spearman's Rank Korrelation, R_s) zwischen Beringungszahlen (saisonale Summen) und Jahr in 37 Arten zwischen 1980-1999. FBO=Beringung in Falsterbo (Leuchtturm-Garten ohne mit FR=Flommen gekennzeichnete Arten). OBY=Beringung in Ottenby. PTX=Punkt-Zählungen im „Swedish Breeding Bird Census“. * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, * = $p < 0.001$. aus: KARLSSON et al. 2005.**

	FBO	OBY	PTX
Long-distance migrants <i>Långflyttare</i>			
Wryneck <i>Jynx torquilla</i>	-0.787***	-0.576**	-0.697***
Tree Pipit <i>Anthus trivialis</i>	-0.701***	-0.667**	-0.859***
Yellow Wagtail <i>Motacilla flava</i> FR	-0.438	-0.648**	-0.373
Thrush Nightingale <i>Luscinia luscinia</i>	-0.760***	-0.498*	-0.746***
Redstart <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	-0.427	-0.336	-0.396
Whinchat <i>Saxicola rubetra</i> FR	-0.730***	-0.308	-0.155
Wheatear <i>Oenanthe oenanthe</i>	-0.904***	-0.499*	-0.929***
Sedge Warbler <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> FR	+0.234	+0.211	+0.030
Reed Warbler <i>Acrocephalus scirpaceus</i> FR	-0.009	-0.280	+0.821***
Icterine Warbler <i>Hippolais icterina</i>	-0.722***	-0.270	+0.033
Lesser Whitethroat <i>Sylvia curruca</i>	-0.291	+0.223	+0.067
Whitethroat <i>Sylvia communis</i>	+0.170	+0.071	+0.607**
Garden Warbler <i>Sylvia borin</i>	-0.506*	-0.394	-0.412
Blackcap <i>Sylvia atricapilla</i>	+0.544*	-0.638**	+0.732***
Wood Warbler <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	-0.372	-0.383	+0.674**
Willow Warbler <i>Phylloscopus trochilus</i>	-0.678**	+0.038	-0.068
Spotted Flycatcher <i>Muscicapa striata</i>	-0.650**	-0.382	-0.096
Pied Flycatcher <i>Ficedula hypoleuca</i>	-0.749***	-0.544*	+0.017
Red-backed Shrike <i>Lanius collurio</i>	-0.840***	-0.412	-0.755***
No. of species with significant negative trends	11	7	5
No. of species with significant positive trends	1	0	4
No. of species with non-significant trends	7	12	10
Medium/short distance migrants <i>Medel/kortdistansflyttare</i>			
White Wagtail <i>Motacilla alba</i> FR	-0.471*	-0.475*	-0.744***
Wren <i>Troglodytes troglodytes</i>	+0.707***	+0.644**	+0.728***
Duncock <i>Prunella modularis</i>	-0.541*	-0.226	-0.787***
Robin <i>Erithacus rubecula</i>	+0.035	-0.185	-0.137
Blackbird <i>Turdus merula</i>	+0.529*	+0.081	+0.808***
Song Thrush <i>Turdus philomelos</i>	-0.056	-0.602**	-0.494*
Redwing <i>Turdus iliacus</i>	-0.153	-0.264	-0.182
Chiffchaff <i>Phylloscopus collybita</i>	+0.527*	-0.015	-0.298
Goldcrest <i>Regulus regulus</i>	+0.122	-0.168	+0.553*
Chaffinch <i>Fringilla coelebs</i>	+0.041	-0.278	-0.100
Reed Bunting <i>Emberiza schoeniclus</i>	-0.889***	-0.848***	-0.133
No. of species with significant negative trends	3	3	3
No. of species with significant positive trends	3	1	3
No. of species with non-significant trends	5	7	5
Partial migrants <i>Partiella flyttare</i>			
Blue Tit <i>Parus caeruleus</i>	+0.209	-0.017	+0.818***
Great Tit <i>Parus major</i>	-0.205	-0.699***	-0.346
Treecreeper <i>Certhia familiaris</i>	-0.025	+0.335	+0.698***
Tree Sparrow <i>Passer montanus</i>	-0.416	-0.085	+0.186
Greenfinch <i>Carduelis chloris</i>	-0.114	-0.207	+0.617**
Siskin <i>Carduelis spinus</i>	+0.447*	+0.258	+0.195
Yellowhammer <i>Emberiza citrinella</i>	-0.502*	-0.534*	-0.726***
No. of species with significant negative trends	1	2	1
No. of species with significant positive trends	1	0	3
No. of species with non-significant trends	5	5	3



9.3 Radaruntersuchungen

Tab. 82: Zeitliche Verteilung der eingesetzten Radargeräte in den verschiedenen Gebieten. Am Adlergrund waren zeitweise zwei Schiffe im Einsatz.

Gebiet	Zeiten	Schiff	Radar
Kriegers Flag	2002	Oceania	Bridgemaster 10 kW
	Feb./März 2003	Oceania	Bridgemaster 25 kW
	Apr./Mai 2003	Smirnitzkij	Bridgemaster 10 kW
	16.7.-19.7.2003	Aurelia	Furuno 25kW
	27.7.- Aug. 2003	La Cour	Furuno 25kW
	Sept. 2003	Oceania	Bridgemaster 10 kW
	ab Okt. 2003	Oceania	Bridgemaster 25 kW
Adlergrund (54°42'N 14°23'E)	2002	Oceania	Bridgemaster 10 kW
	24.3 und 25.3.2003	La Cour	Furuno 25kW
	Feb/März 2003	Oceania	Bridgemaster 25 kW
	Apr./Mai 2003	Smirnitzky	Bridgemaster 10 kW
	Juni-10.9.2003	La Cour	Furuno 25kW
	ab 17.9.2003	Oceania	Bridgemaster 25 kW
Adlergrund (54°43'N 14°03'E)	2002	Smirnitzky	Furuno 12 kW
	Feb. 2003	Smirnitzky	Furuno 12 kW
	ab März 2003	La Cour	Furuno 25kW
	Juli 2003	Aurelia	Furuno 25kW
Plantagenetgrund	2003	Oceania	Bridgemaster 10 kW
Fehmarn	2005	-	Bridgemaster 25 kW
Rügen	Sept. – 15.Okt. 2005	-	Bridgemaster 10 kW
	Ab 16. Okt. 2005	-	Bridgemaster 25 kW

Tab. 83: Anpassungsfunktionen für Distanzkorrektur.

Radartyp	Anpassungsfunktion
Bridgemaster 25 kW Furuno 25 kW Furuno 12 kW Bridgemaster 10 kW (nach Magnetronwechsel) Bridgemaster 10 kW (vor Magnetronwechsel)	$g(y) = e^{(-x^2/2 \cdot a_1^2)} * \left(1 + \sum_{j=2}^m b_j * \left(\cos \frac{j \cdot \pi \cdot x}{w}\right)\right)$
	$g(y) = 1 - e^{(-(x/a_1) - a_2)} * (1 + b_1 * (x/w)^2)$

- g (y) : Erfassungswahrscheinlichkeit
 x : Distanz zum Radar
 a_j/b_j : Detektionsparameter
 m: Anzahl Detektionsparameter
 w : Transektweite
 j : Nummerierung der Anpassungsfunktionen



Tab. 84: Detektionsparameter ($\pm se$) für die Anpassungsfunktionen der verschiedenen Radargeräte vor Magnetronwechsel (Bridgemaster-Modelle).

Parameter	Bridgemaster		Furuno	
	10 kW	25 kW	12 kW	25 kW
model, key function	hazard rate	half normal	half normal	half-normal
model, adjustment terms	simple polynomial	cosine	cosine	cosine
key function a_1	$397,5 \pm 6,5$	$881,5 \pm 17,5$	$851,1 \pm 41,3$	$898,7 \pm 26,5$
key function a_2	$6,13 \pm 0,05$	-	-	-
series expansion b_1	1382 ± 202	$-0,122 \pm 0,02$	$-0,275 \pm 0,05$	$-0,148 \pm 0,02$
series expansion b_2	-	$-0,224 \pm 0,02$	$0,117 \pm 0,05$	$0,168 \pm 0,02$
series expansion b_3	-	$-0,164 \pm 0,02$	$-0,296 \pm 0,05$	$-0,164 \pm 0,03$
N	5.073	5.536	974	2.893

Tab. 85: Detektionsparameter ($\pm SE$) für die Anpassungsfunktionen der beiden Bridgemaster-Modelle nach dem Magnetronwechsel.

	10 kW	25 kW
model, key function	half-normal	half normal
model, adjustment terms	cosine	cosine
key function a_1	$430,7 \pm 17,58$	$1196 \pm 96,44$
series expansion b_1	$-0,2829 \pm 0,099$	$-0,1249 \pm 0,0544$
n echoes	672	1.172



9.4 Kollisionsmodellierung

Tab. 86: Eingangsparmeter für Kollisionsmodellierung für verschiedene Arten.

	Länge [cm] ¹⁾	Spannweite [cm] ²⁾	Fluggeschwindigkeit [m*s ⁻¹] ²⁾
Amsel	27,0	36,3	9,3
Baumpieper	15,0	26,0	12,0
Bergfink	15,0	25,5	11,6
Braunkehlchen	13,0	22,5	8,1
Buchfink	15,0	26,5	12,8
Dorngrasmücke	14,0	20,8	10,5
Feldlerche	17,0	33,0	12,7
Fitis	12,0	19,0	9,5
Gartengrasmücke	13,5	22,3	9,2
Gartenrotschwanz	14,0	22,3	7,5
Gelbspäther	13,0	22,3	6,7
Heckenbraunelle	14,0	20,0	8,0
Klappergrasmücke	12,5	18,5	8,2
Mönchsgrasmücke	14,5	21,5	8,2
Neuntöter	17,0	25,5	12,9
Rotdrossel	21,0	40,5	12,4
Rotkehlchen	14,0	21,0	7,5
Singdrossel	22,0	35,0	11,9
Star	21,0	39,5	12,4
Steinschmätzer	15,5	29,0	12,8
Sternaucher	60,0	100,0	20,0
Sumpfrohrsänger	14,0	19,5	8,8
Teichrohrsänger	13,5	19,0	6,6
Trauerschnäpper	13,0	23,8	9,5
Wachtelkönig	29,0	47,0	15,0
Waldschnepfe	34,0	58,0	15,5
Wiesenpieper	15,0	23,5	10,5
Wintergoldhähnchen	9,0	14,5	6,0

¹⁾ nach SVENSSON et al.1999 (Mittelwert aus Spanne)

²⁾ NACH BRUDERER & BOLDT 2001



Tab. 87: Beschreibung der Geometrie der Windenergieanlagen sowie der Kennwerte der 19 Windparks, die in der Kollisionsmodellierung verwendet wurden (D = Deutschland, DK = Dänemark, S = Schweden. Planungsstand: Juli 2007; ¹⁾ angenommen Zugrichtung in der westlichen Ostsee: 210°:

Park - NR.	Name des Windparks	Geometrie	WEA-Typ (für Modellierung verwendet)	MW je Anlage	Rotorradius	Anzahl Anlagen	km senkrecht zur Zugrichtung ³⁾	n Reihen senkrecht zur Zugrichtung	Anzahl WEA je Reihe
<i>in Betrieb</i>									
1	Nysted I (DK) ¹⁾	Rechteck	Bonus 2.3 MW	2,3	41,2	72	7	8	9
2	Yttre Stengrund (S) ¹⁾	1 Reihe	Rotorblatt: LM 34 P	1,5	35	5	3	5	1
3	Utgrunden (S) ¹⁾	1 Reihe	Rotorblatt: LM 34 P	1,5	35	7	5	7	1
<i>genehmigt</i>									
4	Baltic I (D) ²⁾	Dreieck	verschiedene; Bonus 3.6 f. Modell. * mittelgroße Anlage für Modellierung ** Dreieck projiziert auf Rechteck nach Anzahl Anlagen	2,5-5	53,3 *	21	2	4**	5**
5	Krieger Flak, Schweden (S) ²⁾	Rechteck	Repower 5M	5	63	128	14	18	7
6	Kriegers Flak (D) ²⁾	fächerförmig	Bonus 3.6 *, Repower 5 M, Nordex N115 * mittelgroße Anlage für Modellierung ** Dreieck projiziert auf Rechteck nach Anzahl Anlagen	3,6 und 5 MW *	53,5	80	6	8**	10**
7	Ventotec Ost 2 / Arkona-becken SE (D) ²⁾	(±) fächerförmig	verschiedene; Vestas V90 3.0 für Modell. *verschiedene Anlagen, 3 MW-Anlagen für Modellierung ** Projektion auf Rechteck nach Anzahl Anlage	3*	45	185	12	15**	13**
8	Lillegrund (S) ¹⁾	Rechteck	Rotorblatt: LM 34 P * angenommen nach Anlagenanzahl	1,5	35	48	6*	7*	7*
<i>geplant</i>									
9	Nysted II (DK) ¹⁾	rechteck bis leicht kreisförmig	92 x Bonus 2.3 + 3 x Repower 5M g * 2,3 MW-Anlagen für Modellierung	2,3 (3x5 MW)*	41,2	95	9	12	8
10	Beltsee (D) ¹⁾	Rechteck	verschiedene; SWT-3.6-107 f. Modellierung * 3.6 MW-Anlagen für Modellierung;	3,6 (bis 5)*	53,5	83	11**	17**	4**



Park - NR.	Name des Windparks	Geometrie	WEA-Typ (für Modellierung verwendet)	MW je Anlage	Rotorradius	Anzahl Anlagen	km senkrecht zur Zugrichtung ³	n Reihen senkrecht zur Zugrichtung	Anzahl WEA je Reihe
** Abmessungen geschätzt nach BSH-Karte									
11	Sky 2000/ GEOFreE / WIN 2010 (D) ¹	Recheck*	Vestas V90 3.0 MW**	3**	45	55***	4	4	13
* nicht genau rechteckig und ungleiche Abstände der Anlagen ** angenommen aus Leistung und Anlagenzahl; grobe Schätzung *** 5 Anlagen genehmigt (GEOFreE)									
12	Arcadis Ost I (D) ²	(±) Rechteck	Repower 5M	5	63	70	8*	10*	7*
* angenommen nach Parkform und Anz. Anlagen									
13	Ausbau Vent./Arkona-becken .SE (D) ²	(±) fächerförmig	verschiedene; Vestas V90 3.0 für Modell.	3*	45	400 (insgesamt)	12**	22**	16**
*verschiedene Anlagen, 3 MW-Anlagen für Modellierung ** Projektion auf Rechteck nach Anzahl Anlage für kumulative Effekte Differenz zu Park-Nr. 7 berechnet									
14	Talvmanslegen (S) ¹	Recheck*	Repower 5M	5	63	24	5**	6**	4**
* Annahme ** Annahme nach Anlagenzahl; sichere Information: Anzahl Anlagen und Anlage-Typ (Hr. Rapp, mdl.)									
15	Skottarevet (S) ¹	Recheck*	Repower 5M	5	63	30	5**	6**	5**
* Annahme ** Annahme nach Anlagenzahl; sichere Information: Anzahl Anlagen und Anlage-Typ (Hr. Rapp, mdl.)									
16	Stora Middlegrund (S) ¹	Recheck*	Repower 5M	5	63	108	10**	12**	9**
* Annahme ** Annahme nach Anlagenzahl; sichere Information: Anzahl Anlagen und Anlage-Typ (Hr. Rapp, mdl.)									
17	Taggen (S) ¹	Recheck*	Repower 5M	5	63	60	8**	10**	6**
* Annahme ** Annahme nach Anlagenzahl; sichere Information: Anzahl Anlagen und Anlage-Typ (Hr. Rapp, mdl.)									
18	Trolleboda (S) ¹	Recheck*	Repower 5M	5	63	30	5**	6**	5**
* Annahme ** Annahme nach Anlagenzahl; sichere Information: Anzahl Anlagen und Anlage-Typ (Hr. Rapp, mdl.)									
19	Uttgrunden II (S) ¹	Recheck*	Repower 5M	5	63	24	5**	6**	4**
* Annahme ** Annahme nach Anlagenzahl; sichere Information: Anzahl Anlagen und Anlage-Typ (Hr. Rapp, mdl.)									

¹ Radardaten von Fehmarn

² Radardaten von Rügen

³ angenommen Zugrichtung in der westlichen Ostsee: 210°

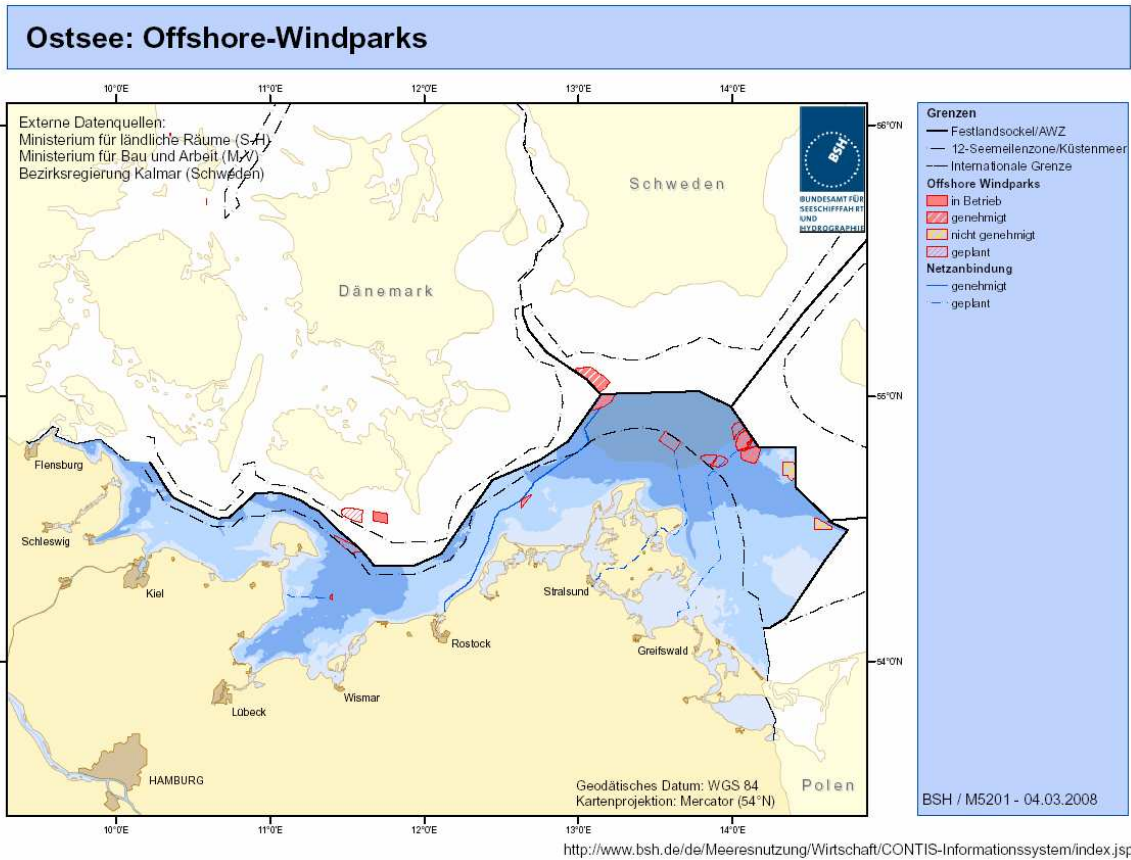


Abb. 136: Genehmigte und in Planung befindliche Offshore-Windparks im deutschen Teil der Ostsee.

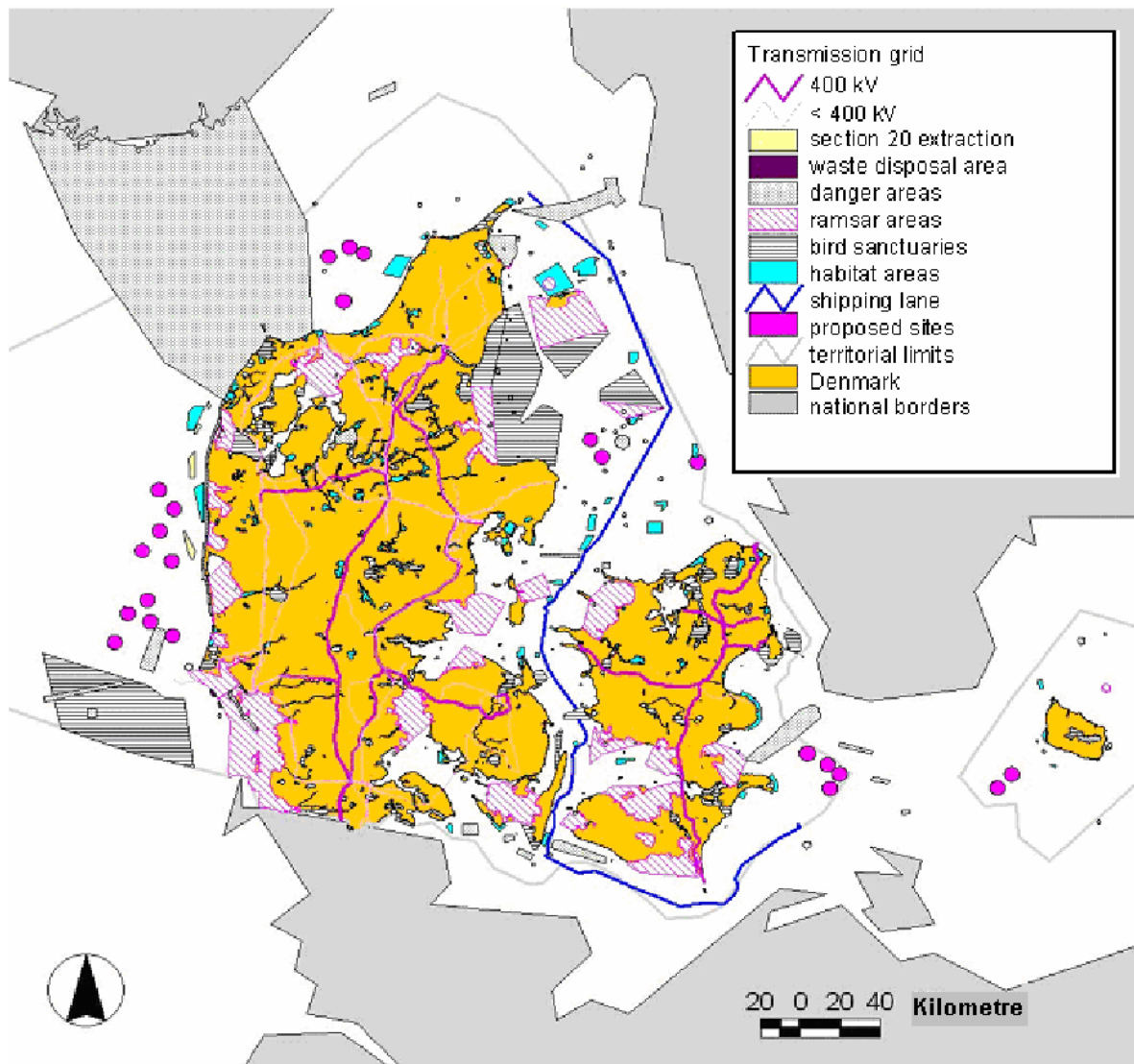


Abb. 137: Standorte (möglicherweise) in Planung gehender Offshore-Windparks (pinkfarbene Punkte) in Dänemark (<http://www.ens.dk/>). Die Standorte sind in den Berechnungen nicht berücksichtigt.

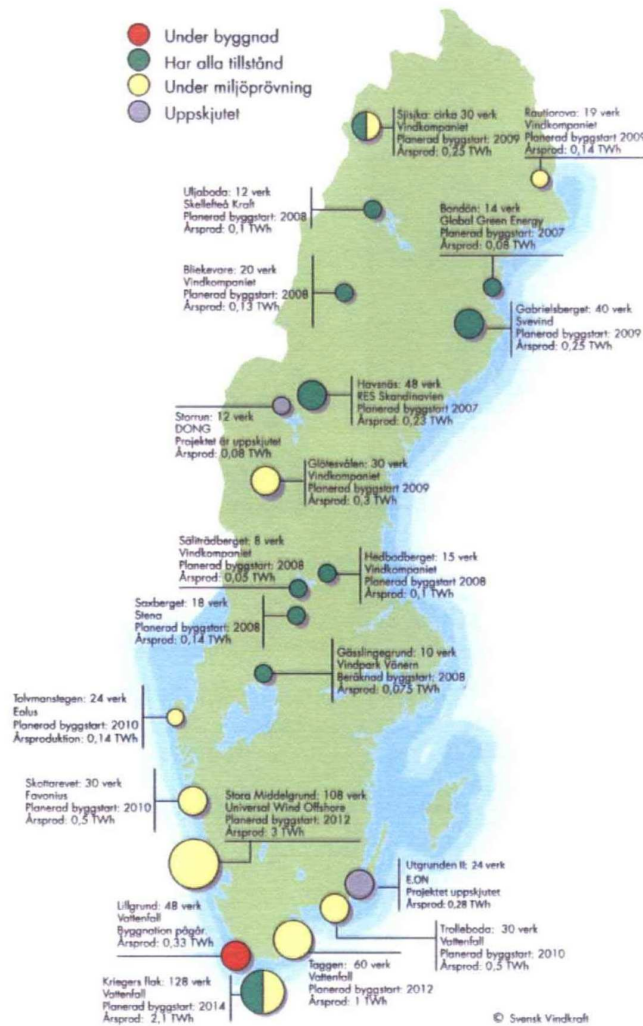


Abb. 138: Bestående och in Planing befindliche Offshore-Windparks in Schweden (<http://www.naturvardsverket.se>).

Tab. 88: Kollisionsraten an Leuchttürmen in Dänemark (nach HANSEN 1954) sowie Zugtypen, dominierende Herbstzugrichtung skandinavischer Brutvögel und Gefährdungskategorien der betroffenen Arten. (Schutzkategorien: SPEC-Kategorie: HEATH et al. 2000; AEW, Anhang 2 nach <http://www.unep-aewa.org/eng/agree/birds.htm>).

Art	Anzahl (54 Jahre)	Anteil (%)	Kollisionsrate (Ind. a ⁻¹)	Zugtyp	Herbst-Zugrichtung	Gefährdung EU-VRL/ SPEC-Kat./ AEW
Sterntaucher	12	0,0	0,2	Tagzieher	SW	
Prachtttaucher	2	0,0	0,0	Tagzieher	S-SE	
Eistaucher	1	0,0	0,0	Tagzieher	S	
Haubentaucher	5	0,0	0,1	Tag/Nachtzieher	S-SE	
Rothalstaucher	12	0,0	0,2	Tag/Nachtzieher	S-SW	
Schwarzhalstaucher	19	0,0	0,4	Nachtzieher	S-SW	
Zwergtaucher	15	0,0	0,3	Nachtzieher	SW	
Kormoran	9	0,0	0,2	Tagzieher	S-SW	
Graureiher	2	0,0	0,0	Tagzieher	SW	



Art	Anzahl (54 Jahre)	Anteil (%)	Kollisionsrate (Ind. a ⁻¹)	Zugtyp	Herbst- Zug- richtung	Gefährdung EU- VRL/ SPEC-Kat./ AEWA
Rohrdommel	2	0,0	0,0	Nachtzieher	SW	
Ringelgans	37	0,0	0,7	Tagzieher	W-SW	
Brandgans	3	0,0	0,1	Tagzieher	SW	
Stockente	60	0,1	1,1	Tagzieher	SW	II/1; - ; X
Krickente	58	0,1	1,1	Tagzieher	SW	II/1; - ; X
Knäkente	2	0,0	0,0	Tagzieher	S	
Spießente	7	0,0	0,1	Tagzieher	SW	
Pfeifente	57	0,1	1,1	Tagzieher	SW	II/1; - ; X
Löffelente	13	0,0	0,2	Tagzieher	SW	
Tafelente	6	0,0	0,1	Nachtzieher	SW	
Reiherente	26	0,0	0,5	Nachtzieher	SW	
Bergente	27	0,0	0,5	Nachtzieher	SW	
Schellente	9	0,0	0,2	Tagzieher	S-SW	
Eisente	63	0,1	1,2	Tag/(Nacht)zieher	SW	(II/2); - ; X
Eiderente	87	0,1	1,6	Tag/(Nacht)zieher	SW	(II/2); - ; X
Trauerente	129	0,1	2,4	Tag/(Nacht)zieher	W-SW	II/2; - ; X
Samtente	10	0,0	0,2	Tag/(Nacht)zieher	SW	
Mittelsäger	20	0,0	0,4	Tagzieher	SW	
Wespenbussard	2	0,0	0,0	Thermiknutzer	S-SW	
Rauhfußbussard	1	0,0	0,0	Thermiknutzer	S-SE	
Sperber	9	0,0	0,2	Tagzieher	SW	
Wanderfalke	2	0,0	0,0	Tagzieher	SW	
Baumfalke	1	0,0	0,0	Tagzieher	S-SW	
Merlin	5	0,0	0,1	Tagzieher	SW	
Turmfalke	22	0,0	0,4	Tag/Nachtzieher	SW	
Rebhuhn	4	0,0	0,1	Standvogel	-	
Wachtel	5	0,0	0,1	Nachtzieher	S-SW	
Wachtelkönig	10	0,0	0,2	Nachtzieher	S-SE	
Teichhuhn	115	0,1	2,1	Nachtzieher	SW	(II/2); - ; X
Wasserralle	297	0,3	5,5	Nachtzieher	SW	(II/2); - ; X
Tüpfelralle	28	0,0	0,5	Nachtzieher	SW	
Blessralle	56	0,1	1,0	Nachtzieher	SW	II/1 ; - ; X
Austernfischer	29	0,0	0,5	Tag/Nachtzieher	SW	
Kiebitz	264	0,3	4,9	Tagzieher	SW	II/2 ; - ; X
Kiebitzregenpfeifer	46	0,0	0,9	Tag/Nachtzieher	SW	
Goldregenpfeifer	107	0,1	2,0	Tag/Nachtzieher	SW	I-(II/2) ; 4 ; X
Sandregenpfeifer	52	0,1	1,0	Tag/Nachtzieher	SW	- ; - ; X
Großer Brachvogel	51	0,1	0,9	Tag/Nachtzieher	SW	
Pfuhlschnepfe	22	0,0	0,4	Tag/Nachtzieher	SW	
Zwergschnepfe	547	0,6	10,1	Nachtzieher	SW	
Bekassine	139	0,1	2,6	Nachtzieher	SW	II/1 ; - ; X
Waldschnepfe	267	0,3	4,9	Nachtzieher	SW	
Rotschenkel	30	0,0	0,6	Nachtzieher	S-SW	
Waldwasserläufer	5	0,0	0,1	Nachtzieher	SW	
Bruchwasserläufer	7	0,0	0,1	Nachtzieher	S-SW	
Grünschenkel	2	0,0	0,0	Nachtzieher	S-SW	
Dunkler Wasserläufer	1	0,0	0,0	Nachtzieher	S-SW	
Flußuferläufer	82	0,1	1,5	Nachtzieher	SW	- ; - ; X



Art	Anzahl (54 Jahre)	Anteil (%)	Kollisionsrate (Ind. a ⁻¹)	Zugtyp	Herbst- Zug- richtung	Gefährdung EU- VRL/ SPEC-Kat./ AEWA
Alpenstrandläufer	312	0,3	5,8	Tag/Nachtzieher	SW	- ; 3 ; X
Knutt	111	0,1	2,1	Tag/Nachtzieher	SW	(II/2) ; 3 ; X
Kampfläufer	6	0,0	0,1	Tag/Nachtzieher	S-SW	
Sturmmöwe	1	0,0	0,0	Tagzieher	SW	
Silbermöwe	5	0,0	0,1	Tagzieher	SW-SE	
Mantelmöwe	5	0,0	0,1	Tagzieher	SW-SE	
Lachmöwe	8	0,0	0,1	Tagzieher	SW	
Trauerseeschwalbe	1	0,0	0,0	Tag/Nachtzieher	S-SW	
Flusseeeschwalbe	19	0,0	0,4	Tag/Nachtzieher	SW	
Küstenseeschwalbe	11	0,0	0,2	Tag/Nachtzieher	SW	
Trottellumme	30	0,0	0,6	Tagzieher	-	
Tordalk	26	0,0	0,5	Tagzieher	-	
Gryllteiste	4	0,0	0,1	Tagzieher	SW	
Ringeltaube	67	0,1	1,2	Tagzieher	SW	II/1 ; - ; -
Hohltaube	3	0,0	0,1	Tagzieher	SW	
Kuckuck	37	0,0	0,7	Nachtzieher	S-SE	
Sumpfohreule	5	0,0	0,1	Nachtzieher	SW	
Waldohreule	5	0,0	0,1	Nachtzieher	SW	
Ziegenmelker	8	0,0	0,1	Nachtzieher	S	
Mauersegler	123	0,1	2,3	Tag/Nachtzieher	S	- ; - ; -
Buntspecht	7	0,0	0,1	Tagzieher	SW	
Wendehals	184	0,2	3,4	Nachtzieher	S-SW	- ; 3 ; -
Feldlerche	22.718	24,3	420,7	Tag/Nachtzieher	SW	(II/2) ; 3 ; -
Heidelerche	23	0,0	0,4	Tag/Nachtzieher	SW	
Rauchschwalbe	30	0,0	0,6	Tagzieher	S	
Mehlschwalbe	9	0,0	0,2	Tagzieher	S	
Uferschwalbe	6	0,0	0,1	Tagzieher	S	
Blaumeise	9	0,0	0,2	Tagzieher	S-SW	
Tannenmeise	4	0,0	0,1	Tagzieher	S-SW	
Schwanzmeise	2	0,0	0,0	Tagzieher	SW	
Gartenbaumläufer	8	0,0	0,1	Nachtzieher	-	
Wasseramsel	10	0,0	0,2	Nachtzieher	S-SE	
Zaunkönig	201	0,2	3,7	Nachtzieher	S-SW	- ; - ; -
Wacholderdrossel	3.505	3,7	64,9	Nachtzieher	SW	(II/2) ; 4w ; -
Misteldrossel	94	0,1	1,7	Nachtzieher	SW	(II/2) ; 4 ; -
Singdrossel	13.998	15,0	259,2	Nachtzieher	SW	(II/2) ; 4 ; -
Rotdrossel	14.210	15,2	263,1	Nachtzieher	SW-SE	(II/2) ; 4w ; -
Ringdrossel	317	0,3	5,9	Nachtzieher	S-SW	- ; 4 ; -
Amsel	2446	2,6	45,3	Nachtzieher	SW	(II/2) ; 4w ; -
Steinschmätzer	1.293	1,4	23,9	Nachtzieher	SW	- ; - ; -
Braunkehlchen	227	0,2	4,2	Nachtzieher	SW	- ; 4 ; -
Gartenrotschwanz	1.763	1,9	32,6	Nachtzieher	SW	- ; 2 ; -
Hausrotschwanz	8	0,0	0,1	Nachtzieher	SW	
Sprosser	12	0,0	0,2	Nachtzieher	SE	
Blaukehlchen	20	0,0	0,4	Nachtzieher	S-SW	
Rotkehlchen	5.796	6,2	107,3	Nachtzieher	SW	- ; 4 ; -
Sperbergrasmücke	18	0,0	0,3	Nachtzieher	SE	
Gartengrasmücke	907	1,0	16,8	Nachtzieher	S-SW	- ; 4 ; -



Art	Anzahl (54 Jahre)	Anteil (%)	Kollisionsrate (Ind. a ⁻¹)	Zugtyp	Herbst- Zug- richtung	Gefährdung EU- VRL/ SPEC-Kat./ AEWA
Mönchsgrasmücke	330	0,4	6,1	Nachtzieher	S-SE	- ; 4 ; -
Klappergrasmücke	103	0,1	1,9	Nachtzieher	SE	- ; - ; -
Dorngrasmücke	299	0,3	5,5	Nachtzieher	S-SW	- ; 4 ; -
Gelbspötter	74	0,1	1,4	Nachtzieher	S-SE	- ; 4 ; -
Fitis	1.569	1,7	29,1	Nachtzieher	SW-SE	- ; - ; -
Zilpzalp	241	0,3	4,5	Nachtzieher	SW	- ; - ; -
Waldlaubsänger	1	0,0	0,0	Nachtzieher	S-SE	
Rohrschwirl	2	0,0	0,0	Nachtzieher	S-SE	
Feldschwirl	18	0,0	0,3	Nachtzieher	S-SW	
Drosselrohrsänger	1	0,0	0,0	Nachtzieher	S-SW	
Teichrohrsänger	71	0,1	1,3	Nachtzieher	SW	- ; 4 ; -
Sumpfrohrsänger	8	0,0	0,1	Nachtzieher	SE	
Schilfrohrsänger	304	0,3	5,6	Nachtzieher	S	- ; 4 ; -
Wintergoldhähnchen	1.316	1,4	24,4	Nachtzieher	S-SW	- ; 4 ; -
Sommergoldhähnchen	1	0,0	0,0	Nachtzieher	S-SW	
Grauschnäpper	36	0,0	0,7	Nachtzieher	S-SW	
Trauerschnäpper	1.195	1,3	22,1	Nachtzieher	SW	- ; 4 ; -
Zwergschnäpper	4	0,0	0,1	Nachtzieher	SE	
Heckenbraunelle	18	0,0	0,3	Nachtzieher	SW	
Wiesenpieper	609	0,7	11,3	Tagzieher	SW	- ; 4 ; -
Strandpieper	79	0,1	1,5	Tagzieher	SW	
Baumpieper	209	0,2	3,9	Tag/Nachtzieher	S-SW	- ; - ; -
Bachstelze	36	0,0	0,7	Tagzieher	S-SE	
Schafstelze	35	0,0	0,6	Tagzieher	S-SW	
Neuntöter	31	0,0	0,6	Nachtzieher	SE	
Star	12.089	12,9	223,9	Tag/Nachtzieher	SW	(II/2); - ; -
Grünfink	20	0,0	0,4	Tagzieher	SW	
Kernbeißer	22	0,0	0,4	Tagzieher	SW	
Buchfink	532	0,6	9,9	Tag/Nachtzieher	SW	- ; 4 ; -
Bergfink	1.568	1,7	29,0	Tag/Nachtzieher	S-SW	- ; - ; -
Stieglitz	2	0,0	0,0	Tag/Nachtzieher	SW	
Erlenzeisig	23	0,0	0,4	Tag/Nachtzieher	S-SW	
Birkenzeisig	65	0,1	1,2	Tag/Nachtzieher	SW-SE	- ; - ; -
Bluthänfling	42	0,0	0,8	Tag/Nachtzieher	S-SW	
Berghänfling	31	0,0	0,6	Tag/Nachtzieher	S-SW	
Gimpel	2	0,0	0,0	Tag/Nachtzieher	S-SW	
Graumammer	17	0,0	0,3	Tag/Nachtzieher	-	
Goldammer	56	0,1	1,0	Tag/Nachtzieher	SW	- ; 4 ; -
Ortolan	41	0,0	0,8	Tag/Nachtzieher	SW	
Rohrammer	573	0,6	10,6	Tag/Nachtzieher	SW	- ; - ; -
Spornammer	5	0,0	0,1	Tag/Nachtzieher	S-SW	
Schneeammer	345	0,4	6,4	Tag/Nachtzieher	S-SE	- ; - ; -
Feldsperling	19	0,0	0,4	Tag/Nachtzieher	SW	
Dohle	6	0,0	0,1	Tagzieher	SW	
Nebelkrähe	7	0,0	0,1	Tagzieher	SW	
Saatkrähe	32	0,0	0,6	Tagzieher	SW	

Grau hervorgehoben sind die Arten, die mindestens 1 % Anteil an den Gesamtkollisionen zeigen.



Tab. 89: Parameter zur Berechnung von Wachstumsrate und Schwellenwerten für 43 Zugpopulationen.

Art	Brutpopulation (Paare)	Trend Schweden *	R (Junge pro Paar)	Überlebensrate S_{juv}	Überlebensrate S_{ad}	Erstbrutalter α	Quelle (wenn nicht CRAMP 1977-1994, GLUTZ et al. 1987-1997, BAUER et al. 2005)
Sterntaucher	1200-1400	8,6	1,15	0,6	0,84	2	Lokki & Eklöf 1984
Haubentaucher	15000-25000	0	1,37	0,645	0,715	2	
Graureiher	5000-6500	-	2,642	0,75-0,78	0,78	2	
Wachtelkönig	400-900	-	4,1	0,32	0,37	1	Green 1999, diese Studie
Blässhuhn	38000-55000	-	2	0,49	0,7	1,6	Bellebaum 2000
Sandregenpfeifer	10000-20000	-	1,28	0,59	0,86	1,3	Herrmann & Holz 1989, Pienkowski 1984
Goldregenpfeifer	50000-90000	(1,8)	0,76	0,59	0,8	1	Pearce-Higgins & Yalden 2003
Kiebitz	100000-180000	-1,1	0,673	0,595	0,828	1,5	Catchpole et al. 1999, Peach et al. 1994; Johansson 1998
Temminckstrandläufer	6000-7000	-	0,255	0,50	0,81	1	Koivula et al. 2008
Waldschnepfe	350000-1150000	5,9	2,5	0,43	0,55	1	Vysotsky & Iljinsky 2004; Bauthian et al. 2006
Uferschnepfe	140-310	-	0,65	0,36	0,77	2	van Noordwijk & Thomson 2008, Ratcliffe et al. 2005
Großer Brachvogel	45000-70000	-2,1	0,48	0,47	0,936	2	Valkama et al. 1999, Kipp 1999
Rotschenkel	10000-20000	-2,4	0,75	0,60	0,797	1	Ottvall & Härdling 2005, Thyen et al. 2008
Waldohreule	2000-10000	-	1,55	0,48	0,69	1	B. Block pers. Mitt.
Mauersegler	200000-400000	-2,2	1,13	0,71	0,81	2	
Feldlerche	500000-1000000	-3,4	2,47	0,62	0,665	1	Delius 1965
Baumpieper	3000000-7000000	-2,8	2,7	0,35	0,525	1	van Hecke 1979, 1981
Wasseramsel	5000-50000	-	3,30	0,41	0,55	1	
Rotkehlchen	2500000-5000000	-0,4	4,5	0,41	0,419	1	Siriwardena et al. 1998
Gartenrotschwanz	100000-300000	-2,1	5,02	0,30	0,49	1	Järvinen 1983
Braunkehlchen	200000-400000	-1,5	3,02	0,40	0,46	1	Bastian & Bastian 1996
Steinschmätzer	100000-500000	-3,1	4,2	0,36	0,62	1	Arlt et al. 2008
Amsel	1000000-2500000	1,3	3,315	0,42	0,6	1	Ebenman & Karlson 1984
Wacholderdrossel	500000-1000000	-0,8	2,36	0,45	0,63	1	
Singdrossel	1500000-3000000	0,3	2,7	0,38	0,59	1	diese Studie
Rotdrossel	750000-1500000	(-0,2)	3,4	0,40	0,58	1	Payevsky et al. 2004
Schilfrohrsänger	50000-200000	-3,1	4,84	0,40	0,43	1	Peach et al. 1991



Art	Brutpopulation (Paare)	Trend Schweden *	R (Junge pro Paar)	Überlebensrate S_{juv}	Überlebensrate S_{ad}	Erstbrutalter α	Quelle (wenn nicht CRAMP 1977-1994, GLUTZ et al. 1987-1997, BAUER et al. 2005)
Sumpfrohrsänger	15000-20000	1,9	2,97	0,36	0,56	1	
Teichrohrsänger	500000-600000	(-0,1)	3,69	0,35	0,56	1	
Gelbspötter	40000-100000	(0,1)	3,33	0,33	0,5	1	
Sperbergrasmücke	250-350	-	3,6	0,40	0,47	1	Payevsky et al. 2003
Klappergrasmücke	150000-400000	(-0,2)	3,13	0,40	0,46	1	
Dorngrasmücke	500000-1000000	(-0,3)	3,25	0,35	0,45	1	
Gartengrasmücke	1000000-3000000	(0,1)	3,11	0,40	0,48	1	
Mönchsgrasmücke	400000-1000000	2,6	3	0,42	0,46	1	Bairlein 1978, Siriwardena et al. 1998
Zilpzalp	100000-400000	-3,4	4,5	0,34	0,375	1	
Fitis (<i>Ph.t.trochilus</i>)	5000000-8000000	-0,6	3,45	0,30	0,44	1	Siriwardena et al. 1998
Wintergoldhähnchen	1500000-3000000	-0,9	7	0,30	0,37	1	Payevsky & Shapoval 2000
Trauerschnäpper	1000000-2000000	-0,8	5	0,27	0,50	1	
Pirol	50-100	-	2,5	0,49	0,77	2	Feige 1986
Neuntöter	26000-34000	-1,8	3,4	0,39	0,615	1	Olsson 1995; diese Studie
Star	750000-1500000	-2,3	3,3	0,34	0,59	1	Vysotsky 2005
Ortolan	2000-7000	-5,1	3,0	0,35	0,46	1	

* nicht signifikante Trends in Klammern



Tab. 90: Ergebnisse der Berechnung von Wachstumsrate und Schwellenwerten.

Art	Population	λ_{\max}	λ_{\max}	f	Mittlere	Schwellenwert		Schwellenwert		Schwellenwert
	sgröße N_{\min}	(MM)	(DIM)			Zugpopulat ion	(MM) Anzahl	%	(DIM) Anzahl	
Sternaucher	3000	1,04	1,30	0,2	3888	13	0,34%	89	2,30%	0,89%
Haubentaucher	37500	1,02	1,39	0,2	58095	89	0,15%	1446	2,49%	0,62%
Graureiher	16500	1,09	1,34	0,2	26224	145	0,55%	567	2,16%	1,09%
Wachtelkönig	1600	1,23	2,32	0,2	3600	37	1,02%	211	5,85%	2,45%
Blässhuhn	114000	1,09	1,50	0,2	182866	976	0,53%	5667	3,10%	1,29%
Sandregenpfeifer	25000	1,13	1,43	0,2	42426	334	0,79%	1064	2,51%	1,40%
Goldregenpfeifer	125000	1,10	1,70	0,2	201246	1188	0,59%	8701	4,32%	1,60%
Kiebitz	230000	1,02	1,41	0,1	348827	279	0,08%	4676	1,34%	0,33%
Temminck	13500	1,04 *	1,68	0,1	16202	29	0,18%	457	2,82%	0,71%
Waldschnepfe	1050000	1,14	2,09	0,2	2537716	14700	0,58%	114639	4,52%	1,62%
Uferschnepfe	329	1,04 **	1,35	0,1	562	1	0,12%	6	1,02%	0,35%
Großer Brachvogel	101250	1,04	1,19	0,1	140312	192	0,14%	987	0,70%	0,31%
Rotschenkel	22500	1,03	1,70	0,1	35355	28	0,08%	789	2,23%	0,42%
Waldohreule	5500	1,10	1,89	0,2	15652	54	0,34%	487	3,11%	1,03%
Mauersegler	500000	1,10	1,32	0,1	848528	2608	0,31%	8051	0,95%	0,54%
Feldlerche	1617500	1,43	1,92	0,1	3160767	34776	1,10%	74719	2,36%	1,61%
Baumpieper	9750000	1,07	2,12	0,1	20621591	31688	0,15%	547295	2,65%	0,64%
Wasseramsel	17500	1,23	2,09	0,2	79057	397	0,50%	1906	2,41%	1,10%
Rotkehlchen	11250000	1,37	2,26	0,1	24748737	208125	0,84%	707560	2,86%	1,55%
Gartenrotschwanz	450000	1,20	2,17	0,1	1212436	4403	0,36%	26291	2,17%	0,89%
Braunkehlchen	700000	1,06	2,21	0,1	1414214	2205	0,16%	42239	2,99%	0,68%
Steinschmätzer	400000	1,49	1,99	0,1	1341641	9720	0,72%	19818	1,48%	1,03%
Amsel	3500000	1,26	2,02	0,2	7905694	89250	1,13%	356872	4,51%	2,26%
Wacholderdrossel	1500000	1,17	1,98	0,1	2828427	12750	0,45%	73222	2,59%	1,08%
Singdrossel	4500000	1,20	2,03	0,2	8485281	90000	1,06%	463301	5,46%	2,41%
Rotdrossel	2625000	1,26	2,05	0,2	5303301	67988	1,28%	275416	5,19%	2,58%
Schilfrohsänger	175000	1,12	2,24	0,1	500000	1076	0,22%	10888	2,18%	0,68%
Sumpfrohsänger	52500	1,10	2,08	0,2	86603	525	0,61%	5646	6,52%	1,99%
Teichrohsänger	1750000	1,17	2,08	0,2	2738613	30188	1,10%	188204	6,87%	2,75%
Gelbspötter	140000	1,06	2,16	0,2	316228	840	0,27%	16177	5,12%	1,17%
Sperbergrasmücke	875	1,22	2,19	0,1	1479	10	0,65%	52	3,53%	1,52%
Klappergrasmücke	487500	1,05	2,21	0,2	1102270	2535	0,23%	58956	5,35%	1,11%
Dorngrasmücke	1750000	1,15	2,22	0,2	3535534	26250	0,74%	213398	6,04%	2,12%
Gartengrasmücke	3500000	1,14	2,18	0,2	8660254	49000	0,57%	413481	4,77%	1,64%
Mönchsgrasmücke	1400000	1,10	2,21	0,2	3162278	14000	0,44%	168956	5,34%	1,54%
Zilpzalp	400000	1,13	2,31	0,2	1200000	5272	0,44%	52446	4,37%	1,39%
Fitis (<i>Ph.t.trochilus</i>)	17500000	1,07	2,23	0,1	31622777	60375	0,19%	1077925	3,41%	0,81%
Wintergoldhähnchen	8250000	1,40	2,32	0,1	19091883	165000	0,86%	545756	2,86%	1,57%
Trauerschnäpper	4500000	1,25	2,16	0,1	9899495	56250	0,57%	259995	2,63%	1,22%
Pirol	150	1,15	1,35	0,2	283	2	0,80%	5	1,85%	1,22%
Neuntöter	84500	1,24	2,00	0,1	133795	997	0,75%	4217	3,15%	1,53%
Star	2250000	1,15	2,03	0,1	4242641	17213	0,41%	115825	2,73%	1,05%
Ortolan	7000	1,07	2,21	0,1	18708	25	0,14%	422	2,26%	0,55%

• nach KOIVULA et al. 2008, ** nach RATCLIFFE et al. 2005



Berechnung der Kollisionswahrscheinlichkeit eines Vogels mit einer Windenergieanlage nach BAND et al. 2005 (aus : <http://www.snh.org.uk/pdfs/strategy/renewable/COLLIS.pdf>)

No-avoidance collision risk

The aim, normally, is to estimate the number of bird collisions over a period of time such as a year. The calculation proceeds in two stages:

Number of birds colliding per annum =
number flying through rotor (Stage 1) x
probability of bird flying through rotor being hit (Stage 2)

Stage 1: Number of bird flying through rotors

There are two standard approaches which may be appropriate depending on the species and flight behaviour. Usually the detailed method of calculation set out below will have to be modified in some way to make best use of the available data. If the flight data available is detailed, the approach below may be refined by considering separately different sectors of the wind farm area, or different seasons of the year when the flight behaviour may differ, or different scenarios such as when site-faithful birds are breeding. However, in most circumstances the following can guide the general approach.

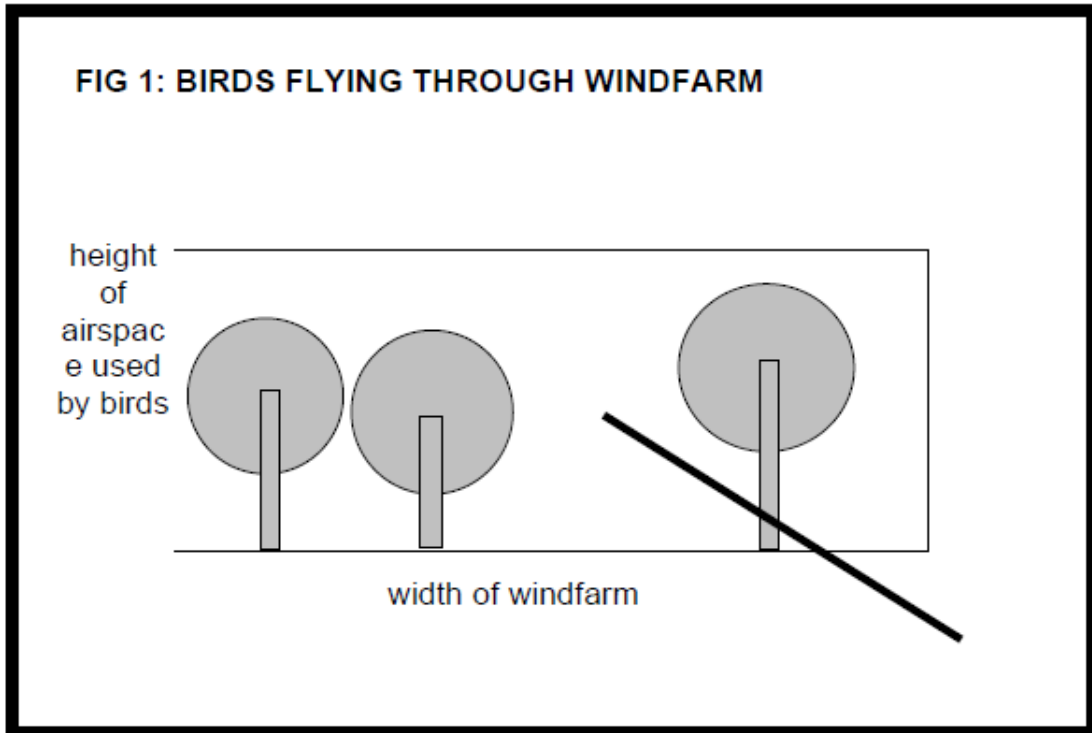
1. Regular flights through a windfarm

The first approach is where a bird population makes regular flights through the windfarm, possibly in a reasonably defined direction. This applies for example to over-wintering geese making their twice-daily flights from roost to feeding areas, within habitually-used flight corridors; or to divers making regular feeding trips from hill lochan nest sites to the coast.

1. Identify a 'risk window' ie a window of width equal to the width of the windfarm across the general flight direction of the birds, and of height equal to the maximum height of the highest turbine (see Fig 1). The cross-sectional area $W = \text{width} \times \text{height}$.
2. Estimate the number of birds n flying through this risk window per annum, ie flock size \times frequency of flight. Make allowance in the flock size for occasions on which birds which may fly higher than this risk window and for the fact that the risk window may only straddle a proportion of the overall flight corridor used by the birds.
3. Calculate the area A presented by the wind farm rotors. Assume the rotors are aligned in the plane of the risk window as, to a first approximation, any reduction in cross-sectional area because the rotors are at an oblique angle is offset by the increased risk to birds which have to make a longer transit through the rotors. Where rotors overlap when viewed in cross-section, allow for the full cross-sectional area of separate rotors as the risk to birds is doubled if passing through two successive rotors:

$$A = N \times \pi R^2 \text{ where } N \text{ is the number of rotors and } R \text{ is the rotor radius}$$

4. Express the total rotor area as a proportion A / W of the risk window.
5. Number of birds passing through rotors = number of birds through risk window \times proportion occupied by rotors = $n \times (A / W)$





Stage 2: Probability of bird being hit when flying through the rotor

This stage computes the probability of a bird being hit when making a transit through a rotor. The probability depends on the size of the bird (both length and wingspan), the breadth and pitch of the turbine blades, the rotation speed of the turbine, and of course the flight speed of the bird.

To facilitate calculation, many simplifications have to be made. The bird is assumed to be of simple cruciform shape, with the wings at the halfway point between nose and tail. The turbine blade is assumed to have a width and a pitch angle (relative to the plane of the turbine), but to have no thickness.

It is best to visualise this as in Fig 3, looking vertically down on the flying bird in a frame which is moving with the bird. In this moving frame, each rotor blade is both moving from right to left (say) and also progressing towards the bird. Each blade cuts a swathe through the air which depends both on the breadth of the blade and its pitch angle. Successive blades cut parallel swathes, but progressively closer to the bird. The angle of approach of the blade α , in this frame, depends on both bird speed and blade speed. At the rotor extremity, where blade speed is usually high compared to bird speed, the approach angle α is low, ie the blades approach the bird from the side. Close to the rotor hub, where the blade speed is low and the bird is therefore flying towards a slow-moving object, the approach angle α is high.

The probability of bird collision, for given bird and blade dimensions and speeds, is the probability, were the bird placed anywhere at random on the line of flight, of it overlapping with a blade swathe (since the bird, in this frame, is stationary). It may therefore be calculated from simple geometric considerations. Where the angle of approach is shallow, it is the length of the bird, compared to the separation distance of successive swathes, which is the controlling factor. Where the angle of approach is high, it is the wingspan of the bird compared to the physical distance between blades, which is the controlling factor.

The calculation derives a probability $p(r, \varphi)$ of collision for a bird at a radius r from the hub, and at a position along a radial line which is an angle φ from the vertical. It is then necessary to integrate this probability over the entire rotor disc, assuming that the bird transit may be anywhere at random within the area of the rotor disc:

$$\begin{aligned} \text{Total probability} &= (1/\pi R^2) \iint p(r, \varphi) r dr d\varphi \\ &= 2 \int p(r) (r/R) d(r/R) \dots \quad (1) \end{aligned}$$

where $p(r)$ now allows for the integration over φ .

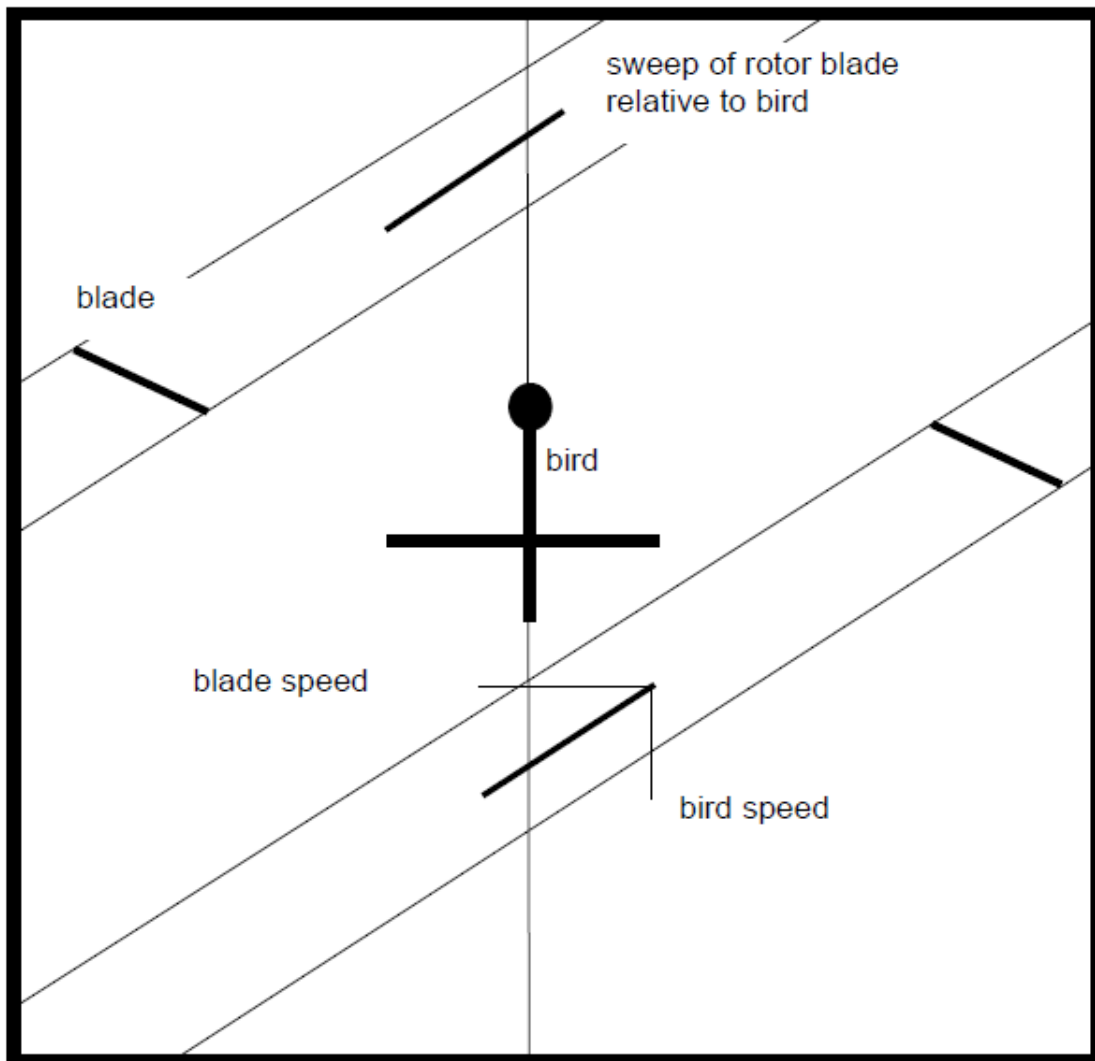
Probability p of collision for a bird at a radius r from hub

$$p(r) = (b\Omega/2\pi v) [K | \pm c \sin\gamma + \alpha c \cos\gamma | + \dots] \quad (2)$$

- where b = number of blades in rotor
- Ω = angular velocity of rotor (radians/sec)
- c = chord width of blade
- γ = pitch angle of blade
- R = outer rotor radius



FIG 3: COLLISION RISK FLYING THROUGH ROTOR





- l = length of bird
 w = wingspan of bird
 β = aspect ratio of bird ie l / w
 v = velocity of bird through rotor
- r = radius of point of passage of bird
 α = $v/r\Omega$
- F = 1 for a bird with flapping wings (no dependence on ϕ)
= $(2/\pi)$ for a gliding bird
- K = 0 for one-dimensional model (rotor with no zero chord width)
= 1 for three-dimensional model (rotor with real chord width)

The chord width of the blade c and the blade pitch γ , ie the angle of the blade relative to the rotor plane, vary from rotor hub to rotor tip. The chord width is typically greatest close to the hub and the blade tapers towards the tip. The pitch is shallowest close to the tip where the blade speed is highest. The apparent width of the blade, looked at from the front, is $c \cos\gamma$, and the depth of blade from back to front is $c \sin\gamma$.

The factor F is included to cover the two extreme cases where the bird has flapping wings ($p(r, \phi)$ has no dependence on ϕ) or is gliding ($p(r, \phi)$ is ϕ dependent, ie at maximum above and below hub, at minimum when wings are parallel with rotor blade). $F=1$ for flapping bird, $F = 2/\pi$ for a gliding bird.

The sign of the $c \sin\gamma$ term depends on whether the flight is upwind (+) or downwind (-).

The factor K is included to give a simple option of checking the effect of real blade width in the result: $K=0$ models a one-dimensional blade with no chord width.

As α , c and γ all vary between hub and rotor tip, a numerical integration is easiest when evaluating equation (1).

For ease of use these calculations are laid out on spreadsheet (Fig 4). The spreadsheet calculates $p(r)$ at intervals of 0.05 R from the rotor centre (ie evaluating equation (2)), and then undertakes a numerical integration from $r=0$ to $r=R$ (ie evaluating equation (1)). The spreadsheet is set out as follows:

- 1 The input parameters are in the first two columns. Bird aspect ratio β is calculated.
- 2 Collision probabilities are then calculated for radii at intervals of 0.05 R from the hub to the tip. Each radius is represented by a row in the table, with the value of the radius r/R in the first column..
- 3 The second column of the table is the chord width at radius r as a proportion of the maximum chord width. The taper profile here is that of a modern Aerpac turbine blade. The taper will differ for different turbine blades.
- 4 Factor α is calculated.
5. The 'collide length' is the entire factor within square brackets within equation (2) above, using the upwind case.
6. $p(\text{collision})$ is p at radius r , as calculated by equation (2). It is however limited to a maximum value of 1.
7. 'contribution from radius r ' is the integrand of equation (1) (including the factor 2) prior to integration.
8. The total risk is then the summation of these contributions.
9. The calculation is then repeated for the downwind case.
- 10 The spreadsheet then shows a simple average of upwind and downwind values. (Note that in a real case it may be important to add in the effect of wind to the bird's



ground speed, and flight patterns may not be such that upwind and downwind flights are equally frequent.)

The result is an average collision risk for a bird passing through a rotor.

Note that there are many approximations involved, for example in assuming that a bird can be modelled by a simple cruciform shape, that a turbine blade has width and pitch but no thickness, and that a bird's flight will be unaffected by a near miss, despite the slipstream around a turbine blade. Thus the calculated collision risks should be held as an indication of the risk - say to around $\pm 10\%$, rather than an exact figure. It is also simplistic to assume that bird flight velocity is likely to be the same relative to the ground both upwind and downwind. Ideally, separate calculations should be done for the upwind and downwind case, using typical observed flight speeds.