Aus der Staatlichen Vogelschutzwarte Niedersachsen und der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung (NOV)

Verbreitung, Bestand und Habitatwahl des Wachtelkönigs (*Crex crex*) in Niedersachsen und Bremen - Ergebnisse einer landesweiten Erfassung im Jahr 2004 sowie Aufarbeitung und Analyse der Bestandsentwicklung und Schutzsituation

Karsten Schröder, Tasso Schikore, Werner Eikhorst, Kees Koffijberg & Markus Richter

Schröder, K., T. Schikore, W. Eikhorst, K. Koffijberg & M. Richter (2007): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl des Wachtelkönigs (*Crex crex*) in Niedersachsen und Bremen - Ergebnisse einer landesweiten Erfassung im Jahr 2004 sowie Aufarbeitung und Analyse der Bestandsentwicklung und Schutzsituation. Vogelkdl. Ber. Nieders. 39: 1–38.

Im Jahr 2004 wurde in Niedersachsen (NI) und Bremen (HB) erstmalig im Auftrag und in Zusammenarbeit mit der Staatlichen Vogelschutzwarte und der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung (NOV) eine systematische Erfassung der Wachtelkönigvorkommen durchgeführt, um Größe, Verteilung und Dynamik des Brutbestandes genauer angeben und bewerten zu können. Zielsetzung war auch die Einordnung des aktuellen Erhaltungszustandes einer Anhang I-Art der EU-Vogelschutzrichtlinie und ihrer Lebensräume. Darüber hinaus wurde die Datenlage für den Zeitraum seit 1976 aufgearbeitet sowie die langfristige Bestandsentwicklung, Verbreitung und Habitatnutzung beschrieben und im Hinblick auf Wirksamkeit und Erfolg bisheriger Schutzmaßnahmen diskutiert. Abschließend werden Vorschläge für ein Monitoring in den Verbreitungsschwerpunkten des Wachtelkönigs gemacht.

Die landesweite Erfassung 2004 fiel zusammen mit einem Bestandstief für den Zeitraum ab 1997 und ergab einen Bestand von 247 Revieren. Größere Vorkommen konzentrierten sich in den Flussniederungen und Marschen von Elbe, Weser/Aller (mit Leine, Wümme) und Ems. In den Jahren 1997–2004 wurden für einzelne Verbreitungsschwerpunkte Dichtewerte zwischen 3,2 und 6,6 singenden ♂/100 ha festgestellt. Für diese Gebiete wie z. B. die Untere Wümmeniederung kann der Erhaltungszustand der Populationen nach dem Kriterium Siedlungsdichte als günstig bewertet werden. Aufgrund überwiegend geringer Dichten unter 1 ♂/100 ha, starkem Rückgang bis in die 1970er Jahre und großer Bestandsschwankungen in der Folgezeit stellt sich die Situation der niedersächsischen Wachtelkönig-Population insgesamt jedoch ungünstig dar.

Ab Ende der 1990er Jahre wurde wie in Niedersachsen und Bremen auch bundesweit eine allgemeine Zunahme des Wachtelkönigbestands beobachtet, die in den jeweiligen Roten Listen zu einer Herabstufung des Gefährdungsstatus führte. In der Datenanalyse zeigte sich jedoch diese scheinbar positive Entwicklung als verstärkte Schwankung mit Höhepunkt im Jahr 1998 mit einem geschätzten Bestand für NI/HB von 840 ♂, der jedoch in den Folgejahren nicht mehr erreicht wurde. Die davon abweichende Bestandsentwicklung in einzelnen Brutgebieten, wie z. B. der Leineniederung bei Salzderhelden, wird anscheinend durch Bruttradition gestützt.

Die Natura 2000-Gebietskulisse deckt einen großen Anteil von 77 % der im Jahr 2004 erfassten Wachtelkönigreviere ab. 68 % des Bestandes verteilten sich in EU-Vogelschutzgebieten (EU-SPA), die den Schutz des Wachtelkönigs als Wert bestimmende Art verfolgen. Die Schutzsituation ist jedoch in der Umsetzung defizitär, da die spezifischen Habitatansprüche bisher nur in geringem Umfang berücksichtigt wurden. So wird erst in wenigen Schutzgebieten die landwirtschaftliche Nutzung auf Teilflächen bis zum Abschluss der zweiten Brut sowie der Mauser des Wachtelkönigs im Spätsommer ausgesetzt.

Die deutlich bevorzugten Habitate sind Überschwemmungswiesen. Diese werden in Fluss-Vorländern und offenen Niederungen durch Hochwasserdynamik besonders geprägt oder unterliegen binnendeichs ersatzweise einem Management naturnaher Wasserhaltung und Nutzung.

Aufgrund ausbaubedingter Überlagerungen des Überschwemmungsregimes der meisten Flüsse sowie der zeitlichen und räumlichen Begrenzung von Wasserstandsanhebungen ist der Erhaltungszustand des Wachtelkönigs und seiner Lebensräume in Niedersachsen mit wenigen Ausnahmen als ungünstig einzustufen.

K. S. & T. S., BIOS, Lindenstraße 40, D–27711 Osterholz-Scharmbeck, info@bios-ohz.de; W. E., Julius-Leber-Straße 157, D–28329 Bremen, Limosa@t-online.de; K. K., Schanzenstraße 80, D–46535 Dinslaken, kees.koffijberg@t-online.de; M. R., Naturschutzring Dümmer e.V., Am Ochsenmoor 52, D–49448 Hüde, naturschutzring.duemmer@t-online.de

Einleitung

Der Wachtelkönig hat in den letzten Jahren auch außerhalb des wissenschaftlichen Interesses viel Aufsehen erregt. Wiederholt war er als Wert bestimmende Art von EU-Vogelschutzgebieten ein Hindernis für Siedlungs- und Straßenbau. Dadurch war auch für Feuilleton und Tagespresse die bis dahin in diesen Kreisen völlig unbekannte Tierart von großem Interesse. So titelte z. B. die BILD-Zeitung Hamburg, am 20.03.1996: "S*eltener Vogel - Aus für 3000 Wohnungen*" oder die Berliner Morgenpost am 23.01.1998: "*Sieg für den Wachtelkönig. Der Baustopp für die Ostsee-Autobahn in Schleswig-Holstein gefährdet das ganze Projekt*". Noch 2007 interessierte sich der Sender Spiegel-TV für das „*Wachtelhühnchen*". Eine gewisse Popularität des Wachtelkönigs lässt sich jedoch auch schon in früheren Zeiten belegen. Bereits EUGEN ROTH (1895–1976) dichtete: „*Die Wiesenralle, Knarrer, Schnärz, kommt erst im Mai anstatt im März. (...) Die Kinderliebe läßt zu fest - sie manchmal sitzen auf dem Nest: Den Bauern merkt sie erst zu spät, drum wird sie oft mit abgemäht.*" Während EUGEN ROTH noch Biologie und Gefährdung der Art berichtenswert erscheint, versinnbildlicht ein Teil der Öffentlichkeit mit dem Wachtelkönig nur noch den Naturschutz als Hindernis von Wachstum und Mobilität in unserer Gesellschaft.

Im Auftrag der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung (NOV) und der Staatlichen Vogelschutzwarte wurde erstmalig in Niedersachsen und Bremen im Jahr 2004 eine systematische, bezogen auf die vom Wachtelkönig besiedelbare Landschaft, möglichst flächendeckende Bestandserhebung durchgeführt, um Größe, Verteilung und auch die besondere Dynamik des Brutbestandes genauer angeben und bewerten zu können. Für die Diskussion wurde über Literaturrecherche und aus Umfrageergebnissen für den Zeitraum 1997 bis 2004 zusätzliches Datenmaterial zur Verbreitung und Siedlungsdynamik zusammengestellt. Die Analyse konzentrierte sich auf die landesweite Gefährdungssituation, Entwicklungen in der Habitatwahl sowie die Optimierung von Schutzmaßnahmen und in diesem Zusammenhang auf die Bewertung des Erhaltungszustands der Population und ihrer Lebensräume in Niedersachsen und Bremen. Einleitend wird nachfolgend kurz die aktuelle überregionale Bestands- und Gefährdungssituation des Wachtelkönigs zusammengefasst.

Verbreitung und Bestand des Wachtelkönigs weltweit, in Europa und Deutschland

Das gesamte Verbreitungsgebiet des Wachtelkönigs erstreckt sich von Westeuropa nach Asien bis ins mittlere Sibirien und nach Westchina. Die Nordgrenze verläuft von Schottland durch das südliche Skandinavien und Nord-Jakutien und hat sich im Laufe des 20. Jahrhunderts laut VOOUS (1960) nach Norden ausgeweitet. Im Süden reicht das Brutareal bis Südfrankreich, Norditalien, den Süden Bulgariens bis in das Grenzgebirge nach Griechenland, die Rhodopen, sowie an das Schwarze und Kaspische Meer (BAUER et al. 2005, DELOV & JANKOV 1997). Gegenüber früheren Verhältnissen wurde in den letzten Jahrzehnten der Arealrand in Nord- und Westeuropa zurück verlagert. Mittlerweile ist das Areal insbesondere in Westeuropa stark fragmentiert. Von Polen ostwärts ist die Art im mittleren und östlichen Europa jedoch noch flächendeckend verbreitet (HAGEMEIJER & BLAIR 1997, SCHÄFFER & KOFFIJBERG 2004). Der weltweite Brutbestand des Wachtelkönigs wird von BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004b) auf eine Größenordnung von 1,3–2,0 Millionen singenden ♂ eingeschätzt, davon 1,0

bis 1,5 Millionen ♂ in Russland und 2.000–3.100 ♂ in Deutschland (BAUER et al. 2002, BirdLife International 2004b). Der deutsche Anteil entspricht somit weniger als 5 % des mitteleuropäischen Bestandes.

Gefährdungssituation und Schutz

Mit der Neubewertung der weltweiten Gefährdungssituation der Brutvögel durch BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004a) wurde der Wachtelkönig aufgrund einer höheren Bestandsschätzung in Russland von dem bisherigen Gefährdungsstatus „vulnerable“ (gefährdet) in die Vorwarnliste mit „near threatened“ (fast gefährdet, mit Hinweis auf ausgedünnten Bestand – „depleted“) herabgestuft. Der Wachtelkönig wird jedoch für Europa von BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004b) immer noch als europäische Art mit globalem Naturschutzbelang (SPEC 1) hervorgehoben. In der EU-Vogelschutzrichtlinie wird der Wachtelkönig im Anhang I geführt und gehört damit zu denjenigen Arten, für die die Mitgliedsstaaten vorrangig Schutzmaßnahmen durchzuführen haben. Im Rahmen der Umsetzung dieser Anforderung erschien kürzlich die 2. Auflage eines internationalen Artenschutzplans (KOFFIJBERG & SCHÄFFER 2006). In der aktuellen Roten Liste der Brutvögel Deutschlands (BAUER et al. 2002) wird der Brutbestand des Wachtelkönigs als stark gefährdet angegeben. Darüber hinaus gehört er in Deutschland nach der Bundesartenschutzverordnung zu den streng geschützten Arten.

In Niedersachsen und Bremen wiesen die Roten Listen der gefährdeten Brutvogelarten (BERNDT et al. 1974, HECKENROTH et al. 1976, 1985) den Wachtelkönig zunächst als „stark gefährdet“ aus. In den folgenden Fassungen (HECKENROTH 1991, 1995) wurde der Gefährdungsstatus aufgrund der anhaltend sehr starken Bestandsabnahme und Arealverluste als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft. Nach dem in vielen Landesteilen spürbar gewordenen Bestandszuwachs ab Mitte der 1990er Jahre wurde der Wachtelkönig in der aktuellen Roten Liste (SÜDBECK & WENDT 2002) in die Gefährdungskategorie „stark gefährdet“ zurückgestuft. Inwieweit damit die tatsächliche Bestands- und Gefährdungssituation richtig wiedergegeben wurde, wird im Anschluss an die Ergebnisdarstellung diskutiert.

Untersuchungsgebiet, Datenmaterial und Methode

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasst die Landfläche der Bundesländer Niedersachsen und Bremen (ca. 48.100 km²). Aufgrund der Vorkenntnisse zur Verbreitung der Art erstreckte sich die Suche in allen Naturräumen auf bekannte Vorkommen und weitere potenziell besiedelbare Lebensräume (vgl. Tab. 1). Insgesamt fand in 276 Quadranten der Topografischen Karte 1:25.000 (entsprechend 16 % aller niedersächsischen TK 25-Quadranten) zumindest eine Kontrolle statt. Auf eine Kurzcharakterisierung Niedersachsens und Bremens wird an dieser Stelle verzichtet und auf entsprechende Ausführungen bei HECKENROTH (1985) sowie BRANDT & SCHÄFER (2004) verwiesen.

Aufruf zur Mitarbeit

Ein erster Aufruf zur landesweiten Wachtelkönig-Erfassung 2004 erfolgte über das Mitteilungsblatt Nr. 11 der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung im März 2004 (Auflage ca. 700). Darin wurden die Hintergründe der Erfassung erläutert sowie ein Steckbrief (mit Hinweisen zu Lebensraum, Brutbiologie, Phänologie, Erfassungs- und Auswertemethoden, weiterführender Literatur) und ein Meldebogen für die Mitarbeit zur Verfügung gestellt. Diese Informationen wurden auch auf der Internetseite der NOV bekannt gemacht.

Ergänzend wurden von den Autoren regional bzw. lokal arbeitende, naturkundliche Arbeitsgruppen und Einzelpersonen auf das Vorhaben hin angesprochen bzw. per Rundmail informiert und um Mitarbeit gebeten. Dabei stellte sich den Koordinatoren die Aufgabe, möglichst Doppelbearbeitungen und Erfassungslücken zu vermeiden. Als Orientierung für die Ansprache wurden vorliegende Melderlisten, die bisherigen Verbreitungskarten des Wachtelkönigs in Niedersachsen (vgl. HECKENROTH 1985, HECKENROTH & LASKE 1997) sowie Katasterauszüge aus der Datenbank der Staatlichen Vogelschutzwarte genutzt. Auch die Landesverbände von NABU und BUND machten das Erfassungsprojekt bei ihren Mitgliedern bekannt. Darüber hinaus wurden folgende Daten aus Kartierungsprojekten der Staatlichen Vogelschutzwarte oder anderer Behörden berück-

sichtigt: V29 Landgraben-Dummeniederung (KELM et al. 2004), Elbinsel Krautsand (UMLAND 2004), Ilmenau-Luhe-Niederung (WESTPHAL 2004), V27 Unterweser Südteil (BIOS 2004), Borgfelder Wümmewiesen/Fischerhuder Wümmeniederung (EIKHORST 2004), Walmsburger Werder (BIODATA 2004).

Die überwiegend ehrenamtlich geleistete Erfassung wurde ganz wesentlich von ca. 130 in der Danksagung genannten Personen aus allen Landesteilen getragen. Die Verfasser beteiligten sich an der Erfassung in erster Linie in der näheren Umgebung ihrer Wohnorte (Hamme-, Wümme- und Dümmerniederung, Teile Ostfrieslands), aber auch dort, wo sich trotz Koordination größere Erfassungslücken aufgetan hätten, z. B. in der Elbtalaue, im Drömling, der Allerniederung und Teilbereichen der Landkreise Cuxhaven und Rotenburg.

Bestandserfassung 2004

Grundlage für die Vorgehensweise bei den Erfassungen und Auswertungen waren die „Methodischen Vorgaben zur Erfassung ausgewählter Vogelarten in Niedersachsen“ (BIOS 2003, überarb. Version: Artsteckbriefe, Stand: 04/2004), die später in die deutschlandweiten Methodenstandards (SÜDBECK et al. 2005) eingegangen sind.

Erfassung: Zählung singender ♂. Der Einsatz von Klangattrappen wurde nur für Gebiete empfohlen, in denen ein Vorkommen vermutet wurde, in denen aber kein Vogel von sich aus rief. Für große Populationen wurde vorgegeben, Erfassungen synchron mit mehreren Personen durchzuführen. Kontrollpunkte sollten dabei nicht weiter als 500 m auseinander liegen und es sollte mindestens 5 Minuten an jedem Beobachtungsstopp gewartet werden.

Für die **Auswertung** galt:

Brutzeitfeststellung: ● einmalige Feststellung eines singenden ♂ von Anfang Mai bis Anfang Juli im potenziellen Bruthabitat.

Brutverdacht: ● zweimalige Feststellung singender ♂ von Anfang Mai bis Ende Juli im Abstand von mindestens 7 Tagen; ● an mehreren aufeinander folgenden Tagen tagsüber singende ♂ von Anfang Mai bis Anfang Juli.

Brutnachweis: ● Junge führende Altvögel – Lockrufe, Rufe der Jungvögel.

Empfohlene Erfassungstermine waren:
1. Termin: Ende Mai bis Anfang Juni; 2. Termin: Mitte bis Ende Juni; zudem sollten auch Daten aus der Periode Anfang Mai bis Anfang Juli gemeldet werden. Als günstige Erfassungszeit wurde die Zeitspanne von 23.00 Uhr bis 3.00 Uhr vorgegeben. Die Kontrollen sollten bei möglichst wind- und niederschlagsarmer Witterung erfolgen.

Grundsätzlich sollten möglichst zwei Begehungen der jeweiligen Gebiete in den genannten Zeiträumen im Abstand von mindestens zehn Tagen stattfinden. Statt einer zweiten Begehung sollten bei knappem Zeitbudget vorrangig bisher nicht regelmäßig oder gar nicht untersuchte Gebiete wenigstens einmal kontrolliert werden, vorzugsweise im Juni. Gebiete, die zwar kontrolliert wurden, aber keine Wachtelkönig-Nachweise erbrachten, sollten ebenfalls gemeldet werden. Es wurden zudem Daten aus den Vorjahren ab 1997 zusammengetragen, um eine möglichst vollständige Übersicht der Verbreitung geben zu können, die dann auch unregelmäßige Vorkommen einschließt.

Im Meldebogen sollte ein Kartenausschnitt mit dem bearbeiteten Gebiet und möglichst punktgenauer Darstellung der Wachtelkönig-Reviere (einschließlich der Brutzeitfeststellungen) beigefügt werden. Jedem Revierpunkt in der Karte sollte ein Biotop-/Strukturtyp (Acker, ggf. mit Angabe zur Feldfrucht; Brache; Grünland, ggf. Angabe Wiese oder Weide; Ried/Röhricht/Verlandungszonen) zugewiesen werden. Dies war aufgrund der überwiegend nächtlichen Kartierung im z. T. unbekannten Gelände nur begrenzt möglich.

Abweichung von der Standardmethode: Aufgrund der Tatsache, dass in vielen Gebieten nur eine Kontrolle stattfand, wurden im Rahmen dieser Bearbeitung Brutzeitfeststellungen und Brutverdachtsangaben in geeigneten Habitaten gleichrangig behandelt und zum Revierbestand gezählt. Angesichts der hohen Siedlungsdynamik der Art und möglichen Umsiedlungen sind Doppelzählungen denkbar. Wir gehen jedoch aufgrund der methodischen Vorgaben insbesondere zur Kontrolle singender ♂ (s.o.) und zeitlicher Eingrenzung der Erfassungstermine davon aus, dass Doppelzählungen weitgehend vermieden bzw. durch übersehene Neuankömmlinge kompensiert wurden.

Datenmaterial

Die für den Zeitraum ab 1997 recherchierten Daten (Befragung der Erfassungs-Teilnehmerinnen und -Teilnehmer, Literaturrecherche, eigene Archive) wurden auf dem Niveau von TK 25-Quadranten halbquantitativ (Vorkommen > bzw. < 5 singender ♂) ausgewertet, dürften aber nicht vollständig sein. Aus wenigen gut untersuchten Gebieten konnten Datenreihen seit 1998 ausgewertet werden. Diese stammen überwiegend von den Verfassern selbst bzw. wurden von den in der Danksagung genannten Kolleginnen und Kollegen zur Verfügung gestellt. Aus diesem Material wurde die landesweite Bestandsentwicklung seit 1998 abgeschätzt.

Aufgrund der sich 2006 abzeichnenden besonders günstigen Situation des Wachtelkönigs in der niedersächsischen Elbtalaue wurde versucht, nachträglich für einen wichtigen Diskussionsaspekt ein möglichst vollständiges Bild von der Besiedlung der Vorlandbereiche zu erhalten. Neben der systematischen Erfassung in Teilen der Winsener Elbmarsch (Blecke-de-Barförde; Erfassung J. Wübbenhorst, F. Allmer, G. Bardowicks, V. Dierschke) wurden daher für die übrigen Gebiete Mitte Juni 2006 in der Elbtalaue eigene Erfassungen (Verf. K. S., T. S. unter Mitarbeit von G. Siedenschnur und H.-J. Kelm) durchgeführt und ausgewertet.

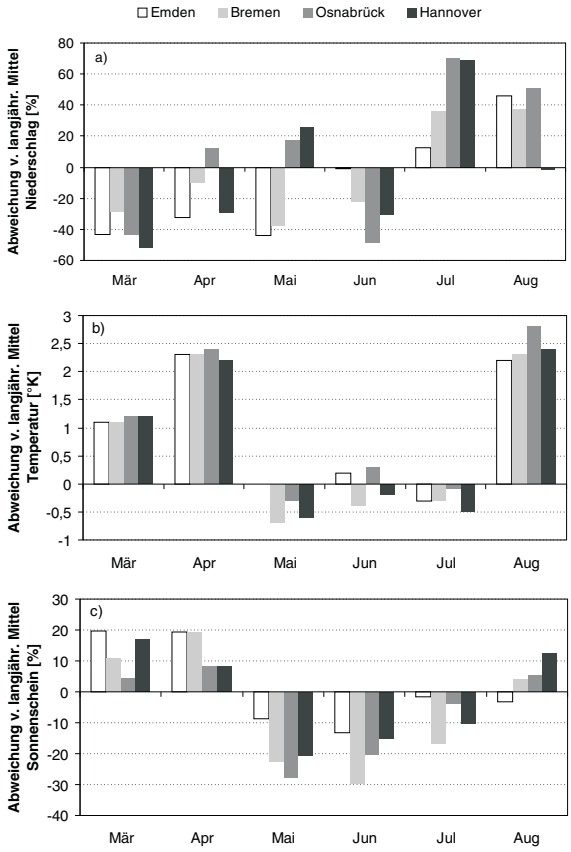


Abb. 1: Abweichung der Niederschlagsmenge (a), der Mitteltemperatur (b) und der Sonnenscheindauer (c) vom langjährigen Mittel (1961-1990) - dargestellt anhand ausgewählter Stationen von März bis August 2004 (Quelle: DEUTSCHER WETTERDIENST, www.dwd.de). - *Weather characteristics from March to August 2004 expressed as deviation from long-term averages for precipitation (a), average daily temperature (b) and sun hours (c).*

Witterungseinflüsse

Der Winter 2003/04 gehörte nach der Kältesumme zu den mildesten der letzten 15 Jahre. Auch das Frühjahr 2004 begann im März und April relativ trocken, sehr warm und sonnig. Dadurch waren viele Flächen trocken, als die Ansiedlung der Wachtelkönige im Mai begann. Die ausgeprägte Trockenheit hielt vielerorts im Mai und Juni an, also über die gesamte Zeit der Revierbesetzung. Von Mai bis Juli war es aber kühler als zu erwarten und auch die Sonnenscheindauer blieb deutlich hinter dem langjährigen Mittel zurück (vgl. Abb. 1).

Ergebnisse

Verteilung und Anzahl der Reviere in der Brutperiode 2004

Die landesweite Erfassung im Jahr 2004 ergab 247 Reviere des Wachtelkönigs in Niedersachsen und Bremen (vgl. Abb. 2). Kleinräumige Dichtezentren beschränkten sich im Jahr 2004 auf das Vorland der Nordkehdinger Elbmarsch, die Leineniederung bei Salzderhelden und die Untere Wümmeniederung am Rand des Bremer Beckens. Großflächigere, locker zusammenhängende Siedlungsschwerpunkte fanden sich in der Niedersächsischen Elbtalaue, in der

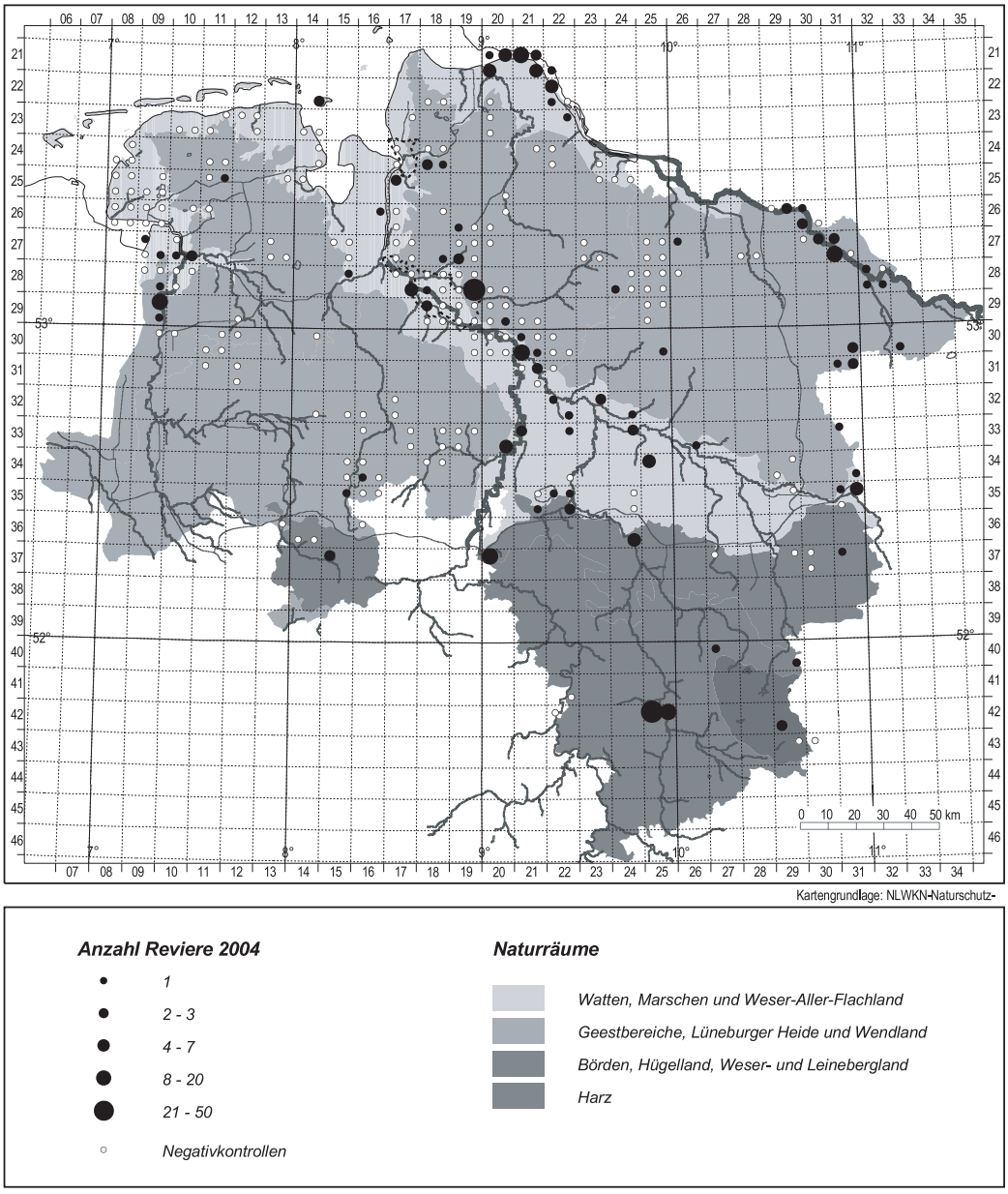


Abb. 2: Wachtelkönigverbreitung in Niedersachsen und Bremen 2004. - *Distribution of Corncrakes in Lower Saxony and Bremen in 2004.*

unteren Allerniederung und in der Emsmarsch. Fast zwei Drittel der 2004 festgestellten Reviere lagen in den ausgedehnten Marschen und Niederungslandschaften im Einzugsgebiet von Weser und Aller. Auf Elbe und Ems entfielen lediglich 27 % bzw. 9 % der Vorkommen. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass nur die linkselbisch gelegenen Anteile der Elbmarsch untersucht wurden.

Tab.1: Wachtelkönigreviere in Niedersachsen und Bremen im Jahr 2004 nach naturräumlichen Regionen. - *Distribution of Corncrake territories in Lower Saxony and Bremen according to landscape regions.*

Naturräumliche Region	Fläche in km² (Anteil %)	Anzahl Reviere 2004 (Anteil %)
1. Watten und Marschen	4.937 (10,2 %)	55 (22,2 %)
2. Ostfriesisch-Oldenburgische Geest	4.617 (9,6 %)	15 (6,1 %)
3. Stader Geest	5.456 (11,3 %)	33 (13,4 %)
4. Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung	8.660 (18,0 %)	2 (0,8 %)
5. Lüneburger Heide und Wendland	8.254 (17,2 %)	33 (13,4 %)
6. Weser-Aller-Flachland	4.964 (10,3 %)	46 (18,6 %)
7. Börden	3.456 (7,2 %)	15 (6,1 %)
8. Osnabrücker Hügelland, Weser- und Leinebergland	6.914 (14,4 %)	44 (17,8 %)
9. Harz	842 (1,8 %)	4 (1,6 %)
Gesamt	**48.099**	**247 (100 %)**

Verteilung nach naturräumlichen Regionen

Der Wachtelkönig kommt in allen naturräumlichen Regionen Niedersachsens als Brutvogel vor. Weite Teile des überwiegend bewaldeten Harzes, des Hügel- und Berglandes sowie der Börden und der grundwasserfernen, großflächig landwirtschaftlich intensiv genutzten Geest sind jedoch nahezu unbesiedelt. Auch in den von großen Hochmoorkomplexen, Wald- und Heidegebieten geprägten Geestlandschaften tritt der Wachtelkönig als Brutvogel nur vereinzelt und nicht alljährlich auf. Größere Verbreitungslücken bestehen auch in den küstennahen Marschen. Die Ostfriesischen Inseln werden nicht oder nur ausnahmsweise besiedelt (vgl. auch Abb. 2).

Watten und Marschen

Hier bildete 2004 die Elbmarsch im Landkreis Stade mit 36 Revieren (davon 29 in Vorlandbereichen) den Siedlungsschwerpunkt. Die meisten Wachtelkönige wurden im Nordkehdinger Außendeich zwischen Ostemündung und Freiburg/Elbe festgestellt (25 Reviere, davon 21 im Vorland). Weitere Vorkommen lagen elbaufwärts im unbedeichten Allwördener Außendeich (4), auf Krautsand (5, davon 3 im Vorland) sowie auf dem Asseler und Gauensieker Sand (je 1).

Die Ostfriesischen Seemarschen und Inseln waren 2004 nicht besiedelt. Im Nationalpark Wattenmeer wurden nur in der Wesermündung auf der Insel Mellum 2 Reviere festgestellt. Für die küstennahe Wesermarsch wurden keine weiteren Vorkommen gemeldet. Oberhalb von Bremerhaven, im Bereich der ansonsten vom Wachtelkönig dichter besiedelten Wesermarsch, konnte in diesem Jahr nur im Bremer Raum mit 7 Revieren (5 im Niedervieland, 2 im Werderland) ein größeres Vorkommen festgestellt werden. 4 Reviere verteilten sich noch auf die außendeichs gelegene Tegeler Plate (2) und Strohauser Plate (1) sowie die untere Hunteniederung (1). Die Osterstader Marsch am rechten Weserufer blieb 2004 unbesiedelt.

Verbreitungsschwerpunkt in der Emsmarsch war in Vorjahren das von großflächigen Äckern geprägte Rheiderland (dem sich der größte niederländische Bestand im benachbarten Oldambt anschließt) und die Vorländer der Ems (Gerdes 2000, Koffijberg 2003). Entgegen den Vorjahresverhältnissen waren diese Bereiche 2004 mit 2 Revieren im Rheiderland und 2 Revieren im Ems- und Ledavorland bei Leer nur spärlich besiedelt. In der Krummhörn und im Norderland wurden 2004 trotz Einzelbeobachtungen in den letzten Jahren und erhöhtem Kartieraufwand keine Wachtelkönige festgestellt.

Ostfriesisch-Oldenburgische Geest

Ein bereits seit Jahren stabiles Vorkommen des Wachtelkönigs liegt im Vorland der Ems zwischen Tunxdorf und Herbrum. Hier wurden 14 Reviere kartiert. Ein weiteres Revier wurde im Pfalzdorfer Moor bei Aurich festgestellt. In diesem Bereich waren Wachtelkönige auch in anderen Jahren nur sporadisch beobachtet worden.

Stader Geest

Auf der eigentlichen Geest konnten lediglich 3 Einzelvorkommen am Giehler Bach nördlich Vollersode, am nördlichen Stadtrand von Achim sowie am Rand zum Naturraum Lüneburger Heide westlich von Schneverdingen festgestellt werden. Die übrigen 30 Reviere verteilten sich in den Flussniederungen von Wümme, Hamme und Geeste.

Der seit vielen Jahren bestehende Schwerpunkt der Besiedlung dieses Naturraumes liegt in der Unteren Wümmeniederung zwischen Borgfeld und Fischerhude. Hier wurden auch 2004 im NSG „Borgfelder Wümmewiesen“ mit 14 und in der angrenzenden Fischerhuder Wümmeniederung mit 10 Revieren größere Bestände nachgewiesen. In der Hammeniederung wurden nur randlich in den als Grünland genutzten Hochmoorflächen 3 Reviere festgestellt. Auch in der Geesteniederung östlich von Bremerhaven wurde mit 3 Revieren ein deutlich geringeres Vorkommen kartiert als in den Vorjahren seit 1998.

Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung

Die einzigen Nachweise aus dieser Region stammten aus der Dümmerniederung (2 Reviere), einem der wenigen auch in früheren Jahren regelmäßig besetzten Gebiete.

Lüneburger Heide und Wendland

Deutlicher Schwerpunkt in dieser Region war die Elbtalaue mit 23 Revieren. Die Population verteilte sich insbesondere auf die als Werder bezeichneten Vorlandbereiche sowie auf die Jeetzel- und Sudeniederung. Weitere 7 Reviere fanden sich in der Landgraben-Dummeniederung sowie 1 Revier an der Ohre bei Zasenbeck in der Ostheide, unmittelbar an der Landesgrenze zu Sachsen-Anhalt.

In der zentralen Heide wurde nur je 1 Revier bei Hanstedt und im Wietzenbruch gemeldet. Obwohl der überwiegende Teil des Naturparks „Lüneburger Heide“ kontrolliert wurde, konnten keine Wachtelkönige festgestellt werden. Insbesondere in der Hohen Heide und der Südheide war deshalb von einem weitgehenden Fehlen der Art auszugehen.

Weser-Aller-Flachland

Mit 14 Revieren konzentrierte sich fast ein Drittel des 2004 in dieser Region festgestellten Bestandes im Bereich der Allermündung. In den Vorjahren hatte sich das Vorkommen bis in die Weserniederung zwischen Langwedel und Achim ausgedehnt. In der Allerniederung zwischen Celle und Rethem wurden eine Reihe kleinerer Vorkommen mit bis zu 2 Revieren u. a. von den Meißendorfer Teichen (1 Revier) gemeldet.

Der niedersächsische Drömling war noch in den 1980er Jahren ein bedeutender Siedlungsschwerpunkt in Niedersachsen (FLADE & JEBRAM 1995). In den seither bekannten Siedlungsschwerpunkten wurden im Untersuchungsjahr 7 Reviere ermittelt, 6 östlich von Rühen und 1 Revier im Kaiserwinkel. Weitere Vorkommen schlossen sich unmittelbar hinter der Landesgrenze zu Sachsen-Anhalt im östlichen Drömling an. Der Wendschotter Drömling wurde 2004 nicht erfasst. Hier wurden 2005 bis Mitte Juni 8 Reviere und 6 Brutzeitfeststellungen ermittelt (BIODATA 2005).

Ein weiterer Schwerpunkt lag im Naturraum Mittelweser bei Nienburg. Oberhalb von Nienburg konzentrierten sich 6 Reviere auf recht kleinem Raum in den Liebenauer Gruben. Unterhalb kamen Einzelvorkommen in der Drakenburger Marsch und in der Weseraue bei Mehlbergen hinzu.

In der Umgebung des Steinhuder Meeres wurde im Jahr 2004 nur 1 Revier festgestellt. In der angrenzenden Leineniederung gelangen zwei Einzelnachweise bei Luthe und ein weiterer bei Neustadt.

Ein regelmäßig besetztes Gebiet abseits der Flussniederungen ist der Hastbruch mit 4 Revieren im Untersuchungsjahr.

Börden

Vorkommen in den Börden konzentrierten sich im Jahr 2004 auf die Bückeburger Niederung

Tab. 2: Schutzsituation der Wachtelkönigvorkommen in Niedersachsen und Bremen im Jahr 2004 (Wakö = Wachtelkönig). - *Conservation status of Corncrakes in Lower Saxony and Bremen in 2004 expressed as number of territories in different protection regimes.*

Raumeinheit/Schutzstatus	Anzahl Wakö-Reviere NI	Anzahl Wakö-Reviere HB	Anzahl Wakö-Reviere NI/HB	Anteil %
Niedersachsen/Bremen, gesamt:	225	22	247	100 %
Important Bird Area (IBA), s. SUDFELDT et al. (2002)	156	21	177	72 %
EU-Vogelschutzgebiete (EU-SPA)	158	19	177	72 %
EU-SPA, Wakö Wert bestimmende Art	149	18	167	68 %
FFH-Gebiete	116	17	133	54 %
Naturschutzgebiete	76	16	92	37 %
(Natura 2000/Natura 2000 + NSG)			*190/194*	*77/79 %*
Landschaftsschutzgebiete	60	3	63	26 %
ohne Gebietsschutz	26	3	29	12 %

mit 8 und das NSG „Alte Leine“ bei Laatzen mit 5 Revieren. Ansonsten gab es lediglich Einzelnachweise in der Sachsenhäger Aue und in der Schunteraue.

Osnabrücker Hügelland, Weser- und Leinebergland

Zu den beständigen niedersächsischen Schwerpunktvorkommen des Wachtelkönigs gehört die Leineniederung bei Salzderhelden. Mit 40 Revieren wurde ein mit den Vorjahren vergleichbarer Bestand erreicht. Außerhalb dieses Gebietes wurde im Jahr 2004 nur 1 Revier aus dem Heinischen Bruch gemeldet sowie ein Brutnachweis in einem Weizenfeld bei Lutter am Barenberge (U. RISTIG pers. Mitt.).

Aus dem Osnabrücker Hügelland liegt nur eine Meldung von 2 Revieren am Rand des Hasetales bei Wissingen vor. Ansonsten war das Hasetal im Gegensatz zu Vorjahren offenbar nicht besiedelt.

Harz

Auch die Bergwiesen des Harzes bei St. Andreasberg (700 m ü. NN) und im Oberharzer Teichgebiet südlich Clausthal-Zellerfeld (550-590 m ü. NN) gehören zumindest nach 1985 zu den regelmäßigen Wachtelkönigbrutvorkommen in Niedersachsen. Im Jahr 2004 wurden hier je 2 Reviere festgestellt.

Verteilung nach Schutzgebieten

Die in Niedersachsen und Bremen im Jahr 2004 ermittelten 247 Wachtelkönigreviere verteilten sich in unterschiedlich geschützten Gebieten (vgl. Tab. 2). Insgesamt 177 Wachtelkönigreviere lagen in den EU-SPA (72 % des 2004 erfassten Landesbestandes). Davon befanden sich immerhin 167 Reviere (= 68 %) in solchen EU-SPA, für die der Wachtelkönig als Wert bestimmende Art aufgeführt wird. MELTER & SCHREIBER (2000) schätzten den in niedersächsischen EU-SPA siedelnden Anteil des Landesbestandes auf 20–60 %, den Anteil in Important Bird Areas hingegen auf >60 %. 2004 erwies sich der Bestand in den IBA mit ebenfalls 177 Revieren (= 72 %) und nur geringfügig anderer Verteilung als genauso groß wie derjenige in den EU-SPA.

Einen wirksamen Schutz genießen Wachtelkönige aber nur in Naturschutzgebieten (etwa ein Drittel des Bestandes), wenn ihre Ansprüche in der Naturschutzgebietsverordnung Berücksichtigung gefunden haben.

Situation des Wachtelkönigs in EU-Vogelschutzgebieten und FFH-Gebieten

Innerhalb der derzeitigen Natura 2000-Gebietskulisse (EU-SPA und FFH-Gebiete; Stand: 2004) wurden 2004 insgesamt 190 Reviere

Tab. 3: Bestandssituation des Wachtelkönigs in EU-Vogelschutzgebieten (EU-SPA). - *Corncrake populations in Special Protection Areas of the EU Birds Directive.*

Nr.	EU-Vogelschutzgebiet	Fläche in ha	Wakö w-Art	Maximale Anzahl Reviere 1998-2004*	Reviere 2004	Verhältnis zum Maximum in %
V18	Unterelbe	16.715	X	77	36	46,8 %
V35	Hammeniederung	6.296	X	70	1	< 10 %
V08	Leineniederung Salzderhelden	1.128	X	50	40	80,0 %
V16	Emstal Lathen bis Papenburg	4.574	X	45	14	31,1 %
V59	Moore bei Buxtehude	1.289	X	39	0**	0 %
V36	Fischerhuder Wümmeniederung	1.687	X	30	10	33,3 %
V37	Niedersächsische Elbtalaue	34.027	X	26	23	88,5 %
V39	Dümmerniederung	4.629	X	23	2	< 10 %
HB 2	Borgfelder Wümmewiesen	677	X	21	14	66,7 %
V23	Untere Allerniederung	5.387	X	15	11	73,3 %
V46	Drömling	4.219	X	13	7	53,8 %
V10	Emsmarsch Leer bis Emden	3.222	X	13	1	< 10 %
V42	Steinhuder Meer	5.326	X	10	0	0 %
HB 4	Niedervieland	1.330	X	8	4	50,0 %
V27	Wesermarsch	4.627	X	7	3	42,9 %
V07	Fehntjer Tief	2.312	X	6	0	0
V11	Hunteniederung	1.080	X	4	1	25,0 %
V20	Untere Seeve-Ilmenau-Luhe	871	X	4	0	0 %
V29	Landgraben-Dummeniederung	3.969		7	6	85,7 %
HB 5	Werderland	932		6	1	16,7 %
V06	Rheiderland (Grünlandmarsch) **	8.684		6	0	0%
V01	Niedersächsisches Wattenmeer	k.A.		2	2	100,0 %
V31	Ostenholzer Moor	3.376		1	1	100,0 %
Summe (Fläche ohne V 01 Wattenmeer)		116.357		468	177	37,8 %
Summe (Gebiete Wakö = w-Art)		99.396		446	167	37,4 %

* Quellen: überwiegend Kataster NLWKN, MELTER & SCHREIBER (2000) und unveröff. schriftl. Angaben;
** = Kontrolle in 2004 ggf. nicht vollständig; Wakö w-Art = Wachtelkönig ist Wert bestimmende Art im jeweiligen EU-SPA.

(= 77 %) erfasst. Tabelle 3 weist diejenigen EU-SPA aus, für die der Wachtelkönig gemäß Angaben im Ministerialblatt eine Wert bestimmende Art darstellt (18 Gebiete) bzw. in denen die Art 2004 festgestellt worden ist, aber nicht Wert bestimmend ist (vier Gebiete, zusätzlich Rheiderland wegen früherer Vorkommen). Die Gebiete sind innerhalb dieser beiden Zuord-

Abb. 3: Hochwasserdynamik schafft die Voraussetzungen für die Ausbildung geeigneter Habitatstrukturen des Wachtelköniglebensraumes; Anfang April 2006 großflächig überschwemmte Osteniederung bei Sandbostel (Landkreis Rotenburg/Wümme). Foto: K. Schröder. - *Dynamic water tables provide excellent habitat characteristics for Corncrakes, as shown here by spring flooding in April 2006 of the river Oste.*

nungen nach Maximalbeständen für den Zeitraum 1998–2004 geordnet worden.

Bei der Zusammenstellung wird deutlich, dass 2004 in allen EU-SPA ein gegenüber den Maxima z. T. deutlich geringerer Bestand festgestellt worden ist. Dies betrifft insbesondere einige für die Art wichtige Gebiete, die in anderen Jahren durchaus Maximalbestände von mehr als 20 Revieren aufwiesen, wie die Hammeniederung, die Dümmerniederung und die Moore bei Buxtehude.

In den regelmäßig vom Wachtelkönig in größerer Anzahl besiedelten EU-SPA Leineniederung bei Salzderhelden, Niedersächsische Elbtalaue, Borgfelder Wümmewiesen, Untere Allerniederung, Drömling und Niedervieland erreichten die Bestände im Untersuchungsjahr über 50 % der Maximalwerte aus dem Zeitraum 1998–2004, in den Außendeichsmarschen der Elbe noch mehr als 40 % (Tab. 3).

Insgesamt stellt sich somit die Situation der Wachtelkönigvorkommen im niedersächsischen Natura 2000 Schutzgebietsnetz im Jahr 2004 als eher günstig dar.

Von 133 Revieren in FFH-Gebieten (vgl. Tab. 2) waren nur 13 nicht gleichzeitig in EU-SPA. In diesen Gebieten lagen in anderen Jahren die Bestände jedoch deutlich höher, wie z. B. 17 Reviere aus der Osteniederung 1999 belegen (Faunistische AG NABU Bremervörde-Zeven 2007). Auch im Bereich der oberen Wümme (Landkreis Rotenburg), der oberen Ems und der Haseniederung (Landkreis Emsland), den Niederungen der Geeste und Grove (Landkreis Cuxhaven) sowie der Schwinge, Aue und Este (Landkreis Stade), wurden in Vorjahren Wachtelkönige festgestellt (vgl. Abb. 6).

Unregelmäßige Einzelvorkommen des Wachtelkönigs sind im Zeitraum 1997–2003 noch aus folgenden EU-SPA bekannt geworden: Tinner Dose, Lüneburger Heide, Große Heide bei Unterlüß und Kiehnmoor, Wendesser Moor, Barnbruch, Weseraue (Bremen).

Verteilung außerhalb von Schutzgebieten

Nur 12 % der Vorkommen liegen außerhalb der genannten Schutzgebietskategorien. Hierbei handelt es sich z. B. um Bereiche der Weserniederung unterhalb der Allermündung (4 Reviere) bzw. bei Bückeburg (2), der Geesteniederung, des Rheiderlandes (2, in anderen Jahren mehr als 20 Reviere im nicht als EU-SPA ausgewiesenen, ackerbaulich genutzten

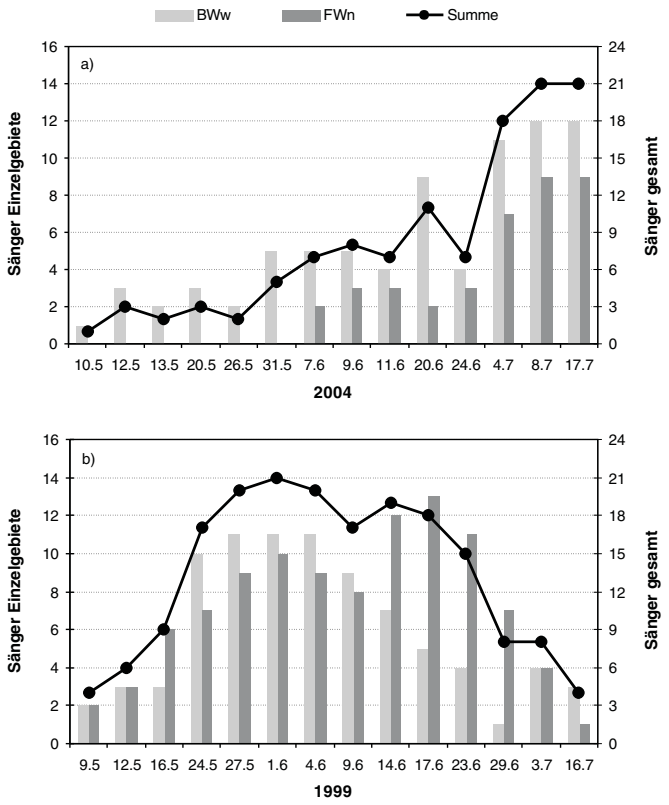


Abb. 4: Phänologie der Besiedlung der Wümmeniederung [NSG Borgfelder Wümmewiesen (BWw) und Fischerhuder Wümmeniederung (FWn)] durch den Wachtelkönig in den Jahren 2004 (a) und 1999 (b). - *Arrival pattern and settlement of Corncrakes in the Wümme area in 2004 (a) and 1999 (b).*

Teil) oder des Niedervielandes und Werderlandes in Bremen (3 Reviere). Dass außerhalb von Schutzgebieten auch erfolgreiche Bruten stattfinden können, belegt ein Brutnachweis in einem Weizenfeld bei Lutter.

Beobachtungen zur Phänologie

Nur wenige Gebiete sind im Rahmen der landesweiten Wachtelkönigerfassung regelmäßig über den gesamten Verlauf der Brutperiode kontrolliert worden. Deshalb sind die Aussagen zur Phänologie und Siedlungsdynamik an dieser Stelle neben der beispielhaften Darstellung der Besiedlung der Wümmeniederung auf wenige Hinweise begrenzt.

Die Besiedlung der Wümmeniederung verlief im Jahre 2004 vergleichsweise ungewöhnlich (Abb. 4 a). Zwar entsprach die Feststellung des ersten singenden ♂ am 10.5. den Vorjahresverhältnissen, doch die erst am 31.5. einsetzende Bestandszunahme im NSG Borgfelder Wümmewiesen und die Anfang Juni beginnende Besiedlung der Fischerhuder Wümmeniederung lagen saisonal sehr spät. Sehr ungewöhnlich war, dass die maximalen Bestände erst am Ende der Saison (Anfang bis Mitte Juli), und dann konstant über zwei Wochen festzustellen waren. Ansonsten ist das Maximum in der Wümmeniederung zwischen Ende Mai und Ende Juni festzustellen und die Besiedlung des NSG Borgfelder Wümmewiesen und der Fischerhuder Wümmeniederung verlief eher parallel. Beispielhaft zeigt dies die Phänologie des Jahres 1999 (Abb. 4). Die früheste Beobachtung der letzten Jahre in der Wümmeniederung datiert auf den 30.4.2001.

In der benachbarten Hammeniederung fällt die Erstbeobachtung 2004 fast zeitgleich auf den 8. Mai. Auch hier konnten bislang singende Wachtelkönige frühestens am 30. April (1999) nachgewiesen werden (J. WILDBERGER in SEITZ et al. 2004). Wie in den vorgenannten Gebieten liegen die frühesten Beobachtungen bzw. Ansiedlungen in der Leineniederung bei Salzderhelden stetig Anfang Mai, in einzelnen Jahren auch schon Ende April (P. H. BARTHEL pers. Mitt.). Die Erstfeststellungen singender ♂ fielen 2004 im Kateminer Werder auf den 11. Mai (A. KLEIN pers. Mitt.), an der Unterelbe auf den 13. Mai (J. LUDWIG pers. Mitt.) und im Rheiderland auf den 1. Juni.

Bestandsauffüllung und Ausbreitung in der Wümmeniederung konnte wie oben beschrieben ab Anfang Juni 2004 beobachtet werden, in der Elbtalaue lokal erst ab dem 20. Juni (J. PRÜTER pers. Mitt.). Diese späten Termine fallen

mit dem Beginn von Zweitbruten oder Zuwanderungen aus anderen Gebieten zusammen. Noch spätere Zuwanderungen im Juli sind z. B. für die Borgfelder Wümmewiesen durch Beringung belegt (MAMMEN et al. 2005).

Diskussion

Vollständigkeit der Erfassung

Als Ergebnis der Kontrollen kann davon ausgegangen werden, dass 2004 im Gegensatz zu Vorjahren die Mittel- und Oberläufe von Wümme, Hamme, Geeste und Oste nicht besiedelt wurden. Allein im Ostetal zwischen Ober Ochtenhausen und Minstedt wurden im Jahr 1999 17 Reviere festgestellt (FAUNISTISCHE AG NABU BREMERVÖRDE-ZEVEN 2007). In der Geesteniederung bei Bremerhaven wurden zwischen 1998 und 2004 regelmäßig 3 bis 11 gleichzeitig singende ♂ nachgewiesen. Für 1998 wurde der Brutbestand auf mindestens 17 Reviere geschätzt. Beobachtungen bis in den August deuten daraufhin, dass es hier auch zu Zweitbruten kommt (vgl. MELTER & SCHREIBER 2000, NABU CUXHAVEN 1999–2005, H.-J. HEINEN und J. WILDBERGER pers. Mitt).

Lediglich aufgrund politischer Grenzen wurden Anteile der bearbeiteten Population nicht erfasst. Zu diesen außerhalb Niedersachsens gelegenen Gebieten gehören neben dem niederländischen Oldambt v. a. die rechtselbischen Marschen und die Sudeniederung. In den Hamburger Süderelbemarschen ist alljährlich mit 25–35 Revieren zu rechnen (MITSCHKE & BAUMUNG 2001). Die Schleswig-Holsteinische Elbpopulation setzt sich nach BERNDT et al. (2002) aus sechs kleineren Vorkommen mit jeweils bis zu 3 Revieren auf Inseln und Vorlandflächen zusammen. Einschließlich der Vorkommen außerhalb der Landesgrenze umfasst die Population in der unteren Sudeniederung regelmäßig mindestens 5 Reviere (H. HECKENROTH pers. Mitt.).

Die 13 Siedlungsschwerpunkte des Wachtelkönigs (vgl. Tab. 6) wurden – mit Ausnahme der Elbtalaue, der Moore bei Buxtehude und des Drömlings – vollständig über die gesamte Gesangsperiode erfasst. Für die Elbtalaue und den Drömling ist aufgrund der nicht flächendeckenden und in Teilgebieten auf einen Termin beschränkten Erfassungen sowie der Größe des möglichen Siedlungsraumes anzunehmen, dass jeweils bis zu 5 Reviere übersehen wurden. In den Mooren bei Buxtehude wurde 2004, anders als in Vorjahren, keine systematische Untersuchung durchgeführt, und es wurden nur Informationen von Anwohnern bzw. Jägern eingeholt. Somit erscheint auch hier angesichts der regelmäßigen Besiedlung in den Vorjahren (ALAND 2002) zumindest ein kleineres Vorkommen für das Jahr 2004 wahrscheinlich.

Darüber hinaus erhielten wir aus einzelnen, in Vorjahren bedeutsamen, Wachtelkönigbrutgebieten keine Rückmeldung oder es waren nur flächenmäßig eingeschränkte Erfassungen möglich. Zu diesen Gebieten gehörte z. B. die Emsniederung oberhalb der Einmündung des Küstenkanals und Teile der Allerniederung. Unter Berücksichtigung dieser Erfassungslücken gehen wir davon aus, dass etwa 90 % des tatsächlichen Bestandes der niedersächsischen Population im Jahr 2004 ermittelt werden konnten. Für die weiterführenden Hochrechnungen wird jedoch der gesicherte Mindestbestand von 247 Revieren zu Grunde gelegt.

Habitatwahl

Im Rahmen der Meldungen zur landesweiten Bestandserfassung des Wachtelkönigs wurden nur in wenigen Fällen Angaben zur Habitatwahl gemacht. Im Ergebnis kamen damit keine auswertbaren Daten zusammen, so dass wir die Situation in Niedersachsen nur beispielhaft beschreiben und unter Hinzuziehung älterer Quellen und Angaben von Gebietskennern diskutieren.

Habitatwahl des Wachtelkönigs in den Ursprungslandschaften

Schlüsselfaktoren für Wachtelkönigvorkommen waren nach FLADE (1997) in Ursprungslandschaften wie Stromauen, Tiefland-Flussmooren, Schlagfluren in Wäldern sowie Bergwiesen und Hangmooren der Hochlagen großflächige Erosions- und Auflandungsprozesse durch Überflutungen, Eisgang und Auffrieren (im Gebirge auch durch Lawinen und Muren), Oszillationen von Moordecken und Wasserstandsschwankungen sowie der Einfluss großer Weidegänger, die ein dauerhaftes Aufwachsen von Gehölzen verhinderten. Den gleichen Effekt hatten Moor- und Waldbrände sowie verlandende Biberteiche (ZAHNER et al. 2005), in deren Folge frühe, von hohen

Gräsern und Stauden dominierte Sukzessionsstadien vom Wachtelkönig als Lebensraum genutzt wurden. In der Naturlandschaft Niedersachsens boten sich zudem Siedlungsmöglichkeiten in der Uferzone (Landröhricht) großer Flachseen und im Bereich von Auflandungen, Sandplaten und -inseln der oberen Ästuare bis in die Brackwasserzone.

Habitatstrukturen in Überschwemmungslandschaften

Die Bestandserfassung 2004 hat gezeigt, dass die Siedlungsschwerpunkte des Wachtelkönigs immer noch in vergleichsweise naturnahen Niederungs- und Flusslandschaften mit Struktur gebendem Überschwemmungseinfluss liegen. In diesen Gebieten kann die Wasserstandsdynamik teilweise gesteuert sein, wie in der Leineniederung bei Salzderhelden oder in den Borgfelder Wümmewiesen. Sie kann aber auch allein der natürlichen Hochwasserdynamik ausgesetzt sein, wie im Elbeästuar, im Vorland der Ems oder in der Elbtalaue.

In räumlich eher begrenzten Schutzgebieten werden Defizite aufgrund fehlender oder eingeschränkter Dynamik durch Wassermanagement und Nutzungslenkung ersetzt. So werden in der Leineniederung bei Salzderhelden seit etwa sechs Jahren mehrere hundert Hektar Fläche im Oktober gemulcht. Den gleichen Effekt hat das kostengünstigere Mähen und Liegenlassen des Mahdgutes im Schwad. Im Folgejahr entsteht ein Mosaik von unverfilzten, frei aufwachsenden Bereichen und Streifen mit unter dem Mahdgut stark verzögertem Vegetationswachstum. Letztere werden von den Wachtelkönigen zur Fortbewegung genutzt. Das Nebeneinander von Flächen mit unterschiedlichen Wasserständen stellt in den Leinepoldern spät abtrocknende Flächen mit einem günstigen Nahrungsangebot bereit, die auch zur zweiten Brut genutzt werden (P. H. BARTHEL pers. Mitt.).

Das „Nasse Dreieck“ (ca. 200 ha) in der Fischerhuder Wümmeniederung war durch seine regelmäßigen winterlichen Überschwemmungen bei nahezu flächendeckender extensiver Mähnutzung (ein- bis zweischürig) bis Anfang der 1990er Jahre das Zentrum der Wachtelkönigverbreitung in der Wümmeniederung zwischen Borgfeld und Ottersberg. Hier wurden Teile des „Nassen Dreiecks“ ab Mitte der 1990er Jahre aus der Nutzung genommen. Zusammen mit ungünstigen Nutzungsbedingungen durch ein Herbsthochwasser 2001 und ein Sommerhochwasser 2002 führte dies zu einem etwa 85 ha umfassenden Brachekomplex, der nicht besiedelt war. Nur in wenigen Ausnahmefällen konnte bei früher Ankunft eine randliche Besiedlung festgestellt werden, aber nur entlang von Altarmstrukturen (bessere Laufmöglichkeit) und nicht in der Fläche. Für mausernde Wachtelkönige können im Wasserwechselbereich gelegene, nicht alljährliche nutzbare Flächen durchaus von Bedeutung sein. In diesen können sich im Verlauf der Vegetationsentwicklung in den lagernden Beständen der Obergräser verzweigte Gangsysteme ausgebildet haben, in denen sich Wachtelkönige bewegen (eig. Feststellung). Im Übergangsbereich des Brachekomplexes zu den unregelmäßiger und kurzzeitiger überschwemmten Flächen der Niederung verbleiben entlang der Gewässerläufe bei der Mahd Uferstreifen und Vegetationsinseln. Diese werden in der Nutzungsperiode von Jungvögeln als Deckung aufgesucht (eig. Feststellung).

Nach Verbesserungen im Wassermanagement (regelmäßigere und länger andauernde Überschwemmungen) wurden auch die Borgfelder Wümmewiesen ab Mitte der 1990er Jahre zunehmend von Wachtelkönigen besiedelt. Hier wird das Umfeld von Gesangsplätzen (2-3 ha) in Revieren, bei denen eine Verpaarung wahrscheinlich ist (vgl. dazu MAMMEN et al. 2005), in Absprache mit den betroffenen Landwirten erst Anfang bis Mitte August gemäht. Ansonsten wäre nach der NSG-Verordnung, in den hauptsächlich vom Wachtelkönig besiedelten Bereichen, die Mahd ab dem 25. Juni möglich.

In der Elbmarsch werden vom Wachtelkönig überwiegend Vorlandflächen besiedelt, deren Mosaik von Gewässer- und Landlebensräumen nahezu alljährlich von Hochwasser- und Sturmflutdynamik sowie in manchen Jahren auch von Eisgang geformt wird. Der Wachtelkönig kommt auch hier vorwiegend in vernässten und somit spät gemähten Wiesen vor, weniger häufig in strukturreichen Weiden. Das Außendeichsgrünland wird größtenteils nicht gedüngt, ist durch Hochwasser, Salzeinfluss und klimatische Einflüsse sowie lokal durch Beweidung von Wildgänsen bis in den April im Wachstum verzögert

und kann dadurch erst spät gemäht werden. Nach der Mahd verbleiben saum- und mosaikartig ungenutzte, Deckung bietende Hochstaudenfluren des Tideröhrichts entlang von Prielen und Gräben. In Schutzgebieten ist – abhängig von vertraglichen Vereinbarungen – ein Nutzungsbeginn vielfach erst Anfang August zulässig (J. LUDWIG mdl.).

In der Elbtalaue sind die Monate März und April mit etwa 70 % Hochwassertagen die überschwemmungsreichsten Monate (MEIER-PEITHMANN et al. 1986). Gelegentlich halten sich Überschwemmungen bis in den Mai. Unter dem Einfluss von Hochwasserereignissen sind in der Stromlandschaft großflächig extensiv oder nur sporadisch genutzte mesophile Flachland-Mähwiesen und Brenndoldenwiesen erhalten geblieben. In Senken und am Rand von Bracks (infolge Sturmfluten entstandene Seen oder Teiche), Flutmulden und Hochwasserrinnen finden sich ungenutzte strukturreiche Übergänge zu Röhrichten, Weidengebüschen, Auwald und Uferdünen. Auf den Hochufern erneuern sich unter Treibselablagerungen und Übersandungen Ruderalfluren. In diesem naturnahen Mosaik von Röhrichten, Auengebüschen und Graslandschaften bieten sich dem Wachtelkönig großflächig günstige Brutbedingungen. Einschränkungen bewirken jedoch intensive Beweidung und frühe Mahdtermine in Jahren mit niedrigem Wasserstand ab Ende Mai.

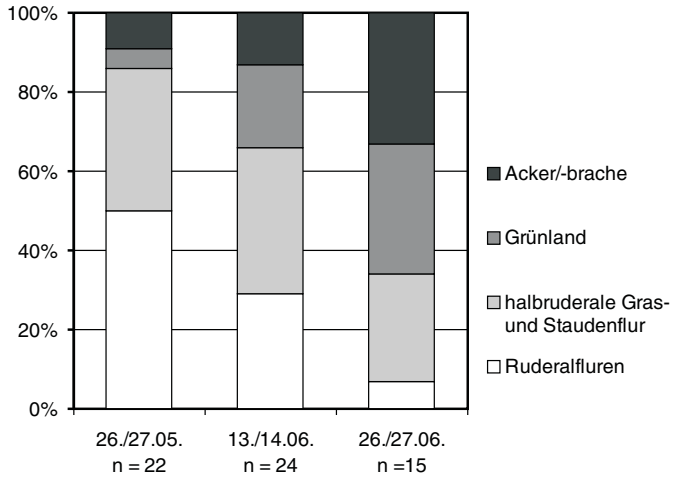


Abb. 5: Lage der Wachtelkönig-Singplätze nach Biotoptypen in der östlichen Dümmerniederung 1999 (eig. Daten). - *Corncrake habitat in the Dümmer area in 1999.*

Für den Drömling beschreiben FLADE & JEBRAM (1995) den in der Überschwemmungslandschaft von Aller und Ohre am häufigsten genutzten Lebensraum als hochwüchsige Sumpfdotterblumenwiesen mit Dominanzbeständen des Wiesenfuchsschwanzes, die anhaltend feucht und gelegentlich überflutet sind. Besonders in der ersten Maihälfte halten sich die Wachtelkönige auch in im Vorjahr ungemähten, schilfreichen Nassbrachen auf. Spätestens nach dem Schlüpfen der Jungen wechseln vermutlich viele Wachtelkönige aus den Wiesen in von Hochstauden bewachsene Raine, Weg- und Grabenböschungen und auf verwachsene Dämme (FLADE 1991). Ruderale Säume stellen auch in den Meerbruchswiesen am Steinhuder Meer die bevorzugten Singplätze des Wachtelkönigs dar (BRANDT & EULNER 2004).

In der Dümmerniederung werden durch temporäre Wasserrückhaltung vernässte Feuchtwiesen mit hohen Anteilen an Großseggen, Rohrglanzgras und Wasserschwaden besiedelt, aber auch Ruderalfluren mit Brennesseldominanz auf entwässerten Niedermoorböden außerhalb der Schutzgebiete. Letztere werden besonders zu Beginn der Brutzeit genutzt. Mit dem Aufwachsen der Vegetation verlagern sich die Singplätze zunehmend ins Grünland und in einjährige Ackerbrachen (s. Abb. 5).

Bezeichnenderweise und für die Situation 2004 in vielen niedersächsischen Gebieten zutreffend, bemerkt bereits HEINROTH (1928), dass auf das Vorkommen des Wachtelkönigs „*kein Verlaß ist, denn er fehlt an Stellen, wo er in den Jahren vorher häufig war, oft ganz plötzlich, was vielleicht mit dem Grundwasserstand, also mit der Feuchtigkeit in Verbindung zu bringen ist*“.

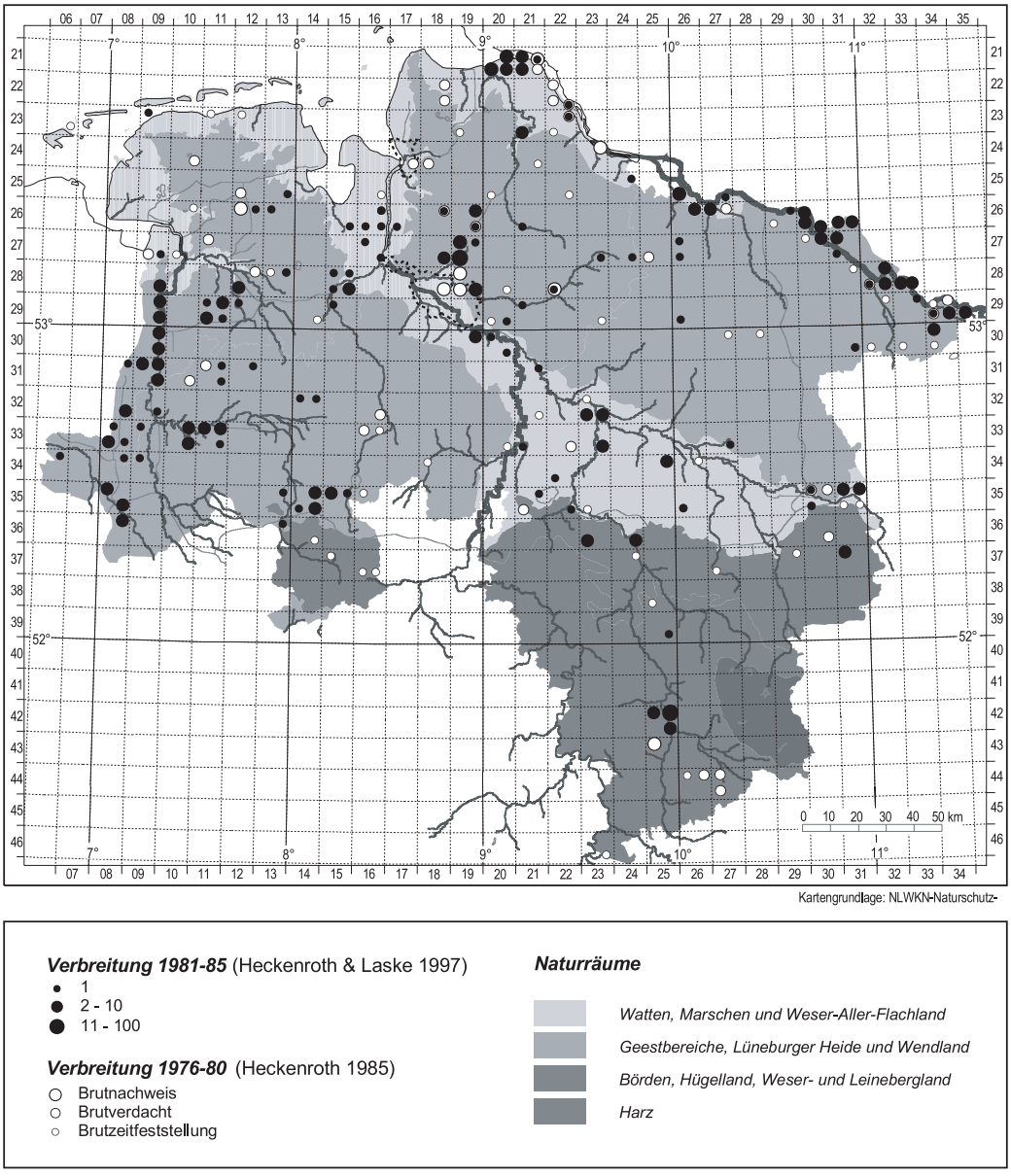


Abb. 6: Wachtelkönigverbreitung in Niedersachsen und Bremen 1976-80 und 1981-85. - *Distribution of Corncrakes in Lower Saxony and Bremen, 1976-80 and 1981-85.*

Habitatstrukturen in Marschen und Niedermooren ohne Überschwemmungseinfluss

Der Wachtelkönig besiedelt in Niedersachsen selbst das Nutzungsmosaik der mehr oder weniger nachhaltig entwässerten Niedermoore und Marschen erfolgreich. Er wandert dann in Grünland-Acker-Komplexe ein, wenn sich aufgrund von Nutzungslenkungen oder nachlassendem Nutzungsinteresse auf Grenzertragsböden Brachen ausbreiten. Ersatzlebensräume bieten sich zunehmend auch in reinen Ackerlandschaften, wenn die Vegetationsstruktur den artgemäßen Ansprüchen genügt und Nutzungstermine weitgehend eine Einnischung

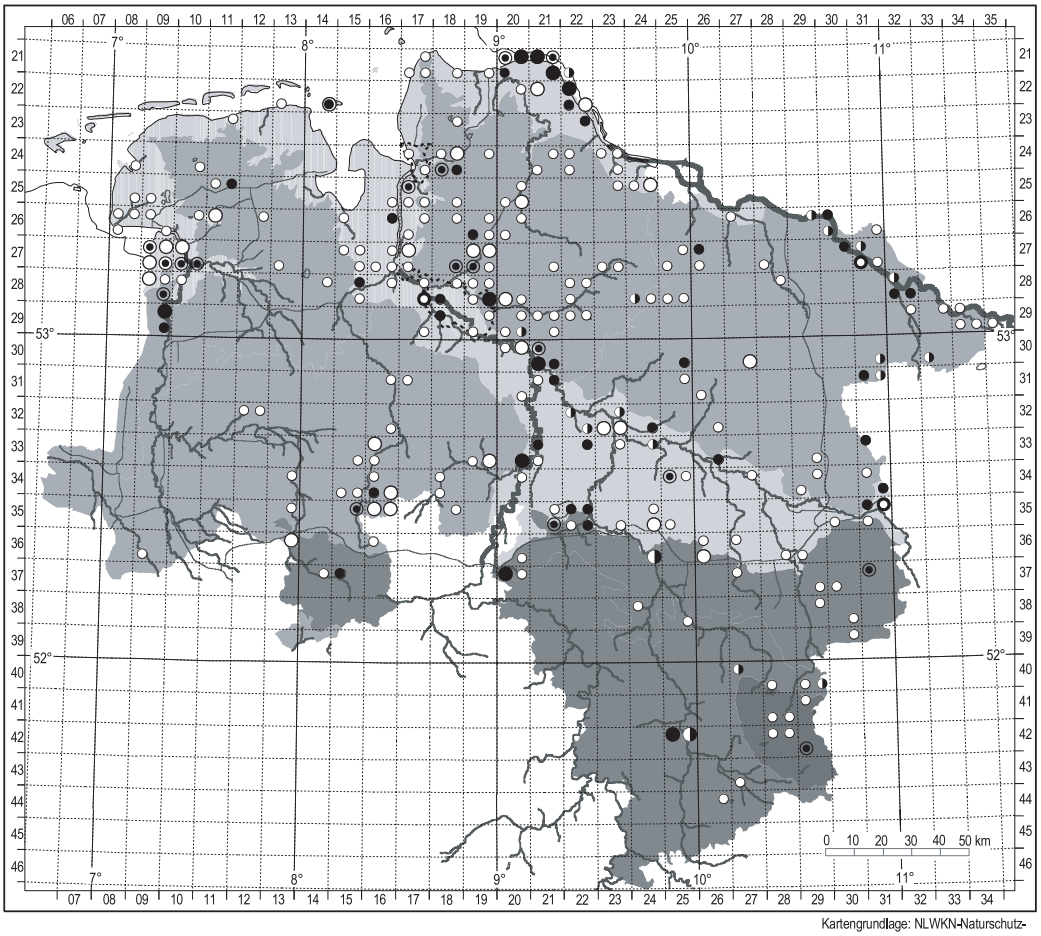


Abb. 7: Vergleich der aktuellen Wachtelkönigverbreitung 2004 in Niedersachsen und Bremen mit den Verhältnissen im Zeitraum 1997-2003. - *Comparison of Corncrake distributions in Lower Saxony and Bremen 2004 and 1997-2003.*

der späten Fortpflanzungsperiode ermöglichen. Sonderkulturen wie Luzerne-, Kümmel- oder Ackergrasanbau zur Saatgutgewinnung scheinen dabei eine Schlüsselfunktion zu haben (KOFFIJBERG & NIENHUIS 2003). Es handelt sich hierbei v. a. um mehrjährige Nutzungen, die im Winter nicht bearbeitet werden und vermutlich sowohl von der Vegetationsstruktur als auch von der Nahrungsgrundlage her günstiger sind als die meisten einjährigen Nutzungsty-

Tab. 4: Entwicklung des Wachtelkönig-Brutbestandes in Niedersachsen und Bremen nach Bestandsschätzungen, Hochrechnungen und Erfassungen ab 1976. - *Summary of Corncrake trends and abundance in Lower Saxony and Bremen from 1976 onwards.*

Zeitraum	Bestands-schätzung	Anmerkungen, Rasterfrequenz (RF)	Quelle
1976-1980		119 TK25Q, RF = 6,9 % auf 11 % hochgerechnet (Basis 1723 TK25Q; starke bzw. anhaltende Bestandsabnahme)	HECKENROTH (1985)
1981-1985	220-340	138 TK25Q, RF = 8,2 % (Basis 1690 TK25Q)	HECKENROTH & LASKE (1997)
1976-1985		216 TK25Q, RF = 12,5 % (Basis 1723 TK25Q)	HECKENROTH (1985) HECKENROTH & LASKE (1997)
1990-1995	< 250	Schwache oder nur teilweise Bestandsabnahme	HECKENROTH & LASKE (1997)
1995-1999	300-650	Schätzung anhand Bestands- u. Siedlungsdichteangaben ausgewählter Schwerpunktgebiete	BIOS (2000)
1998	216	deutschlandweite Wachtelkönigerfassung Anzahl Sänger (Meldung nur aus wenigen Gebieten)	MAMMEN et al. (1999), MAMMEN & REICH (2001)
1999	400	Einzelangabe in Roter Liste; Bestandszunahme 1975-99 >20%	SÜDBECK & WENDT (2002)
1997-2003	>250-500	Bestand zunehmend; [Datenlage: (grobe) Schätzungen aufgrund aktueller Teilergebnisse]; hier für 1998 nur 300 Reviere	BOSCHERT (2005)
2004	247	83 TK25Q, RF = 4,8 % (Basis 1729 TK25Q); geringe Rasterfrequenz in einem einzelnen Jahr (landesweite Erfassung); 18 neue Raster gegenüber 1997-2003	diese Arbeit
1997-2004	223-840 (s. Abb. 7)	273 TK25Q, RF = 15,8 % (Basis 1729 TK25Q); gegenüber 1976-85 181 neue Raster; Schätzung anhand Bestandsangaben ausgewählter Schwerpunktgebiete und Erfassung 2004; höheres Bestandsniveau; Bestand jedoch schwankend	diese Arbeit

TK25Q = Quadranten (Viertel) der Topographischen Karten 1:25000; RF = Rasterfrequenz (Anteil besetzter TK25Q).

pen. Schon bei HEINROTH (1928) finden sich Hinweise auf Ackerlandschaften als Lebensraum für den Wachtelkönig; „ *der W. bewohnt üppige, nur mäßig feuchte Wiesen, Kleestücke und Rapsfelder...*“.
2002 wurden im Rheiderland von 13 Revieren etwa zwei Drittel in Luzerne festgestellt (KOFFIJBERG 2003). Es kommen aber auch größere Bestände in Winterweizen vor. Entsprechend dem Flächenanteil im Nutzungsmosaik lagen 2002 im Rheiderland 23 % und im benachbarten niederländischen Oldambt alljährlich etwa 60 % der Reviere im Winterweizen (KOFFIJBERG & NIENHUIS 2003).

In den Elbmarschen werden auch traditionell bewirtschaftete Obstanbaugebiete wie z. B. die Steinkirchener Marsch bei Agathenburg vom Wachtelkönig besiedelt. Zum Schutz der Obstblüte hoch eingestaute ausufernde Beetgräben sorgten für strukturreiche Wasserwechselbereiche entlang eines engmaschigen Grabennetzes. Der Wachtelkönig besiedelt hier einen Komplex aus lichten Obstwiesen und eingelagerten Grünland-, Acker- und Bracheflächen (GROßKOPF & KLAEHN 1983, eig. Feststellung 2002/2003).

In den Buxtehuder Mooren begünstigt die z. T. extrem kleinteilige Grünlandnutzung auf Grenzertragsstandorten (Hoch-/Niedermoor) die Besiedlung durch den Wachtelkönig. Der Grünlandkomplex zeichnet sich durch einen hohen Anteil nutzungsfreier Saumstrukturen und nicht mehr oder nur noch jahrweise genutzte Flächen aus. Die Reviere liegen überwiegend in jüngeren Grünlandbrachen und spät gemähten Feuchtwiesen, nur ganz vereinzelt auch in

strukturreichen Extensivweiden bzw. deren Randbereichen. Bevorzugt werden eindeutig hochstaudenreiche Flächen, insbesondere solche mit hohem Anteil an Brennnesseln und Wiesenkerbel. Auch innerhalb von genutzten Feuchtwiesen liegen die Singplätze überwiegend in eutrophierten Teilflächen und Störstellen mit Brennnesselbeständen.

Im Rahmen von mehrjährigen Erfassungen wurde die Aufgabe von traditionellen Revieren in älteren Brachen festgestellt. Dies wird auf die zunehmende Verfilzung und Akkumulation der Vegetation in der Streuschicht zurückgeführt, die sich einschränkend auf die Fortbewegungsmöglichkeit des Wachtelkönigs auswirkt (H. Henschel pers. Mitt.; vgl. Schäffer 1999).

Habitatstrukturen im Harz

Bei den vom Wachtelkönig besiedelten Bergwiesen handelt es sich um extensiv genutzte Goldhaferwiesen in einer Höhenlage von 600-700 m über NN. Die Singplätze liegen dort bevorzugt an feuchten Stellen und Quellbereichen, ähnlich wie in der Hohen Rhön (vgl. Kolb 1997). W. Nothdurft (pers. Mitt.) gibt für die Vorkommen im Jahr 2004 extensiv genutzte Wiesen in Nachbarschaft zu feuchten, von kleinen Erlengruppen durchsetzten Brachen als Lebensraum an. Eine gute Besiedlung feuchter Langzeitbrachen durch den Wachtelkönig konnte H.-K. Nettmann (pers. Mitt.) aktuell auch im polnischen Teil des Riesengebirges feststellen.

Bestandsentwicklung des Wachtelkönigs in Niedersachsen und Bremen

Historische Situation

Pastor J. W. Hönert (1780) schrieb in einer der ersten vogelkundlichen Abhandlungen zum Wachtelkönig im St. Jürgensland nördlich Bremen: „*Es läuft insonderheit des Abends auf den Grabenufern im langen Grase herum mit seinem scharfen und schnarrenden Geschrey: Arrp, Snarrp, daß man seiner nahen Gegenwart von Herzen müde wird. Auch dieses giebt ein wohlschmeckend Gericht*“. Schon Hönert (1780) erwähnte zwei Gründe, weswegen „*dieser Nahrungszweig geringhaltiger und unfruchtbarer*” zu werden schien: Die Scheuchwirkung durch den ”*Mißbrauch des Schießgewehrs*...” und die ”*Abwässerung und Bevölkerung der großen wilden Moore*...”. Gemeint ist die Findorffsche Moorkolonisation ab ca. 1750 im Raum Teufelsmoor zwischen Bremen und Bremervörde (vgl. Rabenstein 1982).
Demnach bewirkten bereits zu Zeiten Hönerts wasserwirtschaftliche Eingriffe in Flusslandschaften und Niedermoore sowie deren Erschließung den Rückgang von Wachtelkönigbrutbeständen. Dieser Faktorenkomplex kann auch für den verstärkten Bestandsrückgang seit 1900 als primäre Ursache verantwortlich gemacht werden. So geben Seitz & Dallmann (1992) für den Bremer Raum die zweite Hälfte des 19. Jahrhunderts als Zeitraum für einschneidende wasserbauliche und wasserwirtschaftliche Eingriffe durch Unterweserausbau und Einrichtung von Schöpf- und Sperrwerken an den Nebenflüssen an. Ab 1950 führten, innerhalb von zwei Jahrzehnten, die dadurch ermöglichten Veränderungen und Intensivierungen der landwirtschaftlichen Nutzung zum Erlöschen zahlreicher Lokalpopulationen und einem großräumigen Bestandstief in den 1960er Jahren.

Bestandsentwicklung seit 1976

Die erste landesweite Verbreitungsübersicht für Niedersachsen und Bremen legte Heckenroth (1985) vor. Für den Zeitraum 1976–1980 sind von ihm Nachweise aus 6,8 % aller TK 25-Quadranten dargestellt; anhand einer methodisch nicht näher beschriebenen Hochrechnung wurde auf eine Rasterfrequenz von 11 % geschlossen. Schwerpunkte der Verbreitung waren Unter- und Mittelelbe, die Wümme-Hammeniederung sowie die obere Allerniederung. Ansonsten lagen Nachweise aus allen naturräumlichen Regionen mit Ausnahme des Harzes vor. Eine quantitative Bestandsschätzung wurde noch nicht vorgenommen.

Pannach (1985) belegte für zahlreiche Lokalpopulationen einen anhaltenden Bestandsrückgang mit einem Bestandshoch im Jahr 1979. Er wagte aber auch noch keine landesweite Bestandsschätzung. Diese folgt im zweiten niedersächsischen Brutvogelatlas (Heckenroth & Laske 1997) für den Zeitraum 1981-1985 und wird mit 220-340 Brutpaaren angegeben. Offenbar lieferte erst die nach 1985 stark gewachsene Anzahl quantitativer Erfassungen die Grundlage für eine Bestandsschätzung. Die Rasterfrequenz von 12,5 % bei Zusammenlegung aller Daten aus dem Zehnjahreszeitraum

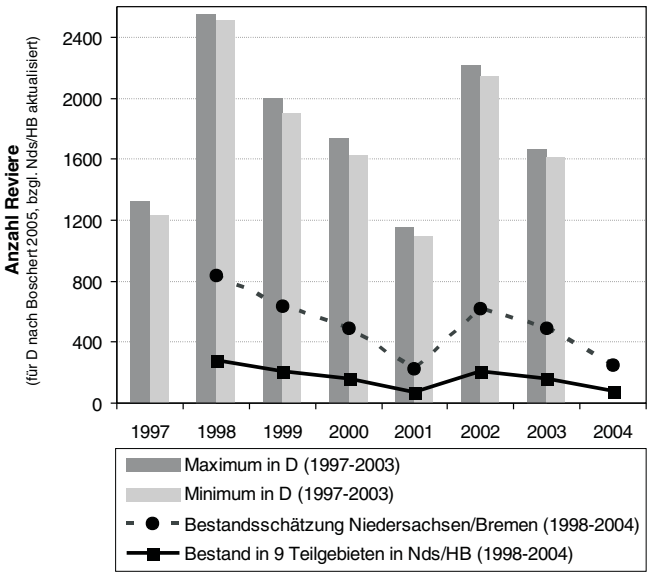


Abb. 8: Verlauf der Bestandsentwicklung des Wachtelkönigs in Deutschland und Niedersachsen/Bremen zwischen 1997-2004 (Erläuterungen zu Daten s. Text). - *Long-term trend of Corncrakes in Germany and Lower Saxony / Bremen between 1997and 2004.*

1976-1985 zeigt, dass die Hochrechnung bei HECKENROTH (1985) auf 11 % bereits den anzunehmenden Verhältnissen entsprach.

Neben den für den ersten Atlas genannten Schwerpunktgebieten treten im Verbreitungsbild die Emsniederung, Bereiche der Hunteniederung und Unterweser, die Dümmerniederung sowie die Leineniederung bei Salzderhelden (neben der Hammeniederung als Dichtezentrum in Niedersachsen) stärker hervor. Im Vergleich zur Verbreitung 1997–2004 sind dagegen die Ackermarsch im Rheiderland, die Geesteniederung, weitere Bereiche in der Wesermarsch und der oberen Weserniederung kaum bzw. noch gar nicht besiedelt oder bislang nicht erfasst worden (vgl. Abb. 7).

Dynamik der Besiedlung zwischen 1976 und 2004

Insgesamt wurden 2004 Brutzeitvorkommen des Wachtelkönigs in 83 TK-25-Quadranten nachgewiesen (= 4,8 % aller Quadranten der Landesfläche). Die Gesamtverbreitung für den Zeitraum von 1997–2004 war mit 273 nicht unbedingt gleichzeitig besetzten Quadranten (= 15,8 %) wesentlich größer. Betrachtet man die Verhältnisse bis 1976 zurück, ergibt sich sogar ein Anteil von 23,0 %. Ausgehend von der Brutverbreitung in den Jahren 1976–1985 (HECKENROTH 1985, HECKENROTH & LASKE 1997) wurden im Zeitraum 1997–2004 in 181 Quadranten erstmalig Wachtelkönigreviere nachgewiesen.

Dieser Wandel im Siedlungsverhalten entspricht einerseits den Anpassungen des Wachtelkönigs an dynamische Landschaften, ist aber auch eine Folge der neuzeitlichen Dynamik von Kultur- und mehr noch von Agrarlandschaften. So sind Lebensräume durch Trockenlegung und Nutzungsintensivierung verloren gegangen wie z. B. Teile der Allerniederung, andere wurden neu geschaffen wie z. B. der Leinepolder Salzderhelden oder konnten erst nach Änderungen der Nutzung z. B. den Anbau von Luzerne im Rheiderland besiedelt werden (KOFFIJBERG 2003). Hinzu kommt, dass in Einflugjahren wie 1998 große Flächen z. T. einmalig als Latenzhabitate besiedelt wurden. Auf diese Weise werden über mehrere Jahre gesehen viele Brutplätze besetzt, jedoch nur ein Teil davon dauerhaft.

Zunahme Mitte der 1990er Jahre?

Quantifizierung der Bestandsentwicklung seit 1997

Nach einer von BOSCHERT (2005) erarbeiteten Schätzung, schwankte der Brutbestand des Wachtelkönigs in Deutschland von 1997 bis 2003 zwischen 1.225 und 2.012 singenden ♂. Für Niedersachsen und Bremen wurden eine stetige Bestandszunahme von >250 auf 500 Reviere und für 1998 300 Reviere bilanziert. Für 1998 lassen sich jedoch bereits aus neun Referenzgebieten insgesamt 279 Reviere nachweisen (vgl. Tab. 5). In dieser Summe sind gute Wachtelköniggebiete wie die Elbtalaue und die Leineniederung noch gar nicht enthalten. Weiterhin spricht gegen die von BOSCHERT

(2005) verwendeten Daten, dass 1998 in der Hammeniederung (>6.200 ha) 70 Reviere kartiert worden sind, unter Einschluss des benachbarten St. Jürgenslandes und der Wörpeniederung allein im Landkreis Osterholz (650 km²) ca. 100 Reviere. Es ist kaum vorstellbar, dass dieser Wert ein Drittel des von BOSCHERT (2005) angegebenen Landesbestandes entsprochen haben soll.

Ab Mitte der 1990er Jahre und insbesondere mit dem Einflugjahr 1998 muss der Landesbestand des Wachtelkönigs in Niedersachsen und Bremen, der noch Anfang der 1990er Jahre nach HECKENROTH & LASKE (1997) etwa 250 Reviere umfasste, auf ein deutlich höheres Niveau angestiegen sein. Eine erste Bestandsschätzung wurde von BIOS (2000) versucht: Ausgehend von den Ergebnissen der Wachtelkönigforschung im Bremer Becken (SCHOPPENHORST et al. 1998, 1999) wurden aus bekannten Schwerpunktgebieten für 1995–1999 minimale und maximale Schätzungen des Wachtelkönigbestands zusammengestellt. Unter Verwendung dieser Ergebnisse, daraus abgeleiteter Dichteangaben und einer Hochrechnung für die potenziell besiedelbare Fläche in Niedersachsen wurde der Bestand für die Jahre 1997–1999 auf eine Größenordnung von 300–650 Revieren geschätzt.

Ähnliche Verhältnisse können aus den in Tab. 3 zusammengestellten Daten abgeleitet werden. Nimmt man für die Jahre 1998–2004 die Summe der Maximalbestände aus den EU-SPA, für die der Wachtelkönig als Wert bestimmende Art gilt, errechnet sich eine Summe von 446 Revieren. 2004 entsprach in diesen Gebieten der Anteil am landesweiten Bestand 67 %. Von diesem Anteil hochgerechnet käme man für den Zeitraum 1998-2004 auf maximal 666 Reviere, die dann am ehesten für das Einflugjahr 1998 zu veranschlagen wären. Dieser Schätzung unterliegt natürlich der Fehler, dass die Maxima in verschiedenen Gebieten teilweise in unterschiedlichen Jahren festgestellt wurden, und dass der Anteil von 67 % keineswegs für alle Jahre repräsentativ ist. Dennoch stellt sie u. E. eine maximale Bestandsgröße realistischer dar, als die Angabe von 216 singenden ♂, die für 1998 von MAMMEN et al. (1999) und MAMMEN & REICH (2001) für Niedersachsen und Bremen ermittelt wurden.

Die Bestandsentwicklung von 1998 bis 2004 leiten wir schließlich aus den Daten von neun jährlich untersuchten Gebieten ab (s. Tab. 5). Diese verteilen sich auf die Einzugsgebiete von Elbe, Weser und Ems und umfassen Siedlungsschwerpunkte des Wachtelkönigs (außer Elbtalaue, Leine- und Allerniederung) sowie weitere kleinere Populationen. Der besiedelte Raum erstreckt sich über eine Fläche von insgesamt 40.135 ha. 2004 wurde in diesen Referenzgebieten mit 82 Revieren 33,2 % des Landesbestandes erfasst. Aus den für diese Gebiete aufsummierten Beständen der einzelnen Jahre von 1998 bis 2004 kann unter der Annahme der oben beschriebenen hinlänglichen Repräsentanz ein landesweiter Trend abgeleitet werden. Bei einer darauf aufbauenden Hochrechnung der Entwicklung des Landesbestandes wird ein über die Jahre gleich bleibender Anteil von 33,2 % unterstellt. Dies wird nicht in jedem Jahr so gewesen sein. Somit beinhaltet auch dieses Modell einen von der Variabilität des Anteils der Referenzgebiete und ihrer tatsächlichen Repräsentanz bestimmten Unsicherheitsfaktor.

Diese Hochrechnung ergibt im genannten Zeitraum als Spitzenjahr 1998 mit 840 Revieren. 1999 und 2002 waren ebenfalls sehr gute Wachtelkönigjahre mit je > 600 Revieren, wie auch 2000 und 2003 mit > 400 Revieren. Die 223 Reviere im Jahr 2001 stellen – ähnlich wie 2004 – einen Tiefpunkt dar. Demnach unterliegt die Population nach einem sprunghaften Anstieg des Bestandsniveaus eher großen Schwankungen (zwischen 223 und 840 Revieren) ohne klaren Aufwärtstrend, anstatt eines bei BOSCHERT (2005) für Niedersachsen/Bremen gezeigten stetigen Zuwachses (s. o.). Obwohl die Trends in den einzelnen Referenzgebieten nicht homogen sind, passt der so berechnete landesweite Trend gut zu den Trends in Deutschland (s. BOSCHERT 2005), Schleswig-Holstein und den Niederlanden (s. u. und Abb. 8 und 10).

Das Bestandsmaximum von 840 Revieren ist größer als alle bisher geschätzten Bestandszahlen für 1998. Diese Größenordnung passt sehr gut zu ähnlich hohen Annahmen für 1998 in Schleswig-Holstein und die Niederlande. Zwar liegt die offizielle Zahl für Schleswig-Holstein im Jahr 1998 bei 377 registrierten (gemeldeten) singenden ♂ (BOSCHERT 2005),

Tab. 5: Aktuelle Entwicklung des Wachtelkönigbestandes in Verbreitungsschwerpunkten Niedersachsens und Bremens sowie Schätzungen für den Gesamtbestand (Erläuterungen s. Text). - *Recent trend of Corncrakes in core breeding areas in Lower Saxony and Bremen, as well as a population estimate based on the trend at key-sites.*

	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	Referenz-fläche [ha]
Elbmarsch	**77**	40	47	8	**68**	56	36	16.715
Hammeniederung	**55**	20	11	0	9	**25**	1	4.500
Wümmeniederung	35	30	21	**40**	**46**	24	24	2.150
Werderland	4	0	4	4	**6**	**5**	1	600
Hunteniederung	**4**	1	**6**	1	2	2	1	460
Geesteniederung	**11**	**11**	5	2	9	10	3	3.770
Steinhuder Meer	**11**	**10**	4	1	8	5	0	950
Dümmerniederung	**35**	**49**	**35**	10	23	13	2	6.420
Emsniederung Lathen-Papenburg	**47**	**49**	30*	8	36	24	14	4.570
Summe aller Gebiete	**279**	**210**	**163**	**74**	**207**	**164**	**82**	**40.135**
Bestandsschätzung für NI/HB nach BOSCHERT (2005)	300	300	400	400	400	500		
Schätzung der Bestandsentwicklung aufgrund des Trends in den 9 Referenzgebieten, hochgerechnet auf den 2004 ermittelten Anteil von 82 der 247 Reviere (die 33,2% des Landesbestandes entsprechen)								
Bestandsschätzung nach dieser Arbeit	**840**	**633**	**491**	**223**	**623**	**494**	**247**	

* fehlende Bestandsangabe durch Mittelwertbildung ersetzt

Fettdruck	Bestandsmaximum im Gebiet	**Fettdruck**	zweithöchster Bestandswert

jedoch schätzte KOOP (in MUNL-SCHLESWIG-HOLSTEIN 2004) den realen Bestand durchaus auf 1.000 Reviere. In den Niederlanden wurden für 1998 insgesamt 586 Sänger erfasst und die Population 1998 auf 640–700 Reviere hochgerechnet unter der Annahme, dass einige Vorkommen unentdeckt blieben (KOFFIJBERG & VAN DIJK 2001).

In Abb. 8 sind für die Darstellung der Bestandsentwicklung in Deutschland (s. BOSCHERT 2005) die Werte für Niedersachsen und Bremen nach unserer Berechnung verändert worden. Daraus ergibt sich ein Anteil zwischen 19 % (2001) und 33 % (1998) am Bundesbestand bei einem Flächenanteil beider Länder von 13,4 %.

Innerhalb von Niedersachsen und Bremen verteilten sich die Maximalwerte einzelner Gebiete im Zeitraum 1998–2004 offenbar auf mehrere Jahre, nämlich 1998, 1999 und 2002 (s. Tab. 5). Bemerkenswert ist, dass selbst im „schlechten" Wachtelkönigjahr 2001 in der Wümmeniederung immerhin der zweithöchste Wert festgestellt worden ist. Dies kann als Hinweis auf lokal günstige Verhältnisse für den Wachtelkönig gewertet werden.

Besondere Entwicklung in der Unteren Wümmeniederung

Nur aus wenigen Gebieten Niedersachsens und Bremens liegen langfristige Bestandsdaten vor. Für die Wümmeniederung ist die Bestandsentwicklung seit über 25 Jahren gut dokumentiert (s. Abb. 9). Neben den auch in anderen Gebieten wirksamen Einflüssen haben sich hier offensichtlich zusätzlich Naturschutzmaßnahmen positiv ausgewirkt. Bis 1992 zeigte der

Wachtelkönig einen negativen Bestandstrend. Die Bestandszunahme 1994 fiel mit der Anhebung der Frühjahrswasserstände im NSG „Borgfelder Wümmewiesen“ und der Haltung von Mindestwasserständen zusammen. In der Fischerhuder Wümmeniederung wurden in diesem Zeitraum ebenfalls in verschiedenen Bereichen Wasserstandsanhebungen durchgeführt.

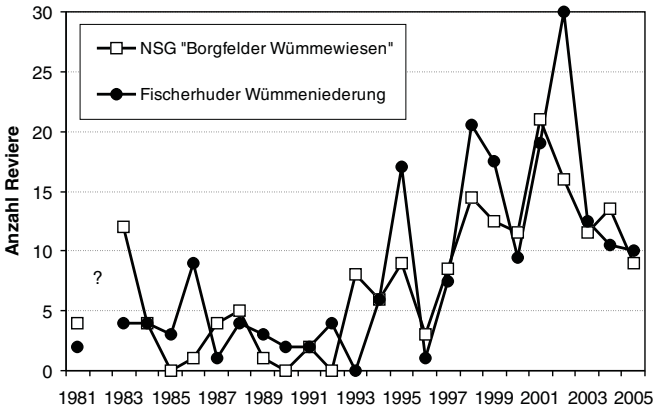


Abb. 9: Entwicklung des Wachtelkönigbestands in den letzten 25 Jahren im NSG Borgfelder Wümmewiesen und in der Fischerhuder Wümmeniederung (? = 1982 nicht untersucht). - *Long-term trend in Corncrake numbers in the Borgfelder- and Fischerhuder Wümmewiesen (1982 no data).*

Seit Mitte der 1990er Jahre haben sich aber auch landesweit die Wachtelkönigbestände sprunghaft erhöht. Trotz dieser Überlagerung lässt sich eine gebietsspezifische, vom Landestrend abweichende Bestandsdynamik erkennen. So schwankten seit 1997 die summierten Bestände beider Teilgebiete zwischen 17 und 46 Revieren, ohne wie in den Vorjahren auf Null oder Einzelfeststellungen zurückzufallen. Ein nach Invasionsjahren spätestens im vierten Jahr wieder auf Restbestände zurückgehender Bestand ist hingegen für viele Teilpopulationen in Niedersachsen (z. B. Hammeniederung, Buxtehuder Moore, Dümmer, Emsniederung bei Papenburg, Rheiderland) und auch für den Landesbestand über die Mitte der 1990er Jahre hinaus weiterhin typisch (s. Abb. 8).

Entwicklungsparallelen in anderen Bundes- und europäischen Nachbarländern

Die Schwankung der Bestandsentwicklung in Niedersachsen seit 1998 (vgl. Abb. 8) ist charakteristisch für viele nord- und westeuropäische Länder. Wie in dem bereits erwähnten „Einflugjahr 1998“ weisen Bestandstrends aus Schleswig-Holstein und den Niederlanden eine ähnliche Entwicklung wie in Niedersachsen auf (Abb. 10). Beide zeigen 1997 einen starken Anstieg der sehr niedrigen Bestände in den Jahren 1990–1996. Neben 1998 waren auch 2000 (Niederlande), 2002 (Schleswig-Holstein) und 2003 (beide) Spitzenjahre; 1999, 2001 und 2004 dagegen zeigten ein Bestandstief.

Sehr ähnlich ist die Situation in Nordrhein-Westfalen (Müller & Illner 2001), einigen skandinavischen Ländern (Isaksen 2006) und in der Schweiz (Stucki et al. 2003). Es gibt jedoch Ausnahmen: z. B. wurde in Brandenburg 1998 der geringste Bestand seit Jahren ermittelt (Ryslavy 1999) und 2002 ein Bestandshoch erreicht (Boschert 2005). Die weitgehend synchronen Bestandstrends seit 1997 deuten darauf hin, dass großräumige Populationsschwankungen und/oder Verlagerungen der Brutgebiete im weiteren Verbreitungsgebiet einen großen Einfluss auf die westeuropäischen Bestandstrends haben. Solche synchronen Schwankungen sind keine neue Erscheinung, sondern auch 1968–1969 und 1979 beobachtet worden (Koffijberg & Schäffer 2006).

Welche Faktoren zu solchen Schwankungen führen, ist noch ungeklärt. Für 1998 zeigten Koffijberg & van Dijk (2001), dass der massive Einflug mit besonders hohen Niederschlagsmengen und Überschwemmungen in Osteuropa zusammenhängen könnte, wodurch viele Flussniederungen als Bruthabitate für Wachtelkönige weitgehend ungeeignet waren. Weiter gehen viele Autoren davon aus, dass der Zusammenbruch der kollektiven Landwirtschaft in Osteuropa zu einem explosionsartigen Populationsanstieg geführt hat (Schäffer & Green 2001). Diese Phänomene könnten den Anstieg seit 1997 erklären, jedoch nicht unbedingt die darauf folgende Populationsdynamik. Eine Analyse von Wetterdaten in West- und Osteuropa zeigt zunächst keinen signifikanten

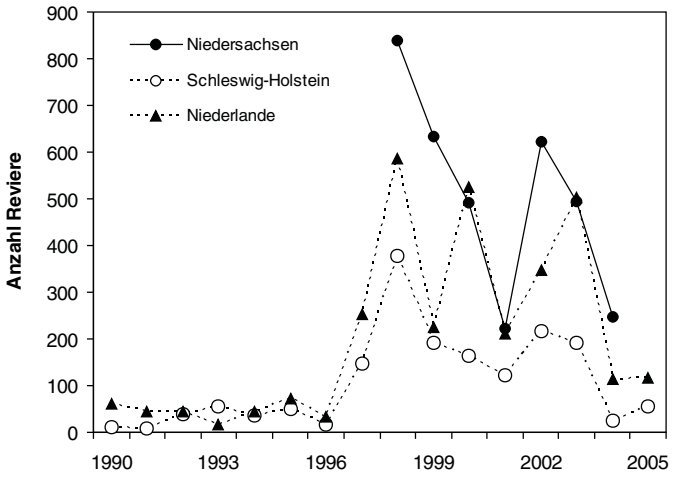


Abb. 10: Bestandstrends des Wachtelkönigs in Niedersachsen/Bremen (nach Abb. 8) im Vergleich zu Schleswig-Holstein (MUNL-SH 2004, OAG SCHLESWIG-HOLSTEIN, B. HÄLTERLEIN schriftl.) und den Niederlanden (SOVON, SCHOPPERS & KOFFIJBERG 2005). - *Trends in Lower Saxony and Bremen compared to numbers in Schleswig-Holstein and the Netherlands.*

Zusammenhang mit dem bei uns beobachteten Trend.

Als Ursache für das Bestandstief 2004 wird die extreme Trockenheit in den afrikanischen Winterquartieren diskutiert (P. NEWBERY, pers. Mitt.). Es ist aber immer noch weitgehend unklar, welche Faktoren den Zug und die Bedingungen in den Winterquartieren genau bestimmen, womit solche Aussagen eher spekulativ sind. Bis vor kurzem ging man sogar davon aus, dass die Umstände für die Überwinterung in Afrika keinen großen Einfluss auf die Populationsschwankungen im Brutgebiet haben (STOWE & BECKER 1992).

Berücksichtigung der Bestandsentwicklung in Roten Listen

Innerhalb Deutschlands wird der Brutbestand des Wachtelkönigs in 9 von 15 Bundesländern als „vom Erlöschen bedroht" eingestuft. Nur im Saarland gilt der Bestand als erloschen. Für Niedersachsen und Bremen wird der Gefährdungsstatus sowohl landesweit als auch innerhalb der vier Rote-Liste-Regionen als stark gefährdet angegeben (Tab. 6). Die jüngste Rückstufung von RL-Kategorie 1 auf 2 erscheint plausibel, zumal ab Mitte der 1990er Jahre ein spürbar höheres Bestandsniveau erreicht worden ist. Nach SÜDBECK & WENDT (2002) gilt die Art nach den Einstufungskriterien als selten (< 1.500 BP, Bestand früher viel höher) und unterliegt mindestens einem Risikofaktor (Population abhängig von Zuwanderung).

In Niedersachsen und Bremen muss beobachtet werden, ob sich das seit Mitte der 1990er Jahre erhöhte Bestandsniveau hält oder als eine auf äußere Einflüsse zurückzuführende Erscheinung nur vorübergehend war. Der Risikofaktor gilt weiterhin und der Bestand im Jahr 2004 entsprach der Größenordnung aus Zeiten der Einstufung in die RL-Kategorie 1. Zudem ist davon auszugehen, dass nach wie vor nur in wenigen Gebieten ein zumindest guter Erhaltungsstatus des Wachtelkönigs angenommen werden kann. Eine weitere Herabstufung oder gar eine Aufnahme in die sogenannte Weiße Liste (NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM 2006) wäre jedenfalls nicht zu rechtfertigen.

Auffällig ist, dass in Sachsen-Anhalt der Wachtelkönig nur noch auf der Vorwarnliste geführt wird und in Mecklenburg-Vorpommern nach der Einstufung von 1992 als „vom Erlöschen bedroht" in der aktuellen Roten Liste (EICHSTÄDT et al. 2003) gar nicht mehr erscheint. Die Einstufung erfolgte gemäß den IUCN-Kriterien (GÄRDENFORS et al. 1999) als nicht seltene Art (> 200 BP), die keinem Risikofaktor unterliegt. Es ist fraglich, ob es um den Wachtelkönigbestand in Mecklenburg-Vorpommern soviel besser bestellt ist, als in den benachbarten Bundesländern. Hier sind deshalb die gleichen besonderen Risikofaktoren anzunehmen, die in der niedersächsischen Roten Liste zu einem höheren Gefährdungsstatus geführt haben (vgl. SÜDBECK & WENDT 2002). Aufgrund der Abhängigkeit von Immigrationen aus den östlichen Reproduktionsschwerpunkten bleibt der Wachtelkönig auch weiterhin in Deutschland und seinen westeuropäischen Nachbarländern eine besonders gefährdete Art.

Aktueller Erhaltungsstatus der Wachtelkönigpopulation

Siedlungsdichte in Schwerpunktvorkommen

Angaben zur Siedlungsdichte des Wachtelkönigs und darauf aufbauende Vergleiche verschiedener Gebiete unterliegen dem Vorbehalt, dass Flächenbezüge lediglich über die Kartierung singender ♂ ermittelt werden. So können einerseits die sich gegenseitig anziehenden singenden ♂ in Gruppen eine hohe Dichte der Besiedlung vortäuschen. Andererseits gehen Lage des Brutplatzes sowie Raumnutzung für die Jungenaufzucht und Mauser der Brutvögel nicht in den Flächenbezug ein. Bei Angaben für großflächige Niederungslandschaften werden in mehr oder weniger großem Umfang für den Wachtelkönig ungeeignete Lebensräume einbezogen und geben so zu geringe Dichtewerte wieder.

Die Dichte der Besiedlung ist jedoch ein Qualitätsmerkmal, das auch in Gebietsbewertungen eingeht. So wird in den Kriterien zur Bewertung von Wachtelkönigbrutvorkommen in EU-SPA Niedersachsens (Bohlen & Burdorf 2005) ein „sehr guter Erhaltungszustand“ der Population ab einer Siedlungsdichte von

Tab. 6: Gefährdungssituation des Wachtelkönigs nach Roten Listen der Bundesländer, für Deutschland und die Niederlande. - *Conservation status of Corncrakes according to national Red Lists in German countries, Germany and the Netherlands*.

Bundesland	Aktueller Bestand Min-Max [Zeitraum]	Einstufung Rote Liste [Jahr]	Quellen (Rote Listen; Bestand)
Niedersachsen/Bremen	223-840 [1998-2004]	2 [2002]	Südbeck & Wendt (2002); diese Arbeit
Schleswig-Holstein	121-377 (1.000?) [1997-2003]	1 [1995]	Knief et al. (1995); Berndt et al. (2002); MUNL-SH (2004), Boschert (2005)
Hamburg	25-140 [1997-2004]	2 [2006]	Mitschke & Baumung (2001), Boschert (2005), Mitschke (2007 u. schriftl. Mitt.)
Mecklenburg-Vorpommern	200-600 [1994-2003] 160-250 [1997-2003]	- [2003] 1 [1992]	Eichstädt et al. (2003), Sellin & Stübs (1992); Boschert (2005)
Brandenburg	288-320 [1993-1996] 240-514 [1997-2003]	1 [1997]	Dürr et al. (1997); Abbo (2001), Boschert (2005); Dürr (schriftl.)
Sachsen-Anhalt	60–120 [1997-2003]	V [2004]	Dornbusch et al. (2004); Fischer & Dornbusch (2004), Boschert (2005)
Thüringen	30–146 [1997-2003]	1 [2001]	Wiesner (2001); Boschert (2005)
Hessen	4-20 (89) [1997-2003]	1 [1997]	VSW & HGON (1997); Korn et al. (2000-02), Boschert (2005), Korn (schriftl.)
Nordrhein-Westfalen	60-110 [1990-1995] 50-270 [1997-2005]	1 [1997]	GRO&WOG (1997); Müller & Illner (2001), Jöbges, Müller (schriftl.)
Berlin	(0) 3–10 [1997-2003]	2 [2003]	Witt et al. (2003); Boschert (2005)
Sachsen	60–74 [2001-2002]	1 [1999]	Rau et al. (1999); Boschert (2005)
Bayern	150 [1997-2003]	1 [2003]	Fünfstück et al. (2003); Boschert (2005)
Baden-Württemberg	10–50 [1997-2003]	1 [2005]	Hölzinger et al. (2005); Boschert (2005)
Rheinland-Pfalz	10–43 [1997-2003]	1 [1992]	Braun et al. (1992); Boschert (2005)
Saarland	0 [1996-2003]	0 [1997]	Süßmilch et al. (1997); Bos et al. (2005), Boschert (2005)
Deutschland	2.000-3.100 [1999] 1.225-2.012 [1997-2003]	2 [2002]	Bauer et al. (2002); Boschert (2005)
Niederlande	250-600 [1998-2000]	2 [2005]	van Beusekom et al. (2005); SOVON 2002

Tab. 7: Großflächige Siedlungsdichte des Wachtelkönigs in aktuellen Schwerpunktvorkommen in Niedersachsen und Bremen 1998–2004. - *Densities of Corncrake territories in core breeding areas in Lower Saxony and Bremen.*

Nr.	EU-Vogelschutzgebiet	Fläche in [ha]	maximale Anzahl Reviere 1998-2004	Siedlungsdichte 1998-2004 [Rev./100 ha]	Anzahl Reviere 2004	Siedlungsdichte 2004 [Rev./100 ha]
HB 2	Borgfelder Wümmewiesen	320*	21	6,6	14	4,4
V36	Fischerhuder Wümmeniederung	600*	30	5,0	10	1,7
V08	Leineniederung Salzderhelden	1.128	50	4,4	40	3,5
V18	Unterelbe, Vorland	650*	21	3,2	21	3,2
V59	Moore bei Buxtehude	1.289	24	1,9	?	
V35	Hammeniederung	4.400*	55	1,25	1	< 1
V42	Steinhuder Meer	950*	10	1,1	0	
V16	Emsniederung Lathen bis Papenburg	4.574	45	1,0	14	< 1
V39	Dümmer	3.070*	23	0,8	2	< 1
V37	Niedersächsische Elbtalaue	4.700*	26	0,6	23	< 1
V46	Drömling	2.050*	13	0,6	7	< 1
V10	Emsmarsch Leer bis Emden	3.222	13	0,4	1	< 1
V23	Untere Allerniederung	5.387	15	0,3	11	< 1

* besiedelter Teilraum

mindestens 5 ♂/100 ha angenommen. Als „guten Erhaltungszustand“ werten die Autoren Dichten zwischen 2 und 5 ♂/100 ha.

Nach diesen Kriterien beschränkte sich im Zeitraum 1998–2004 die Einstufung „sehr guter Erhaltungszustand“ (> 5 ♂/100 ha) auf die Population in der Unteren Wümmeniederung. Auf dem Niveau eines „guten Erhaltungszustandes“ von mindestens 2 ♂/100 ha lagen die Dichtewerte der Leineniederung bei Salzderhelden (4,4 ♂/100 ha) und der Elbmarschvorländer (3,2 ♂/100 ha). Für die meisten EU-VSG muss jedoch aktuell ein mittlerer bis schlechter Erhaltungsstatus angenommen bzw. konstatiert werden. Im Untersuchungsjahr erreichte lediglich die Besiedlung der Borgfelder Wümmewiesen, der Leineniederung bei Salzderhelden und der Vorländer der Elbmarschen den „guten Erhaltungsstatus“.

In zentral- und osteuropäischen weitgehend naturbelassenen Flusstalmooren siedelt der Wachtelkönig großflächig in einer Dichte von maximal 8–9 singenden ♂/100 ha (FLADE 1997). Für die Brutpopulation in Niedersachsen und Bremen wurde 2006 die höchste Dichte bei der Besiedlung eines 440 ha großen Abschnittes der Elbtalaue zwischen Barförde und Radegast festgestellt (J. WÜBBENHORST pers. Mitt.). Mit 7,5 ♂/100 ha entspricht der hier ermittelte Wert annähernd den Verhältnissen in osteuropäischen Brutgebieten des Wachtelkönigs. Bezogen auf die gesamte niedersächsische Elbtalaue lag jedoch im Zeitraum 1998–2004 die höchste Dichte bei unter 1 ♂/100 ha (Tab. 7).

Zustand der Gesamtpopulation in Niedersachsen und Bremen

Der Wachtelkönig war in den großräumigen Marschen und Niederungslandschaften von Elbe, Weser, Ems und deren Nebenflüssen bis in das späte 19. Jahrhundert ein häufiger und verbreiteter Brutvogel. Dieser Raum gehörte wahrscheinlich zum Verbreitungsschwerpunkt der Art, mit ähnlichen Dichteverhältnissen wie heute in den zentral- und osteuropäischen Lebensräumen. Bezogen auf die EU-SPA in Niedersachsen und Bremen mit einer Fläche geeigneter Habitate von ca. 60.000 ha (für die Elbe nur Vorlandfläche einbezogen) und einer für die Borgfelder Wümmewiesen errechneten Dichte, würde sich unter diesen Annahmen für die historische Situation (s. o.) ein grob geschätzter Bestand von etwa 4.000 Revieren ergeben. Wahrscheinlich war die Population allein aufgrund der damals erheblich umfangreicheren Fläche nutzbarer Lebensräume noch deutlich größer.

Aus Lokalavifaunen kann abgeleitet werden, dass ein deutlicher Rückgang dieses hohen Bestandes um die Jahrhundertwende einsetzte, der sich in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts zeitlich versetzt als Auflösungserscheinung fortsetzte (vgl. Großkopf & Klaehn 1983, Flade & Jebram 1995, Schmidt 2001). In den 1970er Jahren war vermutlich eine sich selbst erhaltende Population des Wachtelkönigs weitgehend erloschen. Einwanderungsjahre wie z. B. 1979 („bestandsfüllende Jahre", vgl. Pannach 1985) führten immer wieder zu nur wenige Jahre andauernden Wiederbesiedlungen. Durch wechselnde Schwerpunkte der Wiederbesiedlung ergab die Zusammenfassung dieser lückenhaften Daten ein immer noch bestehendes niedriges Bestandsniveau. Die Bestandsentwickung des Wachtelkönigs im Verlauf des 20. Jahrhunderts war also zunehmend von großräumiger Dismigration und weniger von Bruttraditionen bestimmt. Wie eng tatsächlich der Populationszusammenhang zu Zeiten höherer Bestände war, und welche Funktion Reproduktionsschwerpunkte hatten, muss hier offen bleiben.

In den 1990er Jahren haben sich infolge von Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen Siedlungsschwerpunkte herausgebildet, deren Bestandsdynamik im Vergleich zum Landes- und Bundestrend geringeren Schwankungen unterliegt und vermutlich weniger von äußeren Einflüssen bestimmt wird. Das Beispiel der Wümmeniederung zeigt, dass diese Entwicklung sogar einen gegensätzlichen Verlauf nehmen kann (s. Tab. 5). Es ist naheliegend, dass dies – anders als bei den meisten niedersächsischen Vorkommen – eine durch Bruttraditionen gestützte Bestandsentwicklung ist. Vermutlich geht die Bruttradition nur von wenigen Vögeln aus, die durch ihre Rufaktivität dann weitere Artgenossen ins Gebiet locken. Dafür sprechen zumindest Beringungsergebnisse aus der Wümmeniederung, wo trotz hoher Fangquoten der singenden ♂ (bis zu 80 %), im Folgejahr nur höchsten 10 % wieder gefangen werden konnten (Mammen et al. 2005). Inwieweit vorjährige, im Gebiet erbrütete Vögel ortstreu sind, ist unbekannt. Überträgt man diese Verhältnisse auf andere Gebiete, ergibt sich rechnerisch erst ab Brutvorkommen mit mehr als 10 Revieren die Ausbildung von Stetigkeit und Tradition. Möglicherweise ist damit ein wesentlicher Hintergrund für die aktuelle Populationsentwicklung erklärt. Stetigere Trends wären dann erst mit weiteren Reproduktionszentren mit Beständen von mindestens 20 (besser 40) Revieren zu erwarten. Diese Annahme steht nicht im Widerspruch dazu, dass aus den verschiedensten Regionen und Lebensraumtypen immer wieder einzelne Brutnachweise belegt wurden und letztlich überall möglich und anzunehmen sind. Am Beispiel des Rheiderlandes wird deutlich, dass auch aus Ackerlandschaften wiederholt erfolgreiche Bruten hervorgehen (Daten aus dem benachbarten niederländischen Oldambt; Koffijberg & Nienhuis 2003).

Kennzeichnend für den aktuellen Erhaltungszustand der Population ist weiterhin, dass sich abgeleitet aus der Phänologie der Besiedlung ein mehr oder weniger großer Anteil des Bestandes – auch in den Siedlungsschwerpunkten – erst spät zur Zweitbrut in den einzelnen Gebieten ansiedelt. Zusammengefasst gehen wir für die Brutpopulation des Wachtelkönigs in Niedersachsen und Bremen davon aus, dass trotz sprunghafter Zunahme Mitte der 1990er Jahre und lokaler Verstetigung offenbar immer noch maßgeblich nomadisierendes Siedlungsverhalten und populationsökologische Phänomene von außerhalb die Entwicklung bestimmen.

Erhaltungsstatus des Lebensraumes

Die vorliegende Bilanz der Bestandserhebung des Wachtelkönigs hat gezeigt, dass stetigere Besiedlung, hohe Dichte und Schwerpunktbildung heute in Niedersachsen und Bremen auf naturnahe Überschwemmungslandschaften mit hoher Eigendynamik beschränkt sind. Diese sind in großflächiger Ausprägung weitgehend auf die Vorlandgebiete der unteren und mittleren Elbe beschränkt. Der Erhaltungsstatus ist jedoch dadurch eingeschränkt, dass die räumliche Ausdehnung durch Vordeichungen in den 1970er Jahren erheblich verkleinert wurde (GROßKOPF & KLAEHN 1983, PODLOUCKY 1980).

Den Einfluss von Überschwemmungen der Elbtalaue zeigte im Jahr 2006 eindrucksvoll die mindestens 126 Reviere umfassende Besiedlung der Vorlandgebiete zwischen Hohnstorf und Schnackenburg. Nach dem Höhepunkt des Frühjahrshochwassers Mitte April erfolgte die Besiedlung durch den Wachtelkönig im Stadium sinkender Wasserstände und frei fallender Hochufer. Die Vorländer trockneten auf den höher gelegenen Flächen sukzessive ab, blieben aber bis Ende Mai in tiefen Lagen großflächig nass. Durch die trockene Witterung im Juni beschleunigte sich die Abtrocknung der Flächen und die Wiesennutzung war spätestens ab Anfang Juli nahezu flächendeckend möglich. Schutzverordnung und Nutzungsmanagement in der Elbtalaue sichern nur wenige Flächen mit erster Nutzung nach dem 15. Juni und kaum noch späte erste Nutzungen nach dem 15. Juli. Erfolgreiche Bruten sind demzufolge stark eingeschränkt und Zweitbruten bis auf Ausnahmen ausgeschlossen. Dadurch ist der Wachtelköniglebensraum in der Elbtalaue trotz des naturnahen Wasserregimes in einem ungünstigen Erhaltungszustand.

Ähnlich stellt sich die Situation an den Elbenebenflüssen Oste, Ilmenau, Sude und Jeetzel sowie an Ems und Weser sowie den größeren Nebenflüssen Hase, Leine, Aller, Ochtum, Teilabschnitten der Wümme und Hamme, Hunte und Geeste dar. Hier ist jedoch der Erhaltungsstatus durch wasserwirtschaftliche Eingriffe oder hohe Bewirtschaftungsintensität zumeist noch ungünstiger.

Die Beispiele Wümmeniederung und Leineniederung bei Salzderhelden zeigen, dass durch Zuwässerung und Wasserstandslenkung sowie ein gezieltes Nutzungsmanagement und Pflegemaßnahmen lokal ein günstiger Erhaltungsstatus für den Wachtelkönig entwickelt werden kann.

Auch wenn vom Wachtelkönig schon früh mit der Entwicklung der Kulturlandschaft die Ackerfluren besiedelt wurden (GREEN et al. 1997), scheint er parallel zur aktuellen Situation anderer Röhrichtvogelarten (z. B. Rohr- und Wiesenweihe *Circus aeruginosus, C. pygargus*, Wiesenschafstelze *Motacilla flava*, Blaukehlchen *Luscinia svecica*) diesen Lebensraumkomplex seit den 1990er Jahren verstärkt zu nutzen. Diese Verlagerung von Teilbeständen oder ganzen Lokal-Populationen kann einerseits eine Folge der Habitatverluste im Grünland sein, andererseits haben sich im Nutzungsmosaik der Ackerlandschaften durch Wintergetreide, schonenden Anbau (integrierter Pflanzenschutz), Bracheprogramme und neue Kulturformen (Saatgrasanbau, Luzerne, Phacelia u. a.) zunehmend Komplexe entwickelt, die wesentliche Habitatstrukturen des Fortpflanzungs- und Sommerlebensraumes des Wachtelkönigs umfassen.

Der Erhaltungsstatus dieses Lebensraumes ist jedoch aufgrund des immer noch hohen technischen und chemischen Einsatzes bei der Bewirtschaftung und der marktabhängig zeitlichen Begrenzung des Lebensraumangebotes als ungünstig zu bewerten. In Schutzgebieten, für die der Wachtelkönig als Wert bestimmende Art angegeben wird, sollte als Entwicklungsperspektive deshalb vorrangig die Renaturierung dieser Standorte verfolgt werden.

Beeinträchtigungen und Hauptgefährdungsursachen

In den deutschen Brutgebieten haben großflächige Zerstörungen der primär bedeutsamen Reproduktionshabitate durch Eindeichung, Ausbau der Binnenvorflut und nachhaltige Absenkung der Wasserstände den Lebensraum für den Wachtelkönig entwertet und stark dezimiert (vgl. BAUER et al. 2005, KOFFIJBERG & SCHÄFFER 2006). Besonders tiefgreifend war die Zerstörung der Niedermoore, deren Schutz aus Rücksicht auf landwirtschaftliche Nutzungsinteressen in Niedersachsen immer wieder zurückgestellt wird. Niedersachsen umfasst mit ca. 185.000 ha etwa 18 % der deutschen Niedermoorfläche. Neben den Talauen der großen

Flüsse liegt hier das größte Entwicklungspotenzial für den Wachtelkönig. Mindestens 85 % der Niedermoore werden aber intensiv genutzt. Die dadurch verursachte Torfmineralisation und Belastung von Grund- und Oberflächengewässern sowie der Atmosphäre stellt eines der gravierendsten Umweltprobleme des Landes dar (NLÖ schriftl. 1999).

Seit Mitte der 1950er Jahre nimmt das Grünland als Hauptlebensraum des Wachtelkönigs in Niedersachsen kontinuierlich ab (vgl. HECKENROTH 1985). Infolge der parallel verlaufenden, heute nahezu flächendeckenden Intensivierung der Grünlandnutzung, sind die entwässerten Marschen, Fluss- und Moorniederungen ohne Nutzungslenkung als Wachtelkönigslebensraum nahezu vollständig entwertet. Moderne schnell fahrende Mähgeräte, in Einheit mit synchronisierter, auch durch Nachtarbeit verkürzter Mahdperiode verursachen Totalausfälle bei Bruten und hohe Verluste bei Altvögeln, besonders aber bei kleineren Küken bis zu einem Lebensalter von 14 Tagen (BAUER et al. 2005, GREEN et al. 1997).

Die Nivellierung der Nutzungsvielfalt, insbesondere die Aufgabe extensiver, einschüriger Wiesennutzungen bewirkte bereits frühzeitig großflächige Habitatverluste. So sind z. B. die sommertrockenen, ungedüngten Stromtalwiesen auf mesophilen Standorten sowie magere Flachlandmähwiesen großflächig beseitigt worden (vgl. DRACHENFELS 1996, RIECKEN et al. 2006). Diese ausschließlich als Wiesen genutzten Grünlandflächen wurden erst spät im August gemäht und zeichneten sich dementsprechend durch eine arten- und individuenreiche Wirbellosenfauna aus. Nicht nur großflächige Ausprägungen dieses Lebensraumtypes sind vernichtet worden. Diese Biotope gehörten auch als saumartig wüchsige Bestände auf flussnahen Uferwällen und Dämmen zu den wichtigen Requisiten des Wachtelkönigslebensraumes (vgl. FLADE & JEBRAM 1995).

Wirksamkeit und Erfolg bisheriger Schutzmaßnahmen

Dass sich insgesamt der Erhaltungsstatus des Wachtelkönigs als größtenteils ungünstig darstellt, ist darauf zurückzuführen, dass immer noch die landwirtschaftliche Nutzung der wesentliche Beeinträchtigungs- und Verlustfaktor ist. So werden auch in den Niederlanden ohne Schutzmaßnahmen 70 % der Ansiedlungen durch die Mahd zerstört (SCHOPPERS & KOFFIJBERG 2005). In Niedersachsen stellt sich die Situation offensichtlich ähnlich dar.

2004 verteilten sich nur gut ein Drittel der Reviere auf Naturschutzgebiete. Die Bilanz verschlechtert sich noch dadurch, dass die Nutzungslenkung bisher erst in wenigen NSG (Teilen der Elbmarsch, Wümme- und Leineniederung) auf die Brutphänologie des Wachtelkönigs abgestimmt ist. Dabei beschränken sich Nutzungslenkungen weitgehend auf Feuchtgrünland. Eingelagerte oder benachbarte mesophile Standorte bleiben vielfach weiterhin wie z. B. in der Elbtalaue dem ausschließlich wirtschaftlich orientierten Nutzungsinteresse der Landwirtschaft überlassen.

Interne Zielkonflikte des Naturschutzes

In der Naturschutzpraxis hat sich für Grünlandlebensräume als Zielsetzung weithin durchgesetzt, die Nutzungsbeschränkungen der Landwirtschaft an den Bedürfnissen von Kiebitz und Uferschnepfe auszurichten. Meistens ab dem 20. Juni, spätestens aber nach dem 30. Juni wird der Bewirtschaftung freien Lauf gelassen. Vegetationskundliche Zielsetzungen lassen sich weitgehend mit diesem Wiesenvogelschutz vereinbaren. Der Wachtelkönig und die Lebensgemeinschaft naturnaher einschüriger Wiesen bleiben jedoch großflächig auf der Strecke. Für Wachtelkönige entsteht in Schutzgebieten sogar eine ökologische Falle: Wenn das Wirtschaftsgrünland schon vor der Ankunft des Wachtelkönigs im Mai gemäht worden ist, stellen nur die Schutzgebietsflächen mit späten Mahdterminen besiedelbare Habitate dar. Fast direkt nach der Ansiedlung werden aber auch diese Flächen üblicherweise gemäht.

Den Zielsetzungen des Schutzes von Wiesenvögeln und Feuchtgrünland entspricht auch die Wasserhaltung in den meisten Gebieten. Für die zeitige Bewirtschaftung werden die Sommerwasserstände nachhaltig abgesenkt. Das so gepflegte Feuchtgrünland wird von den für Hochwasser offenen Sukzessionsbereichen durch Deiche getrennt. Dadurch ergeben sich einerseits zu nasse und andererseits zu trockene, zu offene, zu früh genutzte und damit für den Wachtelkönig ungeeignete Lebensräume. Das nicht unerhebliche Ausmähen von Alt- und

Jungvögeln geht zu einem bedeutenden Anteil auch auf das Konto des Naturschutzes.

Erforderliche Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen

Für Schutz und dauerhaften Erhalt des Wachtelkönigs in Niedersachsen sind weitreichende Maßnahmen erforderlich, da einerseits der von dieser Art tolerierte Nutzungsrahmen außerhalb jeden wirtschaftlichen Interesses liegt und andererseits aufwändige Renaturierungen des Wasserhaushaltes erforderlich sind. Letztlich wird ein wirksamer Schutz des Wachtelkönigs nur auf Flächen möglich sein, die für diese Entwicklungsmaßnahmen angekauft wurden. In Schutzgebieten müssen die Zielkonflikte gelöst und kurzfristig die Nutzungen mit der Brutphänologie des Wachtelkönigs abgestimmt werden. Vorrangig müssen in ausreichender Größe einschürige spät genutzte Stromtalwiesen und deren spezifischer Wasserhaushalt (v. a. Überschwemmungsregime) wieder hergestellt werden.

Für das Management in Schutzgebieten gibt es eine Vielzahl von Empfehlungen zur Beschränkung von Mahdopfern und Erhaltung von Deckung bietenden Strukturen, die sich in wesentlichen Punkten weitgehend entsprechen. Eine erschöpfende Zusammenstellung effizienter Schutzmaßnahmen enthält die Bearbeitung von SCHÄFFER & WEISSER (1996). Das hier vorgeschlagene frühe Mähen ist jedoch nur in Gebieten Ziel führend, die keinen hohen Wasserständen unterliegen und schon früh in der Saison ausreichende Vegetation haben, die gemäht werden kann.

Anforderungen landesweit

Für den Wachtelkönig ist die Erhaltung bzw. Schaffung großflächiger, möglichst naturnaher Lebensräume von zentraler Bedeutung. FLADE (1997) fordert demgemäß das Zulassen natürlicher Dynamik auf sehr großen Flächen. Ziellebensräume sind die Flussniederungen und Marschen mit den Ästuaren sowie die großen Niedermoore im Sietland der Marschen und die ehemaligen Versumpfungs- und Überflutungsmoore der großen Flussniederungen und Talauen des nordwestdeutschen Tieflandes, die heute in Grünlandnutzung sind.

Diese Anforderungen stehen im Konflikt zu konkurrierenden Nutzungsinteressen der Siedlungsentwicklung sowie der Wasser- und Landwirtschaft, die nur durch landesweite Raumordnungsplanungen ausgeglichen und durch Initiativen der Landesregierung (landesweite Schutzprogramme) im erforderlichen Umfang kompensiert werden können. Dabei lässt sich der Schutz des Wachtelkönigs und damit der Lebensgemeinschaft von naturnahen Niederungen und Mooren mit der Lösung von Hochwasserschutzproblemen und drängenden Umweltschutzanforderungen verbinden. So würden größere Rückverlegungen von Deichen in den Niederungen und Ästuaren natürliche Retentionsräume mit Ausgleichs- und Pufferfunktion für das Abflussgeschehen schaffen. Die großflächige Renaturierung von Niedermooren könnte erhebliche stoffliche Umweltbelastungen reduzieren, als Stickstoffsenken den Naturhaushalt entlasten und dessen Funktionsfähigkeit verbessern (KRATZ & PFADENHAUER 2001, NLÖ schriftl. 1999).

In Niedersachsen stellt sich die Aufgabe, konkretere Schutz- und Erhaltungsziele für die EU-SPA vorzugeben bzw. diese in den entsprechenden Schutzgebietsverordnungen zu manifestieren, in denen der Wachtelkönig zu den Wert bestimmenden Arten gehört. Bei der Fortschreibung der Meldung von EU-SPA sollten aufgrund der besonderen Bedeutung Niedersachsens für den Wachtelkönigbrutbestand in Deutschland (20–33 % des Bundesbestandes) weitere Gebiete wie z. B. die Geeste- und Osteniederung berücksichtigt werden.

Anforderungen in den Schutzgebieten

In der Entwicklungs- und Managementplanung ist zu beachten, dass Verteilung und Dichte der Wachtelkönigvorkommen im Wesentlichen vom Angebot geeigneter Vegetationsbestände und -strukturen (Schlüsselfaktoren) abhängig sind. Deckung bietende Vegetation muss von der Ankunft Ende April/Anfang Mai über die Brut- und Mauserperiode bis Ende August großflächig in möglichst engem Verbund vorliegen. Hohe Wasserstände und Überschwemmungen haben einen entsprechenden strukturgebenden Einfluss. Insbesondere späte Überschwemmungen nach Einsetzen der Vegetationsentwicklung Mitte bis Ende April schaffen ein ideales Mosaik lagernder Flutrasen, begleitender Stauden- und Ruderalfluren neben seggenreichen Feuchtwiesen, Seggenriedern und

Röhrichten sowie auflaufender Pioniervegetation.

Pionierstadien in Renaturierungsgebieten verlieren außerhalb der Hochwasserdynamik nach fünf bis sechs Jahren ihre Eignung als Wachtelkönigleben sraum (VAN DIJK et al. 2004). Hier muss insbesondere in kleineren Schutzgebieten die Sukzession in Grünlandbrachen durch Mahd oder Mulchen immer wieder nach mehreren Jahren zurückgesetzt werden. Dabei ist ein abwechslungsreiches Mosaik verschiedener Brachestadien herzustellen. Röhrichtentwicklungen müssen jedoch geschont werden. Am Beispiel der Leineniederung bei Salzderhelden zeigt sich die anhaltende Effizienz solcher Maßnahmen. In Brandenburg wird als Lösungsansatz für die Optimierung von Wachtelkönigleben sräumen eine zeitlich möglichst langgestreckte kleinteilige Nutzung angestrebt. In einem speziellen Programm wird die Wiesennutzung auf maximal 6 ha große Parzellen beschränkt. Nachbarflächen dürfen frühestens nach zwei Wochen gemäht werden (M. FLADE pers. Mitt.).

Kontrolle von Erhaltungszielen

BOHLEN & BURDORF (2005) geben für die niedersächsischen EU-SPA als Erhaltungsziel die Entwicklung einer überlebensfähigen Brutvogelpopulation von mindestens 800 Brutpaaren des Wachtelkönigs vor. Auch wenn sie diese Größenordnung nicht herleiten, lässt sie sich doch folgendermaßen begründen: Anhand des noch als gut bewerteten Erhaltungszustandes einer Population bei einer großflächigen Dichte von 2 BP/100 ha (vgl. BOHLEN & BURDORF 2005) ergeben sich bei 800 Wachtelkönigrevieren 40.000 ha benötigte Fläche. Diese vom Wachtelkönig besiedelbare Fläche dürfte insbesondere innerhalb derjenigen EU-SPA, für die der Wachtelkönig eine Wert bestimmende Art darstellt, zu suchen sein. Auch wenn man die bisherigen Maximalzahlen des Wachtelkönigbestandes aus dieser Gebietskulisse summiert, erreicht man nur etwas mehr als die Hälfte dieses Zielwertes. Die Situation müsste sich daher im positiven Sinne annähernd um den Faktor zwei verbessern. Dies ist auch in vielen Gebieten notwendig, da hier selbst bei bisherigen Maximalbeständen noch nicht von einem guten Erhaltungszustand ausgegangen werden kann. Die Zahl von 800 Wachtelkönigrevieren (als Untergrenze) für einen Bestand, der zudem geringeren Schwankungen unterliegt als heute, ist daher zumindest landesweit als realistisches Erhaltungsziel zu betrachten.

Um die Zielerreichung zu überprüfen, bedarf es in regelmäßigen Abständen einer Erfassung der Art in EU-SPA, erweitert um die Kulisse derjenigen Gebiete, aus denen bereits längere Datenreihen vorliegen (vgl. Tab. 5). Eine landesweite Erfassung sollte zur Evaluation des Verfahrens für eine landesweite Hochrechnung und zur Analyse der Verbreitung nach zehn Jahren wiederholt werden. Eine solche Erfassung sollte möglichst mit anderen Bundesländern oder gar bundesweit abgestimmt werden, damit aussagekräftigere Daten erhoben werden können.

Danksagung

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit hätten ohne den überwiegend ehrenamtlichen Einsatz zahlreicher Damen und Herren aus allen Landesteilen Niedersachsens und Bremens und darüber hinaus, nicht zusammengeführt werden können. Für den nächtlichen Einsatz bei den Kartierungen 2004 aber auch für die Weiterleitung unseres Aufrufes, für das Zusenden von Literatur, für die persönliche Mitteilung von Daten aus vergangenen Jahren, für Anmerkungen zu früheren Textpassagen und für weitere nützliche Hinweise und Unterstützung verschiedenster Art danken wir:

Lutz Achilles (Loxstedt); Martin Akkermann (Cirkwehrum); Marc-Andre Allers (Lüneburg); Frank Allmer (Lüneburg); Uwe Andreas (Landkreis Stade, Naturschutzstation Unterelbe); Hartmut Andretzke (Norderney); Frank Apffelstaedt (Osnabrück); Frank Bachmann (Leuchtenburg); Peter H. Barthel (Einbeck); Rolf Baum (Hinte); Sabine Baumann (Wardenburg); Fritz Bechinger (Wingst); Wolfgang Benthin (Marklohe); Matthias Bergmann (Wiegboldsbur); Wilfried Bertram (Bad Lauterberg); Fabian Bindrich (BUND Niedersachsen); Monika Blawe (Bad Lauterberg); Volker Blüml (Osnabrück); Adele Borschel (Lüchow); Martin Boschert (Bühl, Baden-Württemberg); Klaus Boße (Nienburg); Thomas Brandt (Lindhorst); Peter Brunek (Maasen); Marianne Buchholz (Balge); Diethard Casprowitz (Wallenhorst); Gert Dahms (Hammah); Maike Dankelmann (Siemen); Katharina Dietrich (Wilhelmshaven);

Günther Dohm (Wunstorf); Karl-Heinz Dorge (Königslutter); Albert Dörp (Buchholz); Hans-Heinrich Dörrie (Göttingen); Anne Evers (Lüneburg); Klaus-Michael Exo (Wilhelmshaven); Karl-Bruno Feldmann (Sulingen); Stefan Fischer (Steckby, Sachsen-Anhalt); Martin Flade (Brodowin, Brandenburg); Christian Friedrich (Lüneburg); Peter u. Regine Glötzel (Worpswede); Thomas und Elisabeth Goertz (Bissendorf); Normann Grabow (Oldenburg); Dietrich Wilhelm Grobe (Göttingen); Thomas Grünkorn (Schleswig); Klaus Hackbarth (Benitz); Bernd Hälterlein (OAG Schleswig-Holstein, Tönning); Uwe Handke (Delmenhorst); Jürgen Hartmann (Bad Harzburg); Mathias Heckroth (Varel-Dangast); Hanns-Joachim Heinen (Bremerhaven); Gerd Michael Heinze (Osten); Holger Henschel (Hannover); Dirk Herrmann (Neustadt); Klaus Hinsch (Rastede); Stefanie Hirch (Grasberg); Christine Horn (Amelinghausen); Fritz Ibold (Ottersberg); Ekkehard Jähme (Schwanewede); Jürgen Jebram (Verden); Michael Jöbges (Recklinghausen, Nordrhein-Westfalen); Rahel Jordan (Bremen); Rolf Jürgens (Schöppenstedt); Heinz-Hermann Kathmann (Friedeburg); Hans Jürgen Kelm (Grippel); Andreas Klein (Braunschweig); Friedhart Knolle (Goslar); Udo Kolm (Handeloh); Detlef Kolthof (Bunde); Brigitte Königstedt (Hitzacker); Volker Konrad (Holzminden); Bernd Koop (Schleswig-Holstein); Mathias Korn (Linden, Hessen); Frank Körner (Hüde); Christine Kowallik (Bingum/ Dinslaken); Peter Krauß (Leuchtenburg); Jörg Andreas Krüger (NABU, Berlin); Thorsten Krüger (Hannover); Michael Kühn (Wolfsburg); Hans-Gerhard Kulp (Worpswede); Henning Kunze (Oldenburg); Paul Kunze (Vienenburg); Volker Laske (Goslar); Kai Lehmann (Lüneburg); Kerrin Lehn (Oldenburg); Hans-Dieter Lichtner (Bückeburg); Eckart Liebl (Westerstede); Reinhard Löhmer (Hannover); Jürgen Ludwig (Naturschutzstation Unterelbe, Freiburg); Sonja Ludwig (Wilhelmshaven); Lilo Mallach (Hitzacker); Ulrike Marxmeier (Hüde); Daniel Matros (Wroclaw, Polen); Claus Meier-Peithmann (Bergen/Dumme); Mellumrat (Varel Dangast); Johannes Melter (Osnabrück); Karin Menke (Bremen); Tanja Menkel (Lüneburg); Hartmut Meyer (Chemnitz, Sachsen); Alexander Mitschke (Hamburg); Bernhard Möller (Hildesheim); Eduard Morawski (Marienhafe); Sigrid Müller (Osnabrück); Ingo Müller-Reich (Heilshorn); Jan-Harm Mülstegen (Bad Bentheim); Jürgen Muthke (Achim); Karl-Heinz Nagel (Wunstorf); Hakon Nettmann (Bremen); Friedhelm Niemeyer (Wagenfeld); Jürgen Nothdurft (Clausthal-Zellerfeld); Wilhelm Nothdurft (Ulm); Alfred Nottorf (Stemmen); Hans Oelke (Peine); Dieter Oelkers (Hildesheim); Walter Oppel (Schüttorf); Claudia Peerenboom (Staatliche Vogelschutzwarte/NLWKN, Hannover); Heinrich Pegel (Lübbertsfehn); Stefan Pfützke (Bremen), Torsten Penkert (Aurich); Roland Peters (Wunstorf); Johannes Prüter (Radegast); Gundolf Reichert (Oldenburg); Irmgard Reinke (Buxtehude); Klaus Rettig (Emden); Paul Richter (Osterholz); Ulrich Ristig (Lutter); Gerhard Rösler (Nienburg); Jens Rösler (Nienburg); Fred Rost (Meuselbach, Thüringen); Karl-Heinz Schepka (Nienburg); Dieter Schipper (Celle); Martin Schmidt (Lüneburg); Arnold Schönheim (Osnabrück); Arno Schoppenhorst (Bremen); Heinrich Schöpf (Garmisch-Partenkirchen, Bayern); Stefan Schrader (Oldenburg); Uwe Schramm (Pewsum); Anika Schröder (Lüneburg); Jörg Schröder (Berlin); Manfred Schumacher (Burgwedel); Holger Schürstedt (Vechta); Astrid Selbach (Goslar); Gunnar Siedenschnur (Lüneburg); Michael Siedenschnur (Lilienthal); Wilfried Sievers (Rühen); Dieter Sommer (Hüttenbusch); Karl Speh (Nienburg); Horst Tiedemann (Raddestorf); Reinhard Thamm (Gifhorn); Jörn Theuerkauf (Osterholz-Scharmbeck); Klaus Thiele (Sulingen); Elke Thielcke (Bremen); Birgit ten Thoren (Bad Essen); Konrad Thye (Burgwedel); Ludwig Tomialoic (Wroclaw, Polen); Dieter Tornow (Diepholz); Manfred Trobitz (Bremen); Manfred Trzoska (Aschendorf); Jens Umland (Freiburg); Peter Velten (Cremlingen); Heide Viloda (Vietze); Dietrich Wagner (Bad Harzburg); Jan-Daniel Wellbrock (Teufelsmoor); Achim Welz (Münster); Dieter Wendt (Laatzen); Jörn Wildberger (Bremen); Hans-Joachim Winter (Langwedel); Hans-Jürgen Wissel (Hessisch-Oldendorf); Jann Wübbenhorst (Lüneburg); Herwig Zang (Goslar); Marlies Zenk (Voitze); Marco Zimmermann (Bonn); Melanie und André Zybala (Hanstedt). Ekkehard Jähme und Gunnar Siedenschnur sei an dieser Stelle auch noch einmal für ihre kritische Durchsicht des Manuskriptes gedankt.

Ein besonderer Dank gebührt den Niedersachsen- und Wachtelkönigkennern Martin Flade (Brodowin), Hartmut Heckenroth (Langenhagen/Preten), Thorsten Krüger und Peter Südbeck (Oldenburg), deren intensive Auseinandersetzung mit früheren Fassungen in erheblichem Maße zur Verbesserung der vorliegenden Arbeit beigetragen hat.

Summary – Distribution, population size and habitat preference of the Corncrake (*Crex crex*) in Lower Saxony and Bremen in 2004: results of a countrywide survey

In 2004, a first systematic census of Corncrake territories was carried out in Lower Saxony and Bremen in the northern part of Germany on behalf of, and in co-operation with the Staatliche Vogelschutzwarte and Niedersächsische Ornithologische Vereinigung (NOV). The survey aimed to assess the actual population size, trends compared to previous seasons, habitat preferences and the conservation status. Additional data back to 1997 were collected from literature and by queries sent out to key-ornithologists and participants of the 2004 survey. As a result, a nearly complete population assessment was achieved for 2004, and a large amount of hitherto unprocessed data became available for 1997-2003.

A total of 247 singing males were reported in Lower Saxony and Bremen in 2004. The highest numbers were found in river valleys or lowland marshes, e.g. along the rivers Elbe, Weser/Aller (including Wümme and Leine) and Ems. In these core breeding areas the highest densities ranged from 3.2 to 6.6 singing males/100 ha between 1997 and 2004. Much smaller numbers and lower densities were observed in other areas throughout the country. The importance of the river Elbe was confirmed by surveys in an area of 4,700 ha in 2006 (126 singing males), with even higher densities than in 2004 due to excellent breeding conditions after prolonged late flooding in spring (up to 7.5 singing males/100 ha in smaller patches of 440 ha). This density corresponds to conditions at (semi-)natural breeding sites in eastern Europe.

The majority of the Corncrakes surveyed in 2004 (77 %) were reported from Natura 2000 sites, often from sites at which the Corncrake was also listed as a target species (68 %). Only 12 % of the population settled in areas without any protection status.

The preferred habitat mainly consisted of floodplain meadows. All core breeding sites mentioned above were situated in lowland river valleys and were often liable to natural dynamics in water tables or subject to specific management measures regarding water levels and mowing regime. In such areas, mowing is often carried out in late summer or autumn, providing the necessary time-window for Corncrakes to produce two clutches and breed successfully. Smaller numbers (including records of confirmed breeding) occured in areas with regular agricultural management, locally even in crops like Lucerne (Alfalfa) and autumn-sown cereals. In mountainous areas (Harz), wet meadows with less intensive management were preferred, but in general these areas supported only small numbers.

Regarding the historical extent of the assumed Corncrake habitat in Lower Saxony and Bremen, the species must have experienced a similarly large decline as reported previously from most other western European countries. In the 1970s, there were probably no sustainable Corncrake populations left in Lower Saxony and Bremen. Habitat deterioration, often coinciding with an increase in agricultural activities, is the main cause of this decline.

Data collected after 1976 suggest a highly dynamic distribution pattern and large fluctuations in the numbers of singing males. Especially in the late 1990s, a general increase in Corncrake numbers was observed, leading to a downlisting on the national Red List. New estimates point at an apparently increasing fluctuation with peak estimates for 1998 (840 singing males), 1999 (633), 2002 (623) and 2003 (494). The survey in 2004 coincided with a year of low Corncrake abundance and is among the years with lowest numbers since 1997. Only the estimate for 2001 is slightly lower (223). The data collected between 1997 and 2003 show that Lower Saxony supports about 19 % (2001) to 33 % (1998) of the entire German Corncrake population (Lower Saxony accounts for 13,4 % of German territory). Hence, Lower Saxony has a large responsibility for the conservation and protection of Corncrakes.

Reasons for the low numbers in 2004 are not known yet. It is striking that settlement in 2004 occurred later than on average. In many areas, first Corncrakes were heard in the first half of May as usual, but in many areas larger numbers did not arrive before June and in some areas peaked as late as July. Perhaps these late arrivals were mainly displaced breeders from other parts of the breeding range, either birds that had been disturbed by mowing or were in search of suitable habitat for second clutches.

The trend in numbers in Lower Saxony and Bremen after 1997 is highly synchronous to numbers in neighbouring countries, like Schleswig-Holstein and the Netherlands, and the peak abundance in 1998 coincided with a large influx observed in large parts of western Europe. From these fluctuations and synchronous trends, it seems that Corncrake numbers are not entirely determined by local variations in breeding conditions, but also to some extent by factors operating at population level. Only trends for a few core breeding areas do not fit in the overall trend, and suggest that they are indeed triggered by local breeding conditions (see below). Due to these local dynamics only the Untere Wümmeniederung (Borgfeld, Fischerhude), forelands of the lower Elbe (Nordkehdingen) and the river Leine near Salzderhelden meet the criteria of the appropriate conservation targets (densities > 2 singing males /100 ha).

Even when a large proportion of Corncrakes does occur at Natura 2000 sites or other protected sites, the management of these areas often does not anticipate the late breeding season and the habitat requirements of Corncrakes and does not include late mowing and/or other management measures beneficial to Corncrakes. Thus in many areas, broods are still destroyed by mowing, and habitat for second clutches later in the season is often not available. Small populations in improved pastures and crops generally face a similar situation.

In order to improve the reproductive output and conservation status, efforts to expand Corncrake habitat should preferably focus on floodplain meadows and measures to restore natural dynamics in water tables. Alternatively, the establishment of an artificial management regime of water tables that provide suitable breeding habitat for the Corncrake would enhance the breeding opportunities for Corncrakes. In many areas, regular mowing in late summer or autumn, or other measures to retard vegetation succession will be necessary to keep vegetation suitable as breeding habitat for Corncrakes. In order to ensure a proper assessment of population dynamics a proposal for regular monitoring of the core breeding sites is made.

Literatur

ALAND – ARBEITSGEMEINSCHAFT LANDSCHAFTSÖKOLOGIE (2002): Planung BAB A 26 Stade, Hamburg - Wachtelkönigkartierung 2002 im EU-Vogelschutzgebietsvorschlag V59 (Moore bei Buxtehude). Unveröff. Gutachten im Auftrag des Straßenbauamtes Stade. Hannover.

ARBEITSGEMEINSCHAFT BERLIN-BRANDENBURGISCHER ORNITHOLOGEN (ABBO; 2001): Die Vogelwelt von Brandenburg und Berlin. Rangsdorf.

BAUER, H.-G., P. BERTHOLD, P. BOYE, W. KNIEF, P. SÜDBECK & K. WITT (2002): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 3., überarb. Fassung, 8.5.2002. Ber. Vogelschutz 39: 13-60.

BAUER, H.-G., E. BEZZEL & W. FIEDLER (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Wiebelsheim.

BERNDT, R., M. FRANTZEN & H. RINGLEBEN (1974): Die in Niedersachsen gefährdeten Vogelarten ("Rote Liste". Stand 1.1.1974). Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 6: 1-8.

BERNDT, R. K., B. KOOP & B. STRUWE-JUHL (2002): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 5 Brutvogelatlas. Neumünster.

BIODATA (1998): Avifaunistische Bestandserfassung für den Pflege- und Entwicklungsplan Niedersächsischer Drömling. Unveröff. Gutachten, Braunschweig.

BIODATA (2004): Faunistischer Fachbeitrag für die Umweltverträglichkeitsstudie zum Hochwasserschutz bei Walmsburg. Unveröff. Gutachten, Braunschweig.

BIODATA (2005): Brutvogelkartierungen im EU-Vogelschutzgebiet V46 Drömling. Unveröff. Gutachten im Auftrag der Staatl. Vogelschutzwarte im NLWKN, Hannover, Braunschweig.

BIOS (2000): "Der Wachtelkönig in der Naturschutzforschung" - Resumée einer Vortragsveranstaltung und Diskussion über Forschungsergebnisse aus der Wümmeniederung. vervielfältigter Ausdruck, 5 S., Biologische Station Osterholz.

BIOS (2003): Methodische Vorgaben zur Erfassung ausgewählter Brutvogelarten in Niedersachsen. unveröff. Gutachten im Auftr. der Staatlichen Vogelschutzwarte, NLÖ, Hannover.

BIOS (2004): Monitoring von Brutvögeln im EU-Vo-

gelschutzgebiet V 27 Unterweser, Teilbereich Harrier Sand inkl. NSG Rechter Nebenarm der Weser. Unveröff. Gutachten im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte, NLÖ, Hannover und der Bezirksregierung Lüneburg, Osterholz-Scharmbeck.

BirdLife International (2004a): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Ser. No. 12. Cambridge.

BirdLife International (2004b): Threatened birds of the world. Barcelona, Cambridge.

Bohlen, M. & K. Burdorf (2005): Bewertung des Erhaltungszustandes von Vogelarten der EU-Vogelschutzrichtlinie. Text u. Artenlisten. Unveröff. Mskr. Hannover.

Bos, J., M. Buchheit, M. Austgen & O. Elle (2005): Atlas der Brutvögel des Saarlandes. Ornithologischer Beobachterring Saar, Mandelbachtal.

Boschert, M. (2005): Vorkommen und Bestandsentwicklung seltener Brutvogelarten in Deutschland 1997-2003. Vogelwelt 126: 1-51.

Brandt, T. & B. Eulner (2004): Die Situation der Wiesenvögel in den Meerbruchswiesen am Steinhuder Meer. In: Krüger, T. & P. Südbeck: Wiesenvogelschutz in Niedersachsen. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 41: 24-39.

Brandt, T. & K.-H. Nagel (1999): Bestandstrends ausgewählter Brutvogelarten im Feuchtgebiet internationaler Bedeutung Steinhuder Meer. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 31: 59-74.

Brandt, T. & F. Schäfer (2004): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl des Schwarzmilans *Milvus migrans migrans* in Niedersachsen: Ergebnisse einer landesweiten Erfassung 2003. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 36: 1-17.

Braun, M., A. Kunz, & L. Simon (1992): Rote Liste der in Rheinland-Pfalz gefährdeten Brutvogelarten (Stand 31.06.1992). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 6 (4): 1065-1073.

Delov, V. & P. Jankov (1997): Landesweite Erfassung der Wachtelkönigbestände in Bulgarien 1995. Vogelwelt 118: 239-241.

Dornbusch, G., K. Gedeon, K. George, R. Gnielka & B. Nicolai (2004): Rote Liste der Vögel des Landes Sachsen-Anhalt. Ber. Landesamt Umweltschutz 39: 138-143.

Drachenfels, O. v. (1996): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen der Biotop- und Ökosystemtypen sowie ihrer Komplexe. Naturschutz u. Landschaftspfl. in Niedersachs. 34: 1-148.

Dürr, T., W. Mädlow, T. Ryslavy, & G. Sohns (1997): Rote Liste und Liste der Brutvögel des Landes Brandenburg 1997. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 6 (2. Beilage).

Eichstädt, W., D. Sellin & H. Zimmermann (2003): Rote Liste der Brutvögel Mecklenburg-Vorpommerns. Schwerin.

Eikhorst, W. & I. Mauruschat (2004): Ausgewählte Brutvögel der Fischerhuder Wümmeniederung im Jahre 2004. Unveröff. Gutachten im Auftr. Landkreis Verden. Bremen.

Eikhorst, W. & I. Mauruschat (2005): Die Brutvögel des NSG Borgfelder Wümmewiesen im Jahre 2004. Unveröff. Gutachten im Auftr. Senator für Bau, Umwelt und Verkehr. Bremen.

Faunistische Arbeitsgruppe im NABU Kreisverband Bremervörde-Zeven (2007): Faunistischer Jahresbericht für den Landkreis Rotenburg, 1994-2000. NABU Kreisverband Bremervörde-Zeven.

Fischer, S. & G. Dornbusch (2004): Bestandssituation seltener Vogelarten in Sachsen-Anhalt. Jahresbericht 2001-2003. Ber. Landesamt Umweltsch. Sonderheft 4/2004: 5-31.

Flade, M. (1991): Die Habitate des Wachtelkönigs während der Brutsaison in drei europäischen Stromtälern (Aller, Save, Biebrza). Vogelwelt 112: 16-39.

Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. Eching.

Flade, M. (1997): Wo lebte der Wachtelkönig *Crex crex* in der Urlandschaft? Vogelwelt 118: 141-146.

Flade, M. & J. Jebram (1995): Die Vögel des Wolfsburger Raumes. Wolfsburg.

Fünfstück, H.-J., G. von Lossow & H. Schöpf (2003): Rote Liste der gefährdeten Brutvögel (Aves) Bayerns. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 166: 39-44.

Gärdenfors, U., J. P. Rodriguez, C. Hilton-Taylor, C. Hyslop, G. Mace, S. Molur, & S. Poss (1999): Draft Guidelines for the Application of IUCN Red List Criteria at National and Regional Levels. Species 31/32: 58-70.

Gerdes, K. (2000): Die Vogelwelt im Landkreis Leer. Leer.

Green R. E., G. Rocamora & N. Schäffer (1997): Populations, ecology and threats to the Corncrake *Crex crex* in Europe. Vogelwelt 118: 117-134.

Großkopf, G, & D. Klaehn (1983): Die Vogelwelt des Landkreises Stade, Seetaucher - Spechte. Stade.

Hagemeijer, W. J. M. & M. J. Blair (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. London.

Hartwig, E. & M. Heckroth (2004): Brutvogelübersicht 2003 aus den Schutzgebieten des Mellumrates. Natur- und Umweltschutz (Zeitschrift Mellumrat), 3, H.1: 4-5.

Heckenroth, H. (1985): Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1980. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 14. Hannover.

Heckenroth, H. (1991): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Vogelarten (4. Fassung, Stand 1.1.1991) Vervielfältigtes Manuskript.

Heckenroth, H. (1995): Übersicht über die Brutvögel in Niedersachsen und Bremen und Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvogelarten. 5. Fassung, Stand 1995. Inform.d. Natur-

schutz Niedersachs. 15 (1): 1-16.

HECKENROTH, H., M. FRANTZEN, R. BERNDT, H. RINGLEBEN & A. FESTETICS (1976): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Vogelarten. 2. Fassung, Stand 01.01.1976. Niedersächs. Landesverwaltungsamt, Merkblatt 2, Hannover.

HECKENROTH, H. & V. LASKE (1997): Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1981-1995 und des Landes Bremen. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 37.

HEINROTH, O. & M. HEINROTH (1928): Die Vögel Mitteleuropas. III. Band, Berlin.

HÖLZINGER, J., H.-G. BAUER, P. BERTHOLD, M. BOSCHERT & U. MAHLER (2005 i. Dr.): Rote Liste der Brutvögel Baden-Württembergs. 5. überarbeitete Fassung, Stand 31.12.2004. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe.

HÖNERT, W. (1780): Etwas vom Fange der wilden Schwimm- und Sumpfvögel, als einem besonderen Nahrungszweige im Sanct-Jürgenslande, im Herzogthum Bremen. Hannoverisches Magazin.

ISAKSEN, K. (2006): Åkerrikse i Norge: Kunnskapsstatus og forslag til nasjonal handlingsplan. Norsk Ornitologisk Forening, Trondheim.

KELM, H. J., R. BEHN, M. DANKELMANN, C. MEIER-PEITHMANN & E. SEEBASS (2004): Brutvogelbestandsaufnahme im EU-Vogelschutzgebiet V 29 Landgraben-Dummeniederung. Unveröff. Gutachten im Auftr. der Staatlichen Vogelschutzwarte, NLÖ, Hannover.

KNIEF, W., R. K. BERNDT, T. GALL, B. HÄLTERLEIN, B. KOOP & B. STRUWE-JUHL (1995): Die Brutvögel Schleswig-Holsteins – Rote Liste. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege, Kiel.

KOFFIJBERG, K. (2003): Wachtelkönigkartierung im Rheiderland, Landkreis Leer, im Jahr 2002. In: AKKERMANN, M., B. OLTMANNS, T. PENKERT & G. REICHERT (Hrsg.). Vogelkundliche Berichte aus Ostfriesland 2000-2002: 23-32. Ornithologische Vereinigung Ostfriesland, Wiegboldsbur.

KOFFIJBERG, K. & A. J. VAN DIJK (2001): Influx van Kwartelkoningen *Crex crex* in Nederland in 1998. Limosa 74: 147-159.

KOFFIJBERG, K. & J. NIENHUIS (2003): Kwartelkoningen in het Oldambt een onderzoek naar de populatiedynamiek, habitatkeuze en mogelijkheden tot beschermingsmaatregelen in akkers. Sovon-onderzoekrapport 2003/04. Groningen.

KOFFIJBERG, K. & N. SCHÄFFER (compilers) (2006): International Single Species Action Plan for the Conservation of the Corncrake. CMS Technical Series No.14 & AEWA Technical Series No.9. Bonn, Germany.

KOLB, K.-H. (1997): Der Wachtelkönig *Crex crex* im Biosphärenreservat Rhön. Vogelwelt 118: 185-189.

KORN, M., J. KREUZIGER, A. NORGALL, H.-J. ROLAND, S. STÜBING (2000/01/02): Ornithologischer Jahresbericht für Hessen 1-3 (1999/2000). Vogel & Umwelt 11: 117-223; 12: 101-213; 13: 59-177.

KRATZ, R. & J. PFADENHAUER (2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Stuttgart.

MAMMEN, U., T. BAHNER, J. BELLEBAUM, W. EIKHORST, S. FISCHER, I. GEIERSBERGER, A. HELMECKE, J. HOFFMANN, G. KEMPF, O. KÜHNAST, S. PFÜTZKE & A. SCHOPPENHORST (2005): Grundlagen und Maßnahmen für die Erhaltung des Wachtelkönigs und anderer Wiesenvögel in Feuchtgrünlandgebieten. Ergebnisse eines Forschungs- und Entwicklungsvorhabens des Bundesamtes für Naturschutz, durchgeführt vom Landesbund für Vogelschutz in Bayern e.V. BfN-Skripten 141, Bonn.

MAMMEN, U., M. JESCHKE & S. LINDEL (1999): Bericht zur bundesweiten Wachtelkönig-Kartierung 1998. Landesbund f. Vogelschutz in Bayern e.V., Hilpoltstein, 30 S.

MAMMEN, U., & J. REICH (2001): Bericht zur bundesweiten Wachtelkönig-Kartierung 1999/2000. Landesbund f. Vogelschutz in Bayern e.V., Hilpoltstein.

MELTER, J. & M. SCHREIBER (2000): Wichtige Brut- und Rastvogelgebiete in Niedersachsen. Eine kommentierte Gebiets- und Artenliste als Grundlage für die Umsetzung der EU-Vogelschutzrichtlinie. Vogelkundl. Ber. Niedersachs. 32, Sonderheft.

MEYER-PEITHMANN, W., F. NEUSCHULZ. & W. PLINZ (1986): Lebensbilder aus der Vogelwelt zwischen Elbe und Drawehn. Avifaunistische Arbeitsgemeinschaft für Lüchow und Dannenberg, Lüchow.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg. 2004): Jahresbericht 2004 – Jagd und Artenschutz. Kiel.

MITSCHKE, A. (2007): Rote Liste der gefährdeten Brutvögel in Hamburg. 3. Fassung, 1.12.2006. Hamburger Avifaunistische Beiträge 34: 183-227.

MITSCHKE, A. & S. BAUMUNG (2001): Brutvogel-Atlas Hamburg. Hamburger Avifaunistische Beiträge 31.

MÜLLER, A. & H. ILLNER (2001): Erfassung des Wachtelkönigs in Nordrhein-Westfalen 1998-2000. Bestand und langfristige Bestandsentwicklung einer vom Aussterben bedrohten Brutvogelart. LÖBF-Mitteilungen 2/01: 36-51.

NABU - CUXHAVEN – BREMERHAVEN (1999-2005): Ornithologische Jahresberichte 1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003 für den Landkreis Cuxhaven und Bremerhaven, Cuxhaven.

NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (Hrsg.; 2006): Weiße Liste der Brut- und Gastvögel Niedersachsens – Erfolge aus 30 Jahren Artenschutz. Hannover.

PANNACH G. (1985): Wachtelkönig - *Crex crex*. In: KNOLLE, F. & H. HECKENROTH (1985): Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen - Hühner und Kranichvögel. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. B, H. 2.4. Hannover.

PODLOUCKY, R. (1980): Der Niederelberaum – Industrie kontra Natur. Arbeitsgemeinschaft Umweltplanung Niederelbe (AUN).

Rabenstein, P. (1982): Jan von Moor - Ein Heimatbuch vom Teufelsmoor. Fischerhude.

Rau, S., R. Steffens & U. Zöphel (1999): Rote Liste Wirbeltiere Freistaat Sachsen. Landesamt für Geologie und Umwelt, Dresden.

Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E. & A. Ssymank (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands, zweite fortgeschriebene Fassung 2006. Naturschutz und Biologische Vielfalt 34: 1-318.

Ryslavy, T. (1999): Zur Bestandssituation ausgewählter Vogelarten in Brandenburg – Jahresbericht 1998. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 8 (4): 128-136.

Schäffer, N. (1999): Habitatwahl und Partnerschaftssystem von Tüpfelralle (*Porzana porzana*) und Wachtelkönig (*Crex crex*). Ökol. Vögel 21: 1-267.

Schäffer, N. & R. E. Green (2001): The global status of the Corncrake. RSPB Conservation Review 13: 18-24.

Schäffer, N. & K. Koffijberg (2004): *Crex crex* Corncrake. BWP Update Vol. 6: 55-76. Oxford University Press, London.

Schäffer, N., U. Mammen & A. Schäffer (1999): Der Wachtelkönig - Biologie, Gefährdung, Schutz. Landesbund f. Vogelschutz in Bayern e.V., Hilpoltstein.

Schäffer, N. & W. W. Weisser (1996): Modell für den Schutz des Wachtelkönigs *Crex crex*. J. Ornithol. 137: 53-76.

Schmidt, F.-U. (2001): Die Vogelwelt im Landkreis Soltau-Fallingbostel. Naturkundliche Beiträge Soltau-Fallingbostel, H. 7/8, Soltau.

Schoppenhorst, A., W. Eikhorst & S. Pfützke (1998): Populationsökologische Analyse der Wachtelkönigvorkommen in den Wümmewiesen (Bremer Becken). Unveröff. Gutachten im Auftr. Landesbund f. Vogelschutz in Bayern. Hilpoltstein, Bremen.

Schoppenhorst, A., S. Pfützke, W. Eikhorst, G. Kempf & R. Rottmann (1999): Populationsökologische Analyse der Wachtelkönigvorkommen in den Wümmewiesen (Bremer Becken) - Projektbericht 1998. Unveröff. Gutachten im Auftr. Landesbund f. Vogelschutz in Bayern. Hilpoltstein, Bremen.

Schoppers, J. & K. Koffijberg (2005): Kwartelkoningen in Nederland in 2005. Sovon-informatierapport 2005/01. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Seitz, J. & K. Dallmann (1992): Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flußniederungen. Bremen.

Seitz, J., K. Dallmann &. T. Kuppel (2004): Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flussniederungen - Fortsetzungsband 1992-2001. Bremen.

Sellin, D. & J. Stübs (1992): Rote Liste der gefährdeten Brutvögel Mecklenburg-Vorpommerns. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.

SOVON (2002): Atlas van de Nederlandse broedvogels. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis/KNNV Uitgeverij/EIS, Leiden.

Stowe, T. J. & D. Becker (1992): Status and conservation of Corncrakes *Crex crex* outside the breeding grounds. Tauraco 2: 1-23.

Stucki, S., C. Elmiger & J. Laesser (2003): Wachtelkönig *Crex crex* – Jahresbericht 2003. Schweizerische Vogelschutz SVS, Zürich.

Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (Hrsg., 2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.

Südbeck, P. & D. Wendt (2002): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel. 6. Fassung, Stand 2002. Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 22: 243-278.

Sudfeldt, C., D. Doer, H. Hötker, C. Mayr, C. Unselt, A. v. Lindeiner & H.-G. Bauer (2002): Important Bird Areas (Bedeutende Vogelschutzgebiete) in Deutschland – überarbeitete und aktualisierte Gesamtliste (Stand 01.07.2002). Ber. Vogelschutz 38: 17-109.

Süßmilch, G., J. Bos, M. Buchheit & G. Nicklaus (1997): Zur Situation der Brutvögel des Saarlandes. Rote Liste - Bestandszahlen - Trends. Ornithologischer Beobachterring Saar, Lanius 31.

Umland, J. (2004): Brutbestände und Revierverteilung von Wiesenvögeln und Rote-Liste-Arten in Bereichen Krautsands als Teil des EU-Vogelschutzgebietes V 18 Unterelbe. Unveröff. Gutachten im Auftr. der Staatlichen Vogelschutzwarte, NLÖ, Hannover, Helmste.

van Beusekom, R., P. Huigen, F. Hustings, K. de Pater & J. Thissen (2005). Rode Lijst van de Nederlandse broedvogels. Vogelbescherming Nederland/Tirion Uitgevers/SOVON, Baarn.

van den Bergh, L. M. J. (1991): Status, distribution and research on Corncrakes in the Netherlands. Vogelwelt 112: 78-82.

van Dijk A. J., L. Dijksen, F. Hustings, K. Koffijberg, J. Schoppers, W. Teunissen, C. van Turnhout, M. van der Weide, D. Zoetebier & C. Plate (2004): Broedvogels in Nederland in 2003. Sovon-monitoringrapport 2005-01. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Voous, K. H. (1960): Atlas of European Birds. Edinburgh.

VSW & HGON [Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland & Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz] (1997): Rote Liste der Vögel Hessens (8. Fassung). In: Hessisches Ministerium des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (HMILFN, Hrsg.): Rote Listen der Pflanzen- und Tierarten Hessen. Wiesbaden.

Westphal, D. (2004): Erfassung von Brutvögeln im Europäischen Vogelschutzgebiet V 20 Untere Seeve- und Untere Ilmenau-Luhe-Niederung, Teilbereich Ilmenau-Luhe-Niederung. Unveröff. Gutachten im Auftr. der Staatlichen Vogelschutzwarte, NLÖ, Hannover.

Wiepken, C. F. & E. Greve (1876): Systematisches

Verzeichnis der Wirbelthiere im Herzogthum Oldenburg. 2. Aufl. 1897. Oldenburg u. Leipzig.
WIESNER, J. (2001): Die Rote Liste der Vögel Thüringens. Naturschutzreport 18: 35 - 38.
WITT, K., R. ALTENKAMP, A. RATSCH, J. SCHARON & K. STEIOF (2003): Rote Liste und Liste der Brutvögel von Berlin, 2. Fassung 17.11.2003. Berl. Ornithol. Ber. 13: 173-194.
ZAHNER, V., M. SCHMIDBAUER & G. SCHWAB (2005): Der Biber – Die Rückkehr der Burgherren. Amberg.

Aus der Staatlichen Vogelschutzwarte im Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Veränderungen der Brutvogelwelt im Naturschutzgebiet „Emsaltwasser bei Vellage (sog. Tunxdorfer Schleife)“ (Landkreise Emsland und Leer)

Volker Blüml, Arnold Schönheim & Axel Degen

Blüml, V., A. Schönheim & A. Degen (2007): Veränderungen der Brutvogelwelt im Naturschutzgebiet „Emsaltwasser bei Vellage (sog. Tunxdorfer Schleife)“ (Landkreise Emsland und Leer). Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 39: 39–60.

Die Brutvögel des Naturschutzgebietes „Emsaltwasser bei Vellage“ (ca. 187 ha) im Deichvorland bei Papenburg wurden 1997 und 2006 mit der Methode der Revierkartierung flächendeckend erfasst.

Das Gebiet war bis in die 1980er Jahre von landwirtschaftlich genutztem Feuchtgrünland beherrscht, nur entlang des Altarms waren Tideröhrichte in größerem Umfang ausgebildet. Nach mehrfachen Vertiefungen der Emsfahrrinne kam es seit Anfang der 1990er Jahre zu diversen Brüchen der Sommerdeiche, gefolgt von einer großflächigen Röhrichtentwicklung. Bedingt durch unnatürlich starken Tidenhub schlickt der Altarm weiter auf und wächst mehr und mehr mit Schilfröhrichten zu, in bislang geringerem Umfang kommen Gehölze auf.

Im Vergleich der Untersuchungsjahre erhöhte sich die Artenzahl leicht von 39 auf 41, die Gesamtzahl der Reviere stieg von 494 auf 744 und damit die Gesamtabundanz von 26,4 auf 39,8 Rev./10 ha. Entscheidend hierfür ist der Flächenzuwachs der insgesamt dicht besiedelten Schilfröhrichte, besonders im Bereich zuvor vegetationsloser Flusswatten. Daher sind die realen Brutvogeldichten der terrestrischen Habitate kaum gestiegen. Getrennt nach ökologischen Gilden haben die Röhrichtbrüter den weitaus höchsten Anteil und haben die Gesamtzahl der Reviere gegenüber 1997 fast verdoppelt; Gehölzbrüter nahmen fast ebenso stark zu. Dagegen verschwanden die Restbestände der Wiesenbrüter sowie die Wasservögel weitestgehend. Auch sonstige Offenlandbrüter gingen deutlich zurück.

Die meisten Röhrichtbrüter sind aktuell in auch aus landesweiter Sicht großen Beständen und mit hohen Dichten vertreten, es fehlen aber Arten wasserdurchfluteter Röhrichte wie Rohrdommel, Zwergdommel und Drosselrohrsänger. Die in den Roten Listen geführten Arten belegen für 1997 eine landesweite und für 2006 eine nationale Bedeutung als Vogelbrutgebiet. Zudem sind mit Tüpfelsumpfhuhn und Blaukehlchen zwei nach Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie besonders zu schützende Arten in großen, zunehmenden Beständen vertreten. Nachdem das Gebiet seinen Wert als Wiesenvogelbrutgebiet sowie als Rastgebiet weitgehend verloren hat, sind die großflächigen Schilfröhrichte mit den wertgebenden Brutvogelbeständen als das vorrangige Erhaltungsziel für diesen Teilbereich des Emsvorlandes anzusehen. Eine stärkere Gehölzentwicklung sollte vermieden werden.

V. B. & A. S., Hasestraße 60, D-49074 Osnabrück, v.blueml@bms-umweltplanung.de; a.schoenheim@bms-umweltplanung.de; A. D., Elsa-Brandström-Straße 4, D-49076 Osnabrück, axel.degen@t-online.de

Einleitung

Das „Emsaltwasser bei Vellage“, auch „Tunxdorfer Schleife“ genannt, ist mit seiner herausragenden Bedeutung als Vogelbrut- und -rastgebiet seit langem bekannt (z. B. Hammerschmidt 1965, Voege & Brinkschröder 1977). Bereits 1968 wurde es als Naturschutzgebiet ausgewiesen (Regierungspräsident in Osnabrück 1968) und ist seit 1983 Bestandteil einer EU-Vogelschutzgebiets- (SPA) Meldung mit dem heutigen Namen „Emstal zwischen Lathen und Papenburg“ (Nds. MU 2000). In den letzten Jahrzehnten hat sich der Charakter des Gebietes allerdings stark gewandelt. Dies führte zu

erheblichen Veränderungen auch in der Brutvogelwelt, die mehrfach systematisch erfasst wurde. Eine Veröffentlichung der neueren Untersuchungen erfolgte allerdings bisher nicht. Daher wird an dieser Stelle eine vergleichende Auswertung vorgenommen.

Gebietsbeschreibung

Das etwa 187 ha große Untersuchungsgebiet (UG) liegt im Grenzgebiet der Landkreise Emsland und Leer, ca. 5 km nordwestlich des Stadtzentrums von Papenburg. (Geographischer Zentralpunkt bei 53°06‘30“ N / 07°20‘00“ E). Nicht einbezogen wurden die Ems selbst sowie die maximal 50 m breiten Deichvorländer am südlichen Emsufer bei Papenburg, die mitunter zum Gebiet gerechnet werden (z. B. bei MELTER et al. 1998), aber nicht Teil des Naturschutzgebiets sind.

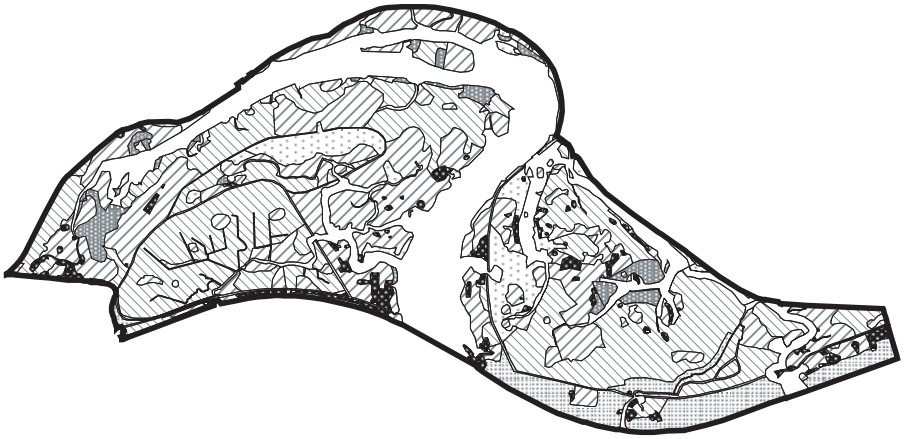
Naturräumlich liegt das UG innerhalb der Region Watten und Marschen in der Einheit „Emsmarschen“. Das UG wird durch einen 1890 anlässlich einer künstlichen Laufverkürzung entstandenen, bis heute mit einem Ende an die Ems angebundenen und bei Ebbe trocken fallenden Altarm in Nord-Süd-Richtung etwa mittig geteilt (JANSSEN 1967). Große Teile des UG wurden früher traditionell als Feuchtgrünland landwirtschaftlich genutzt und waren durch Sommerdeiche gesichert. Nur direkt am Altarm waren größere Röhricht- und Flusswattflächen vorhanden (HAMMERSCHMIDT 1965, VOEGE & BRINKSCHRÖDER 1977). Bereits in den 1980er Jahren fielen Teile des Grünlandes im Westteil des UG (auch „Tunxdorfer Hagen“ genannt) brach (KNODE 1989). Noch 1988 waren aber hier wie auch im Ostteil („NSG-Wiesen“) typische, landwirtschaftlich genutzte Sumpfdotterblumen-Wiesen im Wechsel mit Großseggenrieden und zu deutlich geringeren Anteilen eher niedrigwüchsigen Rohrglanzgras- und Wasserschwaden-Röhrichten vorhanden (DIETRICH 1988).

Nach Vertiefungen der Emsfahrrinne seit 1984 kam es zu einer erhöhten Hochwasserdynamik (vgl. GERDES et al. 1998) und folglich ab 1991 zu mehreren, nicht reparierten Durchbrüchen der Sommerdeiche. Die Grünlandnutzung musste aufgegeben werden, weite Teile des UG

Tab. 1: Flächenausdehnung und -anteile der Biotoptypen im UG 1997 und 2006. Kürzel nach VON DRACHENFELS (2004). tw.: nur teilweise hier eingeordnet. - *Areas and percentages of different biotope types in the study sites.*

Biotoptypen	**1997**		**2006**		**Veränderung**	
	ha	**%**	**ha**	**%**	**ha**	**%**
Weiden-Auwald (WWS, WWT)	2,2	1,2	2,7	1,4	0,5	22,4
Weißdorn- u. Schlehengebüsch (BMS)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	± 0	± 0
Weiden-Auengebüsch (BAT, BAS)	3,6	1,9	6,1	3,3	2,5	70,5
Einzelbaum/Baumgruppe (HBE)	0,4	0,2	0,1	< 0,1	-0,1	-25,0
Flusswatt, weitgehend vegetationslos (FWO)	44,7	23,9	26,5	14,2	-18,2	-40,8
Marschgraben (FGM)	0,3	0,2	0,3	0,2	± 0	± 0
Ufer-/Hochstaudenfluren (NUT, NSS, UHM)	12,0	6,5	12,0	6,5	± 0	± 0
Schilf-Röhrichte (NRS, FWR tw.)	48,4	25,9	75,0	40,0	26,4	54,5
Rohglanzgras-Röhrichte (NRG, FWR tw.)	59,1	31,6	52,3	27,9	-6,9	-11,6
Wasserschwaden-Röhrichte (NRW, FWR tw.)	10,4	5,6	10,1	5,4	-0,3	-3,3
Rohrkolben-Röhrichte (NRW, FWR tw.)	5,8	3,1	1,9	1,0	-3,9	-66,4
Befestigte Wege (OVW)	0,4	0,2	0,4	0,2	± 0	± 0
Summe	187,3	100,0	187,3	100,0	-	-

1997



2006

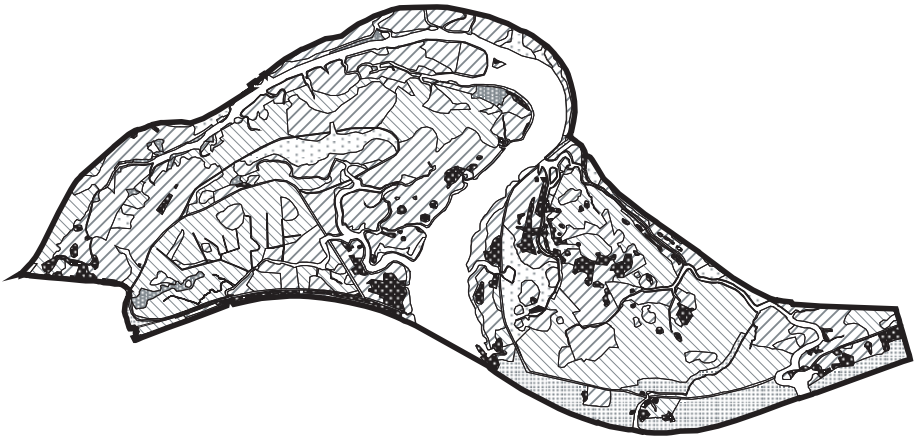


Abb. 1: Biotoptypen 1997 und 2006. - *Biotope types 1997 and 2006.*

überschlickten und sukzessieren seitdem frei (MELTER et al. 1998, GERDES 2000, eig. Beob.).

Eine Luftbildinterpretation (digitale Echtfarben-Orthofotos mit Bodenauflösung von 40 cm, Stand Oktober 2002; aktualisiert durch gleichwertige Fotos etwa aus 2005 unter http://earth.google.com, Abruf im Oktober 2007) mit nachfolgender, flächendeckender Kartierung der Biotoptypen im Gelände nach VON DRACHENFELS (2004) im Jahr 2006 durch BMS-UMWELTPLANUNG (2007) sowie eine vergleichende Auswertung von Color-Infrarot-Luftbildern aus dem Jahr 1997 erlauben eine detaillierte Darstellung der Vegetationsverhältnisse und -veränderungen in neuerer Zeit (Abb. 1, Tab. 1). Dabei verbleiben für 1997 nur geringe Unsicherheiten bei einzelnen Flächen, da für die Interpretation die aktuellen, 2006 im Gelände verifizierten Luftbilder zum Vergleich vorlagen.

1997 waren die ehemaligen Grünländer überwiegend noch niedrig wüchsige, aber bereits frei sukzessierende Röhrichte aus Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und Wasserschwaden (*Glyceria maxima*), durchmischt mit Resten der Grünlandvegetation. Röhrichte aus Schilf (*Phragmites australis*), stellenweise auch aus Rohrkolben (*Typha latifolia, T. angustifolia*), Weidengebüsche und -vorwälder dehnten sich hier bereits stellenweise aus. Schilf gewann durch die fortschreitende Verlandung des Altarmes zusätzlich an Fläche. Besonders im Ostteil des UG entwickelten sich am Emsufer auf z. T. mehr als 50 m Breite großflächige Uferstaudenfluren mit Übergängen zu Röhrichten, die 2006 ähnlich weiterbestanden. Kennzeichnend sind hier das Zottige Weidenröschen (*Epilobium hirsutum*) und die Große Brennnessel (*Urtica dioica*).

Insgesamt ist 2006 die Röhricht- und Gehölzsukzession deutlich weiter vorangeschritten (Tab. 1). Weidengebüsche und -auwälder haben sich erheblich ausgebreitet, nehmen aber weiterhin nur geringe Flächenanteile ein. Hinzu kommt eine zunehmende Zahl von Einzelsträuchern und kleinen Gebüschbeständen, die nicht explizit auskartiert wurden. Demgegenüber sind die 1997 im Ostteil entlang des Emsufers vorhandenen 20 alten Hybridpappeln (*Populus* spec.) zwischenzeitlich entfernt worden.

Durch die weiter immens gestiegene Ablagerung von Schlick und die gerade in diesem Emsabschnitt stark gesunkenen Tideniedrigwasserstände (vgl. JÜRGES & WINKEL 2003, LANGE 2006) ist die Verlandung des Altarmes nach 1997 extrem stark fortgeschritten, wobei vorwiegend sehr hoch- und dichtwüchsige Schilfröhrichte mit vorgelagerten schmalen Säumen aus Rohrkolben und Strand-Simse (*Bolboschoenus maritimus* agg.) in das zunehmend feinschlickige Flusswatt vordringen. Dies betrifft 18,2 ha, die 1997 noch offenes Watt waren. Die größerflächigen Rohrkolbenbestände wurden aber zunehmend von Schilfbeständen abgelöst. Eine weitere Klassifizierung der Röhrichte nach strukturellen Merkmalen erfolgte nicht. Generell sind die Wasserschwaden- und Rohrglanzgras-Röhrichte aber niedrigwüchsig (bis in den Juni überwiegend < 50 cm). Ältere Schilfröhrichte, auch in den nach 1997 sukzessierten Bereichen, sind größtenteils ausgesprochen hoch- und dichtwüchsig, eine Mahd erfolgt nirgends. Jüngere Schilfsukzessionen sind demgegenüber deutlich niedrigwüchsiger, lückiger und häufig noch stark mit Rohrglanzgras durchsetzt. Die Grenzlinienlänge zwischen Schilfröhricht und Wasser- bzw. Wattflächen am Altarm, an Prielen und Gräben hat sich seit 1997 durch Ausbreitung des Schilfs etwas erhöht. Grundlegende Veränderungen des Gewässernetzes hat es nicht gegeben, Altarm und Priele sind durch die Überschlickung aber erheblich schmaler geworden. Etwa 5 % des Röhrichts (überwiegend Schilf und Rohrkolben) lagen 2006 im Tidebereich. Die weitaus größten Teile werden dagegen nicht regelmäßig überflutet; dies ist 1997 ähnlich gewesen. Die Flusswattbereiche sind biologisch stark verarmt, das Makrozoobenthos wurde infolge der wiederholten Emsvertiefungen artenarm; instabile Sedimente, die auch im Tunxdorfer Altarm verbreitet sind, sind praktisch unbesiedelt. Außerdem gingen gerade in den tiefer ablaufenden Altarmen Laich-, Aufwuchs- und Ruheplätze von Fischen verloren (LANGE 2006).

Das UG wird heute einerseits durch die hydrologischen Veränderungen in der Unterems stark beeinflusst, andererseits ist es weitestgehend frei von direkten menschlichen Eingriffen. Lediglich im Westteil wird ein Sommerdeich noch teilweise unterhalten. Auf dem Winterdeich weiden regelmäßig Schafe und befressen in unbedeutendem Flächenumfang randliche Röhrichtpartien. Störungen durch Freizeit-,

Jagd- oder Angelbetrieb treten allenfalls gelegentlich in den Randbereichen auf und fallen ebenfalls nicht ins Gewicht. Vergleichbare, von ähnlich hoher Dynamik geprägte Bereiche schließen südlich des UG an der Einmündung des Brualer Schlootes an, ansonsten wird das Deichvorland überwiegend noch von landwirtschaftlicher Grünlandnutzung geprägt.

Ähnlich genaue Angaben zu den früheren Vegetationsverhältnissen sind nicht mehr zu erlangen. Bereits 1992 hatten sich aber innerhalb der Sommerdeiche im West- wie im Ostteil weitflächig Wasserschwaden- und Rohrglanzgras-Röhrichte ausgebildet, die mit Seggenrieden und Resten der früheren Nassgrünland-Vegetation durchmischt waren. In den außendeichs gelegenen Bereichen im Westen herrschten Schilf- und Rohrkolbenröhrichte vor, im Ostteil überwogen Rohrglanzgras-Bestände im Bereich der heutigen Hochstaudenfluren entlang der Ems (IBL 1993).

Material und Methode

Eigene Vogelbestandsaufnahmen

1997 und 2006 erfolgte eine flächendeckende Revierkartierung aller Brutvogelarten (s. hierzu SÜDBECK et al. 2005) mit ähnlicher Methodik (Tab. 2). Die Untersuchungen 1997 wurden vom Verf. A. D. durchgeführt, 2006 bearbeiteten die Verf. A. S. und V. B. das UG. Alle im Gelände akustisch oder optisch wahrnehmbaren Vögel wurden in Tageskarten eingetragen. Dabei wurden alle revieranzeigenden Verhaltensweisen wie Gesang, Balzverhalten, Warnverhalten, Futtertragen, Nestbau oder Brüten vermerkt.

1997 wurde das Gebiet im Rahmen von sieben Komplettbegehungen erfasst, wobei an zwei Terminen auch abendliche Dämmerungskontrollen erfolgten. Bedingt durch die Deichdurchbrüche konnten Teilbereiche im Osten des UG nur etwa drei Stunden vor bis drei Stunden nach Ebbe begangen werden, weshalb die Erfassungen überwiegend, aber nicht komplett in den frühen Morgenstunden stattfinden konnten. Der genaue Zeitaufwand lässt sich für 1997 nicht mehr ermitteln, da auch die südlich angrenzenden Deichvorländer bis Aschendorf kartiert wurden und die Bearbeitungszeit nur für das Gesamtgebiet notiert wurde. 2006 erfolgten an fast den gleichen Terminen wie 1997 Begehungen. Dabei wurde das Gebiet fünfmal komplett in den Morgenstunden begangen. Bedingt durch gute Witterungsverhältnisse bei günstiger Tide und die synchrone Kartierung durch zwei Bearbeiter ließen sich alle Begehungen ab Dämmerungsbeginn bis in die Vormittagsstunden hinein realisieren. Von drei Nachtbegehungen wurden zwei mit morgendlichen Erfassungen kombiniert, an einem Termin erfolgten nur abendliche Begehungen. Durch einen Beginn ca. zwei Stunden vor Sonnenuntergang gelangen hierbei für zahlreiche Arten (insbesondere Schilfrohränger *Acrocephalus schoenobaenus*) zusätzliche Nachweise, so dass bei beiden Untersuchungen insgesamt ein ähnlich hoher Erfassungsgrad anzunehmen ist. Im Rahmen einer Biotoptypenkartierung (überwiegend im Juni bis Anfang Juli 2006) gelangen weitere Beobachtungen, die in die Auswertung mit einflossen. In beiden Jahren wurden im Gebiet zahlreiche Junge

Tab. 2: Tage und Aufwand der Begehungen 1997 und 2006. Dg. = Durchgang. - *Dates and time budget of field work.*

Durchgang	Datum 1997	Datum 2006	Aufwand 2006
1	09. u. 10.04.	10. u. 11.04.	15 h vormittags
2	21. u. 22.04.	19. u. 23. u. 26.04.	15 h vormittags, 7 h abends
3	05. u. 06.05.	03.05.	9,5 h abends
4	24.05.	25. u. 26. u. 27.05.	15 h vormittags, 11,5 h abends
5	10. u. 11.06	08. u. 09.06.	15 h vormittags
6	22. u. 23.06.	23. u. 24.06.	16,5 h vormittags
7	06. u. 07.07.	06.07.	4 h vormittags mit Boot

führende Brandgänse (*Tadorna tadorna*) beobachtet, die mit jeweils einer Ausnahme von binnendeichs gelegenen Gewässern eingewandert sein dürften. Diese wurden nicht als Brutvögel des UG gewertet.

Zur Erfassung des Blaukehlchens (*Luscinia svecica*) sowie von Rallen und der Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) wurden in beiden Jahren gemäß der Empfehlungen von BIBBY et al. (1995) bzw. ANDRETZKE et al. (2005) Klangattrappen eingesetzt, 1997 aber nicht für die Wasserralle. Für das Tüpfelsumpfhuhn (*Porzana porzana*) wird dies nicht empfohlen (ANDRETZKE et al. 2005). Es zeigte sich jedoch im Rahmen dieser Kartierungen, dass einzelne Tüpfelsumpfhühner, die zuvor trotz längeren Verweilens des Beobachters still blieben, auf kurzes Abspielen hin riefen. Andere Individuen riefen dann lauter und intensiver und animierten dadurch offensichtlich Artgenossen, die zuvor nicht gehört wurden.

Auswertung

Die Kriterien für die Einstufung als „Revier“ mit Brutnachweis oder Brutverdacht folgen den artspezifischen Anforderungen von ANDRETZKE et al. (2005), wonach bei den meisten Arten zwei Beobachtungen mit wenigstens einwöchigem Abstand in bestimmten Wertungszeiträumen sowie revieranzeigende Verhaltensweisen Bedingung sind, bei einigen Arten allerdings auch die einmalige Feststellung von (intensivem) Warnverhalten bzw. Gesang in bestimmten Zeiträumen (z. B. Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpaceus* Mitte/Ende Juni) ausreicht. Mit Ausnahme mehrerer Tüpfelsumpfhühner und Teichrohrsänger basieren aber alle Reviere auf wenigstens zwei Feststellungen. Die Auswertung der Kartierung 1997 wurde aus Gründen der Vergleichbarkeit nachträglich den aktuellen Wertungskritierien angepasst. Weitere Unterschiede zu den bisher zitierten Bestandszahlen aus 1997 ergeben sich, weil z. T. die südlich an die Ems angrenzenden Deichvorländer mit zum Gebiet gerechnet werden (s. Gebietsbeschreibung) und 1997 mit erfasst wurden.

Um die Präferenz bzw. Meidung bestimmter Habitatstrukturen im UG zu beschreiben, wurden die Reviermittelpunkte aller Arten aus beiden Jahren mit der jeweiligen Biotoptypenkarte verschnitten. Um zu testen, inwieweit einzelne Vogelarten sowie die Brutvogelgemeinschaft insgesamt bestimmte Vegetationsstrukturen im UG bevorzugen oder meiden, wurden für ausgewählte Arten sowie für alle Arten zusammen Präferenzindizes (D) nach JACOBS (1974) errechnet: $D = (r-p)/(r+p-2rp)$. Dabei ist r der Anteil der Reviere, die sich in einem bestimmten Biotoptyp befinden, und p der Flächenanteil des jeweiligen Biotoptyps am gesamten UG. Dieser Index kann Werte zwischen -1 (komplette Meidung) und +1 (alle Reviere einer Vogelart in einem Biotoptyp) annehmen. Ein Wert von 0 bedeutet, dass eine Vogelart im jeweiligen Biotoptyp durchschnittlich häufig vorkommt. Eine statistische Absicherung der so ermittelten Habitatpräferenzen erfolgt jeweils durch den Chi^2-Anpassungstest. Dieser überprüft, ob die Verteilung von der erwarteten Häufigkeit abweicht (vgl. SACHS 2004). Ausgeklammert wurden die Flusswattflächen sowie die befestigten Wege, da diese keine Bruthabitate darstellen und daher die Signifikanzniveaus in der Häufigkeitsverteilung unzulässig erhöhen würden.

Zur Bewertung als Vogelbrutgebiet wurde eine Punktwertberechnung für die Rote Liste-Arten gemäss WILMS et al. (1997) vorgenommen. Dabei fanden die für die beiden Untersuchungsjahre jeweils gültigen Roten Listen Verwendung.

Weitere Vergleichsdaten

HAMMERSCHMIDT (1965) führte 1964 eine komplette Brutvogelkartierung im Westteil des UG durch. Die Methodik ist nicht näher beschrieben, die Ergebnisse erscheinen aber plausibel und sprechen für einen hohen Erfassungsgrad. Weitere Kartierungen von 1988 (DIETRICH 1988) und 1992 (IBL 1993) erfolgten dagegen z. T. nicht für alle Arten sowie jeweils nur mit vier bis fünf Durchgängen und ohne Begehung der schwer erreichbaren Röhrichtflächen. Der Anteil von Brutzeitfeststellungen ist in beiden Fällen hoch; die Ergebnisse können daher eher als Mindestzahlen ausgewählter Arten für Vergleiche herangezogen werden. Zu Wiesenvögeln finden sich weitere Angaben bei MELTER et al. (1998), wobei für 1988 z. T. erheblich von DIETRICH (1988) abweichende Werte genannt werden. Zu zahlreichen Arten geben außerdem HAMMERSCHMIDT (1971), MOORMANN (1990) so-

wie GERDES (2000) Hinweise auf ihre Häufigkeit im UG in den 1960er bis 1980er Jahren.

Dank

Die Brutvogelerfassungen 1997 und 2006 wurden im Rahmen des Monitorings in SPA durch die Staatliche Vogelschutzwarte Niedersachsen im heutigen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN; 1997: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, NLÖ) beauftragt. Für die gute Zusammenarbeit, die Zustimmung zur Veröffentlichung der Ergebnisse und die Bereitstellung unveröffentlichter Quellen danken wir K. Burdorf, B. Oltmanns, C. Peerenboom und P. Südbeck.

Die Biotoptypenkartierung 2006 erfolgte im Rahmen der Basiserfassungen in FFH-Gebieten im Auftrag des NLWKN, Betriebsstelle Brake-Oldenburg. Hier danken wir besonders G. Nörenberg. Die Unteren Naturschutzbehörden der Landkreise Leer und Emsland erteilten die notwendigen Befreiungen zum Betreten des Naturschutzgebietes. L. Starmann vom Landkreis Emsland stellte zudem die Luftbilder aus 1997, W. Schott ältere Beobachtungsdaten und Quellen zur Verfügung.

Das Manuskript sahen F. Körner, U. Marxmeier und M. Richter vom Naturschutzring Dümmer e. V. sowie J. Dierschke, T. Krüger, H. Schumacher und P. Südbeck kritisch durch.

Ergebnisse

Artenzahlen und Häufigkeiten

Im Vergleich der Erfassungen aus den Jahren 1997 und 2006 haben die Revierzahlen stark zugenommen. Die Gesamtabundanz stieg um etwa 50 % (Tab. 3, 4). Die Artenzahl stieg geringfügig von 39 auf 41 Arten an. Dabei zeigen sich jedoch relativ starke Fluktuationen: Acht 1997 festgestellte Brutvogelarten fehlten 2006, dafür kamen zehn andere Arten neu hinzu.

Ein Bruchwasserläufer (*Tringa glareola*), der Ende April und Anfang Mai 1997 in einem potenziellen Bruthabitat balzte bzw. rief, wurde nach den Vorgaben von ANDRETZKE et al. (2005) nicht als Brutverdacht gewertet, zumal die Balz von Durchzüglern regelmäßig vorkommt.

Ökologische Gilden

Brutvogelarten mit unterschiedlichen Habitatbindungen haben im UG nicht gleichmäßig zugenommen (Tab. 6). Die Zahl der Reviere von Röhrichtbrütern hat sich nahezu verdoppelt. Ihr Anteil an allen Brutvogelrevieren stieg dabei um fast 15 % an. Absolut fast ebenso stark zugenommen haben die Gehölzbrüter, ihr Anteil an der Gesamtzahl aller Reviere hat aber nur wenig zugenommen. In dieser Artengruppe stehen sich besonders viele verschwundene oder stark zurückgegangene bzw. neu etablierte oder im Bestand stark zugenommene Brutvogelarten gegenüber. Dagegen haben die 1997 bereits vergleichsweise seltenen Wiesenbrüter stark abgenommen und kamen 2006 jeweils nur noch mit wenigen Revieren vor. Die meisten Wasservögel haben ihre sehr kleinen Bestände halten können, wobei Krickente und Blässhuhn nur in jeweils einem Jahr mit je einem Revier festgestellt wurden. Den Rückgang dieser Gilde insgesamt erklärt sich aus der stark negativen Bestandsentwicklung der Stockente als einzige 1997 noch in größeren Beständen auftretende Wasservogelart. Auf weniger als die Hälfte ist auch die Revierzahl sonstiger Offenlandbrüter gesunken, deren Anteil an allen Revieren stark zurückging. Verschwunden ist hierbei u. a. der Bluthänfling.

Habitatpräferenzen

Für einen Großteil der Arten, für die Präferenzindizes errechnet wurden, weicht die Verteilung auf bestimmte Biotoptypen höchstsignifikant von der erwarteten Verteilung ab (Abb. 2). Lediglich die mit weniger als 10 Rev. vorkommenden Arten lieferten schwächer bzw. nicht signifikante Verteilungsmuster. Die Röhrichtbrüter zeigen fast durchweg eine ausgesprochen starke Präferenz für Schilfröhrichte, d. h. die Konzentration auf diesen Röhrichttyp ist nicht nur durch den großen Flächenanteil des Schilfs bedingt. Rohrglanzgras- und Wasserschwaden-Röhrichte werden hingegen von fast allen Arten gemieden; Rohrkolben-Röhrichte spielen wegen ihrer geringen Ausdehnung keine wesentliche Rolle. Tendenziell gemieden werden Schilfflächen vom Sumpfrohrsänger, der 1997 überwiegend in den Hochstaudenfluren am Emsufer im Ostteil und 2006 auf zahlreiche Gehölzbestände verteilt vorkam. Auch das Tüpfelsumpf-

Tab. 3: Revierzahlen, Abundanzen und Dominanzen der Brutvogelarten im UG 1997 und 2006. + = neue Brutvogelart 2006; – = 2006 nicht nachgewiesen; Gilde: Einteilung in ökologische Gilden (vgl. Tab. 6). - *Numbers, abundance and dominance of breeding birds 1997 and 2006.*

		n Reviere		Differenz (%)	Rev./10 ha		Dominanz (%)	
Gilde	**Art**	**1997**	**2006**		**1997**	**2006**	**1997**	**2006**
W	Brandgans *Tadorna tadorna*	1	1	±0	0,1	0,1	0,2	0,1
W	Krickente *Anas crecca*	1		–	0,1	0,0	0,2	0,0
W	Schnatterente *Anas strepera*	1	1	±0	0,1	0,1	0,2	0,1
W	Stockente *Anas platrhynchos*	18	4	-78	1,0	0,2	3,7	0,5
R	Rohrweihe *Circus aeruginosus*	1	3	200	0,1	0,2	0,2	0,4
H	Mäusebussard *Buteo buteo*	1	1	±0	0,1	0,1	0,2	0,1
O	Fasan *Phasanius colchicus*	7	10	43	0,4	0,5	1,4	1,3
R	Wasserralle *Rallus aquaticus*		14	+	0,0	0,7	0,0	1,9
R	Tüpfelsumpfhuhn *Porzana porzana*	4	6	50	0,2	0,3	0,8	0,8
G	Wachtelkönig *Crex crex*	1		–	0,1	0,0	0,2	0,0
W	Blässhuhn *Fulica atra*		1	+	0,0	0,1	0,0	0,1
G	Bekassine *Gallinago gallinago*	1	1	±0	0,1	0,1	0,2	0,1
G	Rotschenkel *Tringa totanus*	6	1	-83	0,3	0,1	1,2	0,1
H	Ringeltaube *Columba palumbus*	10	5	-50	0,5	0,3	2,1	0,7
H	Kuckuck *Cuculus canorus*	5	3	-40	0,3	0,2	1,0	0,4
H	Buntspecht *Picoides major*	2	2	±0	0,1	0,1	0,4	0,3
G	Wiesenpieper *Anthus pratensis*	1		–	0,1	0,0	0,2	0,0
O	Bachstelze *Motacilla alba*		1	+	0,0	0,1	0,0	0,1
H	Zaunkönig *Troglodytes troglodytes*	2	30	1400	0,1	1,6	0,4	4,0
H	Heckenbraunelle *Prunella modularis*	4	15	275	0,2	0,8	0,8	2,0
H	Rotkehlchen *Erithacus rubecula*		1	+	0,0	0,1	0,0	0,1
H	Nachtigall *Luscinia megarhynchos*		5	+	0,0	0,3	0,0	0,7
R	Blaukehlchen *Luscinia svecica*	28	83	196	1,5	4,4	5,8	11,2
G	Braunkehlchen *Saxicola rubetra*	10		–	0,5	0,0	2,1	0,0
H	Amsel *Turdus merula*	10	6	-40	0,5	0,3	2,1	0,8
H	Singdrossel *Turdus philomelos*	2	6	200	0,1	0,3	0,4	0,8
H	Misteldrossel *Turdus viscivorus*		4	+	0,0	0,2	0,0	0,5
R	Feldschwirl *Locustella naevia*	6	39	550	0,3	2,1	1,2	5,2
R	Rohrschwirl *Locustella fluviatilis*	2	7	250	0,1	0,4	0,4	0,9
R	Schilfrohrsänger *Acrocephalus schoenobaenus*	1	35	3400	0,1	1,9	0,2	4,7
R	Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris*	50	46	-8	2,7	2,5	10,3	6,2
R	Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpaceus*	119	177	49	6,4	9,5	24,5	23,8
O	Dorngrasmücke *Sylvia communis*	37	16	-57	2,0	0,9	7,6	2,2
H	Gartengrasmücke *Sylvia borin*	4	1	-75	0,2	0,1	0,8	0,1

Tab. 3: Fortsetzung.

Gilde	Art	n Reviere 1997	n Reviere 2006	Differenz (%)	Rev./10 ha 1997	Rev./10 ha 2006	Dominanz (%) 1997	Dominanz (%) 2006
H	Mönchsgrasmücke *Sylvia atricapilla*		6	+	0,0	0,3	0,0	0,8
H	Zilpzalp *Phylloscopus collybita*	18	30	67	1,0	1,6	3,7	4,0
H	Fitis *Phylloscopus trochilus*	13	26	100	0,7	1,4	2,7	3,5
R	Bartmeise *Panurus biarmicus*		2	+	0,0	0,1	0,0	0,3
H	Schwanzmeise *Aegithalos caudatus*	1		–	0,1	0,0	0,2	0,0
H	Weidenmeise *Parus montanus*		1	+	0,0	0,1	0,0	0,1
H	Blaumeise *Parus caeruleus*	3		–	0,2	0,0	0,6	0,0
H	Kohlmeise *Parus major*	3	5	67	0,2	0,3	0,6	0,7
H	Beutelmeise *Remiz pendulinus*	3	3	0	0,2	0,2	0,6	0,4
H	Rabenkrähe *Corvus c. corone*	10	1	-90	0,5	0,1	2,1	0,1
H	Buchfink *Fringilla coelebs*	4	16	300	0,2	0,9	0,8	2,2
O	Stieglitz *Carduelis carduelis*	2		–	0,1	0,0	0,4	0,0
O	Bluthänfling *Carduelis cannabina*	17		–	0,9	0,0	3,5	0,0
O	Goldammer *Emberiza citrinella*		1	+	0,0	0,1	0,0	0,1
R	Rohrammer *Emberiza schoeniclus*	76	128	68	4,1	6,8	15,7	17,2

huhn ist in den Schilfröhrichten unterdurchschnittlich vertreten, es präferiert als einzige Art die anderen Röhrichttypen.

Tab. 4: Kenngrößen der Brutvogelgemeinschaft im UG 1997 und 2006. Allgemeiner Artenerwartungswert nach REICHHOLF (1980), lebensraumbezogener Wert für Röhrichte nach FLADE (1994); Diversitätsindex nach SHANNON-WEAVER (vgl. BAIRLEIN 1996). - *Data of breeding bird communities.*

Kenngröße	1997	2006
Artenzahl	39	41
Gesamtzahl Reviere	485	744
Gesamtabundanz (Rev./10 ha)	25,94	39,79
allg. Artenerwartungswert	46,7	46,7
relative Artenzahl (allg.)	0,83	0,88
Artenerwartungwert Röhrichte	13,7	13,7
relative Artenzahl (Röhrichte)	2,84	2,98
Diversität	2,68	2,67
Species Evenness	0,73	0,72

Die Präferenzen zeigen im Vergleich von 1997 zu 2006 insgesamt nur wenige Unterschiede: Auffällige Veränderungen zeigt der Sumpfrohrsänger, der 1997 stark die Uferstaudenfluren entlang der Ems im Ostteil des UG nutzte, sich 2006 dagegen auf Gebüsche konzentrierte, meist innerhalb von Röhrichten unterschiedlicher Ausprägung.

Bezogen auf alle Arten sieht die Verteilung in beiden Jahren großenteils ähnlich aus: Gehölzbereiche zeigen stark überdurchschnittliche Dichten, überproportional stark werden zudem Schilfröhrichte besiedelt. Dagegen werden alle anderen Röhrichttypen gemieden. Deutlich verändert hat sich die Nutzung der Hochstaudenfluren, die 1997 überdurchschnittlich dicht besiedelt, 2006 dann aber tendenziell gemieden wurden.

Diskussion

Aktuelle Brutvogelgemeinschaft

Habitatbindung ausgewählter Arten

Auffallend ist im UG die starke Bindung aller Schwirl- und Rohrsänger-Arten mit Ausnahme

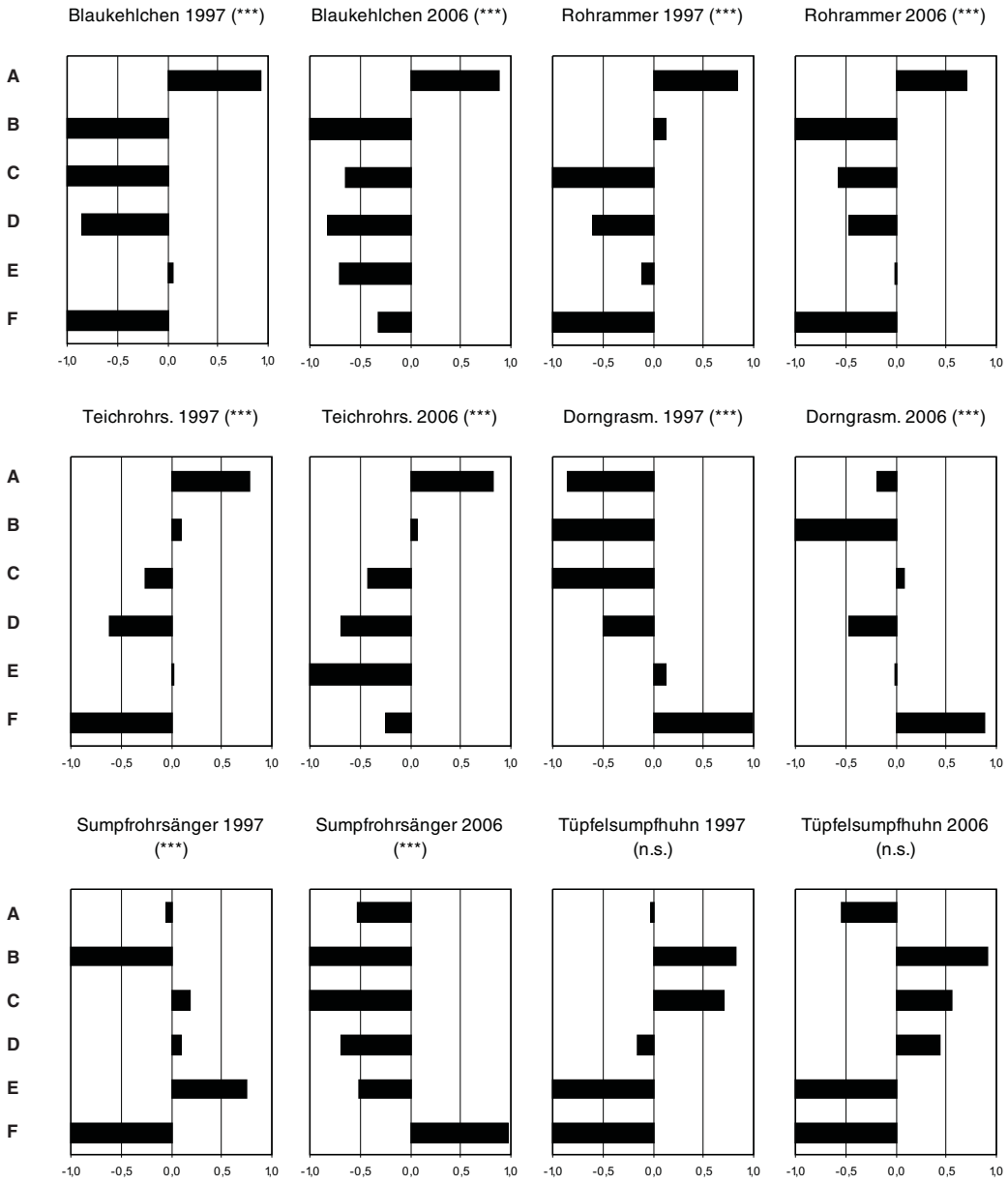


Abb. 2: Habitatpräferenzen (Präferenzindizes nach JACOBS 1974) ausgewählter Arten. Die Signifikanzniveaus des Chi²-Testes sind jeweils im Diagramm oben angegeben: *** = höchst signifkant ($p < 0,001$), ** = hochsignifikant ($p < 0,01$), * = signifikant ($p < 0,05$), n.s.: nicht signifkant ($p > 0,05$). In einem Jahr fehlende bzw. nur mit wenigen Revieren registrierte Arten werden nur für das andere Jahr dargestellt. Lebensräume jeweils von oben nach unten: Schilf- (A), Rohrkolben- (B), Wasserschwaden- (C), Rohrglanzgrasröhrichte (D), Staudenfluren (E), Gehölze (F). - *Habitat preferences of selected species.*

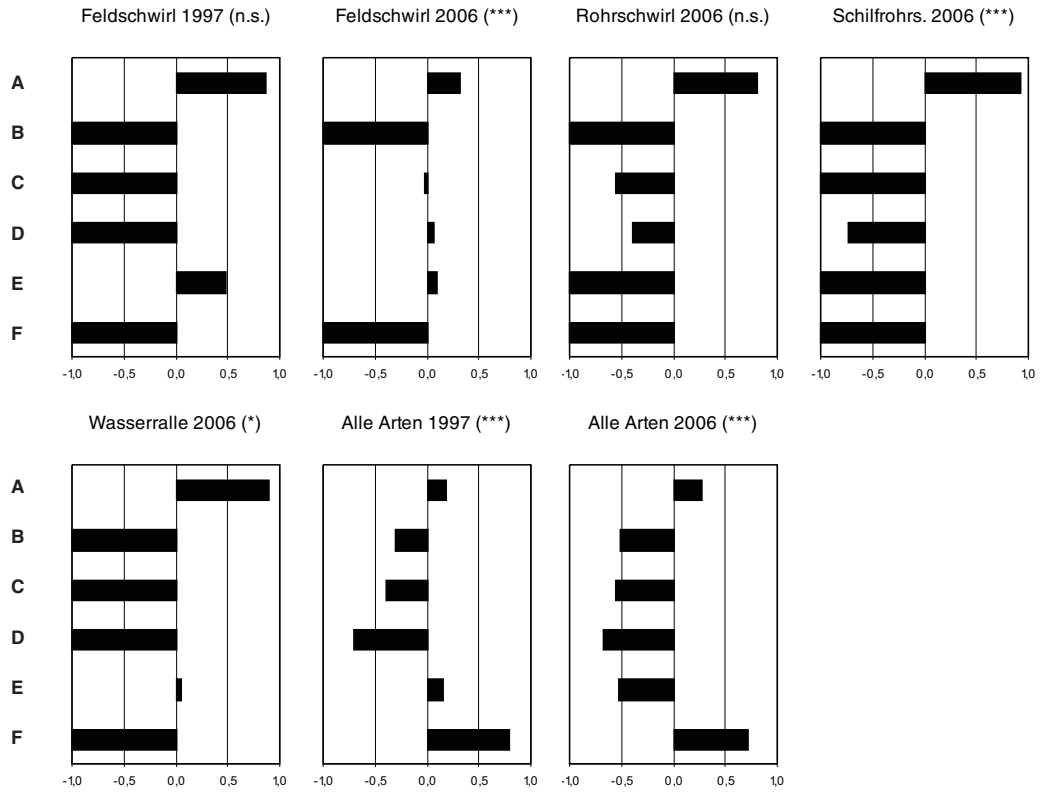


Abb. 2: Fortsetzung.

des Sumpfrohrsängers an Schilfröhrichte. Für den Teichrohrsänger überrascht dies nicht (vgl. z. B. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, SCHULZE-HAGEN 1993).

Nach LEISLER (1981) und GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1991) bevorzugt der Schilfrohrsänger dagegen eine im Unterwuchs sehr hohe, weiter oberhalb aber rasch abnehmende Vegetationsdichte; günstig sind auch Gehölzstrukturen innerhalb der Röhrichte. Im UG sind diese Bedingungen großenteils erfüllt, jedoch siedelt die Art auch in hochwüchsigen, relativ dichten Schilfbeständen. Auch der Feldschwirl meidet nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1991) reine Schilfröhrichte und wird dort vom Rohrschwirl ersetzt. Dies bestätigt sich im UG nicht. MEIER-PEITHMANN (1985) fand an der Tauben Elbe (Landkr. Lüchow-Dannenberg) für alle auch im UG vorkommenden Schwirl- und Rohrsängerarten eine fast ebenso starke, statistisch absicherbare Präferenz für Schilfröhrichte, bei Sumpf- und Teichrohrsänger außerdem für Gebüsche. Wasserschwaden- und Rohrglanzgras-Röhrichte wurden von allen Arten tendenziell, vom Teichrohrsänger praktisch vollständig gemieden, lediglich der Schilfrohrsänger kam im Wasserschwaden-Röhricht etwas häufiger vor als vom Flächenanteil her zu erwarten. Da Schilfröhrichte bei MEIER-PEITHMANN (1985) aber nur einen Anteil von etwa 7 % hatten, siedelten bis auf den Teichrohrsänger alle Arten überwiegend nicht im Schilf, sondern in Wasserschwaden- und Rohrglanzgras-Röhrichten sowie Schlankseggenrieden. Nach MEIER-PEITHMANN (1993, 2002) kann der Schilf- durch den Teichrohrsänger aus reinen Schilfröhrichten verdrängt werden und muss daher auf die vom Konkurrenten gemiedenen Röhrichttypen ausweichen. Im UG nahmen jedoch beide Ar-

Tab. 7: Abundanzen ausgewählter Röhrichtbrüter sowie der Beutelmeise im UG und in vergleichbaren Gebieten in NW-Deutschland. Gebiete: 1 Klärteiche Nordhorn/Nds. (Niehaus & Melter 2004); 2 Rieselfelder Windel/NRW (Schleef & Walter 2001); 3 Klärschlammdeponie Edewecht (Oppel & Steinborn 2001): Tüpfelsumpfhuhn: Einmalige Feststellung, von den Autoren nicht als Brutvogel gewertet, nach aktuellen Kriterien als BV zu werten (vgl. Andretzke et al. 2005); 4 Rieselfelder Münster/NRW (Sudfeldt & Schielzieth 2000, Schielzieth et al. 2002); 5 Voslapper Groden/NDS (Krüger et al. 2000), *: Bestand des Tüpfelsumpfhuhns wasserstandsbedingt schwankend, max. 14-15 Rev. in einem Teil des Grodens, vgl. Krüger et al. 2001); ?: Angabe liegt nicht vor. Zur Abhängigkeit der Abundanzwerte von den Flächengrößen der Untersuchungsgebiete s. Text. - *Abundances of selected reed birds in comparable sites in NW-Germany.*

Gebiet	**1**		**2**		**3**		**4**		**5**		**UG**	
Flächengröße [ha]	**32**		**55**		**138**		**437**		**650**		**187**	
Erfassungsjahr(e)	**2003**		**1997 – 2000**		**1998 - 2000**		**1999 – 2001**		**2000**		**1997/2006**	
Art	Rev.	Rev./ 10 ha	Rev.	Rev./ 10 ha	Rev.	Rev./ 10 ha	Rev.	Rev./ 10 ha	Rev.	Rev./ 10 ha	Rev.	Rev./ 10 ha
Wasserralle	5	1,6	3-6	0,5-1,1	1-4	0,1-0,3	20-38	0,5-0,9	54	0,8	0/14	0/0,8
Tüpfelsumpfhuhn	0	0	0	0	0 (1*)	0 (-0,1)	0-8	0-0,2	1 (14*)	< 0,1 (0,2)	4/6	0,2/0,3
Blaukehlchen	4	1,3	0	0	24-31	1,7-2,2	12-19	0,3-0,4	91	1,4	26/83	1,4/4,4
Feldschwirl	0	0	0	0	5-9	0,4-0,7	8-13	0,2-0,3	54	0,8	6/39	0,3/2,1
Rohrschwirl	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0,1	2/7	0,1/0,4
Schilfrohrsänger	0	0	0	0	0	0	0-3	0-0,1	50	0,8	1/36	0,1/1,9
Sumpfrohrsänger	8	2,5	6-15	3,3-4,5	28-29	2,0-2,1	72-135	1,6-3,1	5	0,1	50/46	2,7/2,5
Teichrohrsänger	43	13,4	17-23	3,1-4,2	20-25	1,4-1,8	136-150	3,1-3,4	148	2,3	116/175	6,2/9,4
Bartmeise	0	0	0	0	0	0	5-12	0,1-0,3	0	0	-/2	-/0,1
Beutelmeise	0	0	0	0	0-2	0-0,1	4-10	0,1-0,2	2	< 0,1	3/3	0,2
Rohrammer	6	1,9	18-25	1,1-2,7	30-36	2,2-2,6	~120	~2,7	154	2,4	76/128	4,1/6,8
Gesamtabundanz	60,1		?		51,7-65,7		?		23,2		26,0/39,7	
dito, ohne Lachmöwen	49,2		?		35,0 – 40,4		?		23,2		26,0/39,7	
Artenzahl	40		?		44 - 46		?		54		39/41	
Diversität	2,87		?		2,51 – 2,74		?		2,70		2,72/2,67	
Evenness	0,78		?		0,66 – 0,72		?		0,68		0,74/0,72	

ten im gleichen Zeitraum zu; viele Schilfrohrsänger-Reviere befinden sich in unmittelbarer Nachbarschaft von Teichrohrsängern, allerdings typischerweise mehr am Rand reiner Schilfröhrichte.

Das Blaukehlchen bevorzugt Röhrichte mit niedrigen Gebüschen und vor allem offenen Schlammflächen, Ufern oder Gräben; es ist daher an Klärteichen oft in hohen Dichten anzutreffen (z. B. Flade 1994, Oppel & Steinborn 2001, Krüger 2002, Niehaus & Melter 2004). Durch die offenen Flusswatten wird es im UG sicher stark begünstigt.

Tab. 5: Dominanzklassen der Brutvogelgemeinschaft im UG 1997 und 2006. - *Dominance classes of breeding bird communities.*

Dominanzklasse	Anzahl Arten		Anteil Reviere (%)	
	1997	2006	1997	2006
dominant (> 5%)	5	5	63,9	63,6
subdominant (2-5%)	8	7	21,9	22,6
influent (1-2%)	4	2	4,9	3,2
rezedent (< 1%)	22	27	9,3	10,6

Artenspektrum

Flade (1994) benennt für Röhrichte 15 Leitarten, von denen im UG 1997 sechs und 2006 acht brüteten. Es fehlten Rohrdommel, Zwergdommel (*Ixobrychus minutus*), Wiesenweihe (*Circus pygargus*), Kleines Sumpfhuhn (*Porzana parva*), Teichhuhn (*Gallinula chloropus*), Sumpfohreule (*Asio flammeus*) und Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*), wovon allerdings nur Rohrdommel und Drosselrohrsänger in Niedersachsen sowohl regelmäßig brüten als auch zugleich in erster Linie Röhrichte besiedeln. Beide sind landesweit zwar sehr selten und hochgradig gefährdet (vgl. Moritz & Krüger 2006, Herrmann & Wagner 2006), andererseits sind auch derart ausgedehnte Schilfgebiete aus landesweiter Sicht eine Seltenheit. Im UG dürfte es beiden Arten an infolge der unnatürlich tief ablaufenden Niedrigwässer und der Überschlickung an durchfluteten Röhrichten mangeln, auf die sie angewiesen sind (z. B. Meier-Peithmann 1985, Glutz von Blotzheim & Bauer 1991, Newberry et al. 1997, Bauer et al. 2005).

Das Fehlen dieser früher im UG brütenden Leitarten (s. u.) belegt somit eine unvollständige Ausprägung der Brutvogelgemeinschaft, die ansonsten alle aus niedersächsischer Sicht für Röhrichte typischen Arten enthält.

Tab. 6: Revierzahlen, Abundanzen und Dominanzen aufgeteilt nach ökologischen Gilden. Zur Zuordnung der einzelnen Brutvogelarten siehe Tab. 3. - *Numbers, abundance and dominance of breeding birds, divided in ecological guilds.*

		n Reviere 1997	n Reviere 2006	Differenz (%)	Abundanz 1997	Abundanz 2006	Dominanz 1997	Dominanz 2006
R	Röhrichtbrüter	287	540	88	15,35	25,99	59,2	72,5
G	Wiesenbrüter	19	2	-89	1,02	0,10	3,9	0,3
W	Wasservögel	21	7	-67	1,12	0,34	4,3	0,9
O	sonst. Offenlandarten	63	28	-61	3,37	1,35	13,0	3,8
H	Gehölzbrüter	95	167	74	5,08	8,07	19,6	22,5
Summe		485	744	51	25,94	39,79	100	100

Tab. 8: Bewertung des UG als Vogelbrutgebiet gemäß WILMS et al. (1997). RL D: Rote Liste Bundesrepublik Deutschland (1997: WITT et al. 1996; 2006: BAUER et al. 2002); RL Nds., RL W/M: Rote Liste Niedersachsen landesweit sowie für die Rote Liste-Region Watten und Marschen (1997: HECKENROTH 1995; 2006: SÜDBECK & WENDT 2002). - *Evaluation of the study area as a breeding area.*

	1997							2006						
Artname	**Reviere**	**RL D**	**Punkte**	**RL Nds.**	**Punkte**	**RL W/M**	**Punkte**	**Reviere**	**RL D**	**Punkte**	**RL Nds.**	**Punkte**	**RL W/M**	**Punkte**
Schnatterente	1	+	-	3	1,0	3	1,0	1	+	-	V	-	V	-
Krickente	1	+	-	3	1,0	3	1,0	-	+	-	V	-	V	-
Rohrweihe	1	+	-	3	1,0	3	1,0	3	+	-	3	2,5	3	2,5
Tüpfelsumpfhuhn	4	3	3,1	2	6,0	2	6,0	6	1	24,0	1	24,0	1	24,0
Wachtelkönig	1	1	10,0	1	10,0	1	10,0	-	2	-	2	-	2	-
Bekassine	1	2	2,0	2	2,0	2	2,0	1	1	10,0	2	2,0	2	2,0
Rotschenkel	6	3	4,0	2	8,0	3	4,0	1	2	2,0	2	2,0	3	1,0
Nachtigall	-	+	-	3	-	3	-	5	+	-	3	2,5	3	2,5
Blaukehlchen	28	3	6,8	2	20,0	3	6,8	83	+	-	V	-	V	-
Braunkehlchen	10	3	5,0	2	11,0	2	11,0	-	3	-	2	-	2	-
Rohrschwirl	2	V	-	2	3,5	2	3,5	7	V	-	2	8,8	2	8,8
Schilfrohrsänger	1	2	2,0	1	10,0	1	10,0	35	2	23,5	2	23,5	3	23,5
Punkte gesamt			32,9		73,5		56,3			59,5		65,3		64,3
Flächenfaktor			1,87		1,87		1,87			1,87		1,87		1,87
Endpunkte			17,6		39,3		30,1			31,8		34,9		34,4

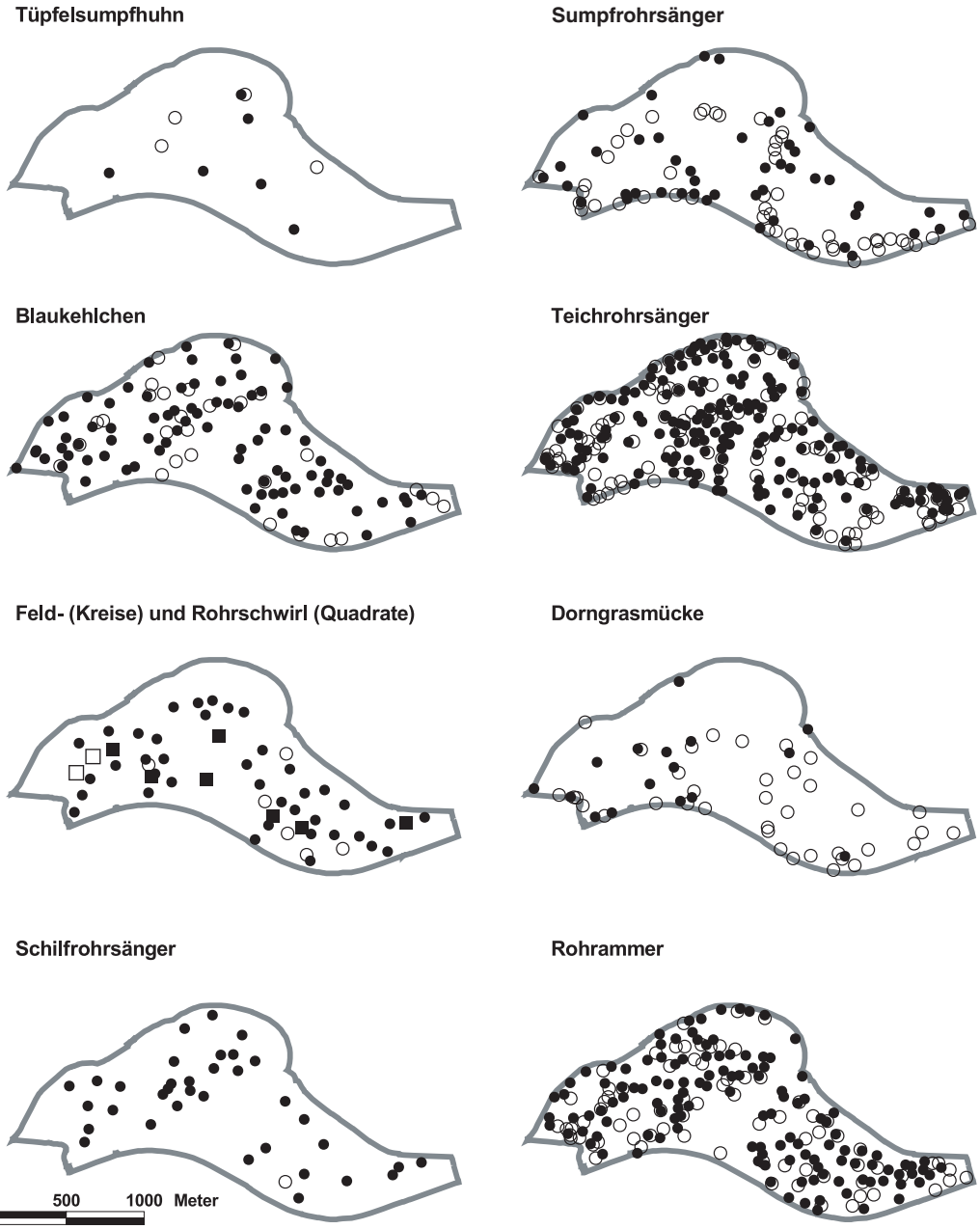


Abb. 3a-g: Verbreitung ausgewählter Brutvogelarten 1997 (offene Kreise/Quadrate) und 2006 (gefüllte Kreise/Quadrate). - *Distribution of selected breeding birds 1997 (circles) and 2006 (dots)*

Abundanzen

Die Abundanzen der meisten Röhrichtbrüter sind vergleichsweise hoch und übertreffen großenteils vergleichbare Gebiete (Tab. 7). Die absoluten Bestände u. a. von Blaukehlchen, Feld- und Rohrschwirl, Teich- und Schilfrohrsänger sowie Rohrammer lagen z. B. im 3,5 mal größeren Voslapper Groden (Stadt Wilhelmshaven)

im Jahr 2000 kaum höher als im UG 2006. Zu bedenken ist aber der allgemein positive Trend u. a. von Blaukehlchen und Schilfrohrsänger (s. u.), der sich allerdings im Voslapper Groden offenkundig nur für das Blaukehlchen vollzog (BROSCH & DIECKSCHÄFER 2007). Die meisten Vergleichsuntersuchungen sind daher eher mit den 1997 im UG ermittelten Werten zu vergleichen, die für alle Röhrichtbrüter bis auf den Sumpfrohrsänger deutlich niedriger lagen als 2006. Dabei zeigen sich aber für Blaukehlchen, Sumpfrohrsänger und Rohrammer im UG bereits 1997 höhere Dichten als im Ems-Ästuar zwischen Emden und Leer 1998, das auf einer damals mehr als doppelt so großen Schilffläche nur jeweils etwa 1,5 mal so hohe Brutbestände bzw. sogar geringere Brutbestände (Sumpfrohrsänger) aufwies (vgl. GERDES et al. 1998). Der Teichrohrsänger zeigte vergleichbare Dichten, der Schilfrohrsänger war im Ems-Ästuar dagegen damals noch wesentlich häufiger vertreten. Die Blaukehlchen-Dichte war im UG 1999 die landesweit höchste im Lebensraum „Schilf-Röhricht entlang von Fließgewässern“ (KRÜGER 2002).

Zu berücksichtigen sind aber sicherlich auch Kartierlücken in den größeren Vergleichsgebieten. Zudem ist zu bedenken, dass die Abundanzen bei den hier verglichenen Flächengrößen im Allgemeinen abnehmen, wofür der Teichrohrsänger ein besonders deutliches Beispiel ist (vgl. BEZZEL 1982). Hinzu kommt der unterschiedlich hohe, aber für die Vergleichsgebiete nicht hinreichend genau bekannte Anteil offener Wasserflächen. Die fast durchweg über den Vergleichsgebieten liegenden Abundanzen sind aber sicherlich auf die günstigen Habitatstrukturen im UG zurückzuführen. So sind maßgebliche Einflüsse von Strukturunterschieden in Schilfbeständen durch Alterung, Schilfmahd sowie Brandereignisse auf die Avifauna vielfach belegt. Insgesamt wird eine anthropogene Nutzung von Schilfbeständen für die meisten röhrichttypischen Vogelarten als negativ angesehen (z. B. BAUER et al. 1993, GRÜLL & ZWICKER 1993, OSTENDORP 1993, KUBE & PROBST 1999). Im Voslapper Groden führt winterlicher Schilfschnitt zur Entstehung nahezu vogelleerer Schneisen im Röhricht (KRÜGER et al. 2000). Auch die Arthropodendichte und damit das Nahrungsangebot für Vögel nimmt durch Mahd oder Brand stark ab (FRÖMEL 1980, SCHMIDT et al. 2005). Kleinere geschnittene Bereiche können dagegen die Strukturdiversität und damit die Siedlungsdichte von Röhrichtbrütern fördern (SCHMIDT et al. 2005). Die ungestörte Vegetationsentwicklung im UG in Verbindung mit der hohen Grenzliniendichte zum Wasser bzw. Flusswatt sowie die Strukturvielfalt durch den Wechsel mit Initialstadien von Schilfröhrichten und anderen, niedrigwüchsigen Röhrichttypen ist daher sicher der wesentliche Grund für den großen Individuenreichtum.

Struktur der Brutvogelgemeinschaft und Veränderungen 1997-2006

Vogelgemeinschaften von Röhrichten sind artenarm, aber sehr individuenreich. Die Evennesswerte sind zumeist sehr niedrig, da wenige Arten sehr häufig, die übrigen nur vereinzelt vorkommen (FLADE 1994). In gestörten sowie verbuschten Röhrichten nimmt demnach die Dichte des Teichrohrsängers ab, Diversität und Evenness liegen höher. Dies trifft auf das UG ansatzweise zu, die Werte sind denen aus anderen nordwestdeutschen Gebieten recht ähnlich (Tab. 7), wobei die Evenness-Werte im Vergleich zu FLADE (1994) durchweg hoch sind.

Im UG ermöglichen großflächig unverbuschte Röhrichte einerseits hohe Teichrohrsänger-Dichten, andererseits führen verbuschte Teilbereiche zu einer für Röhrichte vergleichsweise hohen Artenvielfalt mit sehr vielen rezedenten Arten. Die hohe Fluktuation im Artenspektrum zwischen den beiden Erfassungsjahren bedingt eine kaum veränderte Artenzahl.

Grundlegende Veränderungen in der Häufigkeitsverteilung sind im Vergleich der Untersuchungsjahre nicht abzulesen. Auffälligste Veränderung in der Brutvogelgemeinschaft ist die insgesamt stark gestiegene Siedlungsdichte, was maßgeblich mit der Zunahme von Schilfröhrichten sowie Gebüschen zu erklären ist (s. u.). Stark zurückgegangen sind dagegen die Offenlandarten und Wiesenbrüter.

Veränderungen bei den ökologischen Gilden sowie einzelnen Arten 1997-2006

Die Zunahme verschiedener Röhrichtbrüter spiegelt sicherlich in starkem Maße überregional positive Bestandstrends wider: So sind die Bestände des Blaukehlchens in den letzten

Jahren überregional stark angestiegen, in verschiedenen Gebieten kam es binnen weniger Jahre zu mehr als einer Verdoppelung (Krüger 2002) und führten zur Entlassung der Art aus der Roten Liste Niedersachsens für die Region Watten und Marschen (Südbeck & Wendt 2002). Deutlich positive Entwicklungen zeigen großräumig auch Schilfrohrsänger (z. B. SOVON 2002, Rettig 2002, Seitz et al. 2004), Feld- und zum Teil auch Rohrschwirl (z. B. Seitz et al. 2004, Fischer & Dornbusch 2004). Auch das Neuauftreten der Bartmeise im UG fällt mit einer überregional positiven Bestandsentwicklung zusammen (SOVON 2002, Seitz et al. 2004).

Die geradezu explosionsartig gestiegenen Bestände von Blaukehlchen, Schilfrohrsänger, Feld- und Rohrschwirl im UG sind aber zweifellos ebenso Folge der Vergrößerung der Schilfflächen. Eine Verbesserung der Habitatqualitäten innerhalb der Schilfröhrichte ist hingegen nicht zu belegen. Die bereits 1997 häufigen Arten Teichrohrsänger und Rohrammer haben mit 50 bzw. 68% ähnlich zugenommen wie die Gesamtfläche des Schilfes (54,5%), die Abundanzen sind bezogen auf die Schilffläche somit kaum gestiegen. Schwerpunkträume neuer Reviere 2006 sind für alle Röhrichtbrüter die zusätzlich entstandenen Schilfröhrichte im Bereich neu sukzessierter Flusswatten des Altarmes und 1997 breiterer Priele im zentralen Ostteil (Abb. 3, vgl. mit Abb. 1).

Dafür spricht auch die Bestandserhöhung weiterer Röhrichtbewohner wie Schilfrohrsänger und Rohrschwirl. Für letztgenannte Art ist der aktuelle Bestand aus landesweiter Sicht sicherlich einer der größten (vgl. Zang & Meier-Peithmann 2005). Warum 1997 keine einzige Wasserralle nachgewiesen werden konnte, bleibt unklar. So gelang 1996 eine Brutzeitfeststellung (Gerdes 2000), 2006 wurden zwar im Gegensatz zu 1997 Klangattrappen eingesetzt, jedoch riefen die meisten Vögel ohne ein vorhergehendes Abspielen. Daher ist von einer sehr starken Bestandszunahme auszugehen, 1997 kann allenfalls ein kleiner Bestand existiert haben. Sehr starke Schwankungen sind z. B. auch für den Dümmer belegt, wo 1997 nur 12 Rev., 2006 aber 138 Rev. kartiert wurden (Naturschutzring Dümmer briefl. Mitt.).

Das weitestgehende Verschwinden der meisten Wasservögel bereits vor 1997 (s. u.) und der deutliche Rückgang der Stockente seitdem dürfte durch das Trockenfallen praktisch des gesamten Altarmes bei Ebbe und den Rückgang der Limnofauna (vgl. Gebietsbeschreibung) bedingt sein.

Für die 1997 noch in Restbeständen vorhandenen Wiesenbrüter haben sich die Habitatbedingungen weiter deutlich verschlechtert, so dass sie weitgehend verschwunden sind. Das Braunkehlchen hat zwar in den letzten Jahren überregional starke Einbußen erlitten (Richter 2005), das völlige Verschwinden aus dem UG dürfte aber vor allem aus der weiteren Sukzession der Grünlandbrachen zu Röhrichten und Hochstaudenfluren resultieren. Diese Entwicklungen sind aus der Biotoptypenkartierung und Luftbildauswertung nicht hinreichend ablesbar, da die Flächen bereits 1997 entsprechend den heutigen Typen eingestuft wurden, damals aber noch lückiger, niedrigwüchsiger und stärker mit Grünlandarten durchsetzt waren (vgl. Gebietsbeschreibung). Gleiches gilt sicherlich auch für den Rotschenkel. 1997 waren die ehemaligen Grünländer im Westteil noch so niedrigwüchsig, dass sie regelmäßig von einem Weißstorchpaar (*Ciconia ciconia*) zur Nahrungssuche genutzt wurden, das in der angrenzenden Ortschaft Diele einen Horst besetzte, allerdings ohne zu brüten.

Sehr auffallend ist der starke Rückgang bzw. das völlige Verschwinden der meisten Offenlandarten, darunter vor allem die Körnerfresser Stieglitz und Bluthänfling sowie die Dorngrasmücke. Ähnlich wie bei den Wiesenvögeln dürfte sich hier die zunehmende Sukzession der Grünlandbrachen nachteilig auswirken. Auffällig ist jedoch der starke Rückgang von Dorngrasmücke und Sumpfrohrsänger in den Uferstaudenfluren entlang der Ems im Ostteil (Abb. 3f). Einzige augenfällige Veränderung ist hier der Wegfall der großen Hybridpappeln, welcher für den Rückgang dieser beiden Arten nicht verantwortlich sein kann.

Für die Gehölzbrüter ist die zunehmende Ausdehnung der Weidengebüsche und -auwälder sicherlich der entscheidende Faktor für die Neuansiedlung oder Zunahme. Bemerkenswert ist, dass 1997 wie 2006 drei Beutelmeisen-Reviere registriert wurden. Diese Art hat u. a. in den Niederlanden nach einem Bestandshoch in

den 1990er Jahren wieder stark abgenommen (VAN DIJK et al. 2007) und ist z. B. am Dümmer aktuell als Brutvogel verschwunden (1999 noch 23 Reviere, NATURSCHUTZRING DÜMMER briefl.). Eine Reihe von Freibrütern hat im UG jedoch stark abgenommen, das betrifft vor allem Ringeltaube und Rabenkrähe. Diese hatten 1997 großenteils in den alten Hybridpappeln am Emsufer im Ostteil gebrütet und verloren mit der Entfernung dieser Bäume ihre Nistplätze. Dieser Eingriff vermag aber die Zunahme der Gehölzbrüter insgesamt nicht zu überlagern, da Gebüschbrüter wie Zaunkönig, Heckenbraunelle, Nachtigall, Zilpzalp und Fitis durch die fortschreitende Verbuschung sehr stark zunahmen bzw. sogar als neue Brutvogelarten hinzukamen.

Veränderungen gegenüber älteren Erfassungen

Während mehrere seit 1964 verschwundene Brutvogelarten wie Rohrdommel, Kampfläufer (*Philomachus pugnax*) und Drosselrohrsänger sowie die nach HAMMERSCHMIDT (1971) im Jahr 1966 brütende Zwergdommel heute landesweit sehr selten sind, verschwanden auch ansonsten noch weniger seltene Arten: So brütete der Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) bis mindestens 1968 im Gebiet, 1974 schon nicht mehr (BRINKSCHRÖDER et al. 1986). Als weitere Wasservogelarten verschwanden der Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*), Teich- und Blässhuhn sowie die Knäkente (*Anas querquedula*), die 1955 mit 5 und 1964 mit 7 Brut-/Revierpaaren vorkam (HAMMERSCHMIDT 1965). 1989 gelang 1 und 1993 2 Brutnachweise der Graugans (*Anser anser*, GERDES 2000); 1998 bestand Brutverdacht (W. SCHOTT, briefl.). Die Lachmöwe (*Larus ridibundus*) brütete HAMMERSCHMIDT (1965) zufolge 1961 mit 17 Paaren.

Die 1964 nur im Westteil des heutigen UG ermittelten Brutbestände zeugen bei einer Reihe von Röhrichtbrütern (v. a. Teich- und Schilfrohrsänger) von sehr hohen Abundanzen, da die Schilffläche damals nur einen Bruchteil ihrer heutigen Ausdehnung hatte. Für einen Teil der Röhrichtbrüter wurden bis in die 1980er Jahre hinein höhere Bestände als 1997 registriert (vgl. MOORMANN 1990), gleichzeitig bot sich aber noch vielen Wiesenvögeln ebenfalls geeigneter Lebensraum im UG. Der Rückgang vieler Röhrichtbrüter und das Verschwinden von Großer Rohrdommel und Drosselrohrsänger fällt mit überregionalen, starken Rückgängen dieser Arten zusammen, die wesentlich durch die Zerstörung von Bruthabitaten verursacht wurden (vgl. z. B. VAN TURNHOUT & HAGEMEIJER 1999). Welche Rolle Biotopveränderungen im UG spielten, lässt sich heute nicht mehr zuverlässig abschätzen. Sowohl die starke Ausbreitung der Schilfbestände als auch der nunmehr wieder positive Trend vieler Arten erklären dagegen die sehr starken Zunahme bis 2006. 1997 brüteten mit Blaukehlchen und Beutelmeise zudem 1964 nicht vertretene Arten, die ihr Areal zwischenzeitlich erheblich ausgedehnt hatten. IBL (1993) fand bereits 1992 mindestens vier Blaukehlchen-Reviere, außerdem drei vom Schilfrohrsänger.

Die meisten Wiesenlimikolen waren bis Anfang der 1990er Jahre in nennenswerten Beständen vertreten. 1988 bis 1990 wurden maximal 18 Reviere des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*), fünf Reviere der Bekassine, zwei Reviere der Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und zwölf Reviere des Rotschenkels registriert (MELTER et al. 1998). Weit früher verschwand der Große Brachvogel (*Numenius arquata*) sowie der 1964 mit acht Revieren und in den Vorjahren noch erheblich häufiger vertretene Kampfläufer; 1982 beobachtete GERDES (2000) hier die Balz der „vielleicht letzten Brutvögel“. Seit 1964 verschwunden ist außerdem die Feldlerche (*Alauda arvensis*). Dagegen gelang noch 2002 ein Brutnachweis des Braunkehlchens (M. TRZOSKA lt. W. SCHOTT briefl.).

Der Wachtelkönig war 1964 mit vier Revieren, 1988 mit zwei Revieren und 1992 mit ein Revier vertreten; 1992 wurden zudem je ein Revier von Schnatter- und Löffelente (*Anas clypeata*) und zwei Reviere der Krickente registriert.

Mit dem Verschwinden brütender Wiesen- und Wasservögel einher ging ein Rückgang der Bedeutung als Rastgebiet (GERDES 2000, MELTER & SCHREIBER 2000). Bekannt wurde das Gebiet insbesondere als Rastplatz des Zwergschwans (*Cygnus bewickii*) von herausragender Bedeutung (HAMMERSCHMIDT 1965), z. B. maximal 400 Individuen am 13.02.1977 (K. GERDES & W. SCHOTT briefl.). Der Verlust an kurzrasigen Feuchtgrünländern und der Rückgang der Limnofauna haben zweifellos das Rastgebiet für viele Wasser- und Watvogelarten entwertet.

Bewertung als Vogelbrutgebiet und Teil eines SPA

Das UG erreicht 1997 eine landesweite und 2006 eine nationale Bedeutung als Vogelbrutgebiet (Tab. 8). Auf nationaler Ebene sind neben der sehr starken Bestandszunahme des Schilfrohrsängers die seit 2002 bundesweit als „vom Aussterben bedroht" geltenden Arten Tüpfelsumpfhuhn und Bekassine entscheidend, die 1997 als gefährdet bzw. stark gefährdet galten und daher wesentlich geringere Punktwerte erhielten. Die sehr starke Zunahme des Blaukehlchens fließt dagegen nicht in die Bewertung ein, da es seit 2002 nicht mehr als gefährdet gilt. Der Status als nach Anhang I der EU-VRL besonders zu schützender Art findet hierbei keine Berücksichtigung.

Das SPA wurde – neben der Bedeutung für Rastvögel – vor allem im Hinblick auf die Brutvogelarten Tüpfelsumpfhuhn, Wachtelkönig und Blaukehlchen ausgewählt, die nach Anhang I der EU-VRL besonders zu schützen sind. Weiterhin werden nach Art. 4 Abs. 2 EU-VRL als wandernde Arten unter den Brutvögeln Wasserralle, Kiebitz, Uferschnepfe, Großer Brachvogel, Rotschenkel und Braunkehlchen als „wertbestimmend" benannt (NDS. MU 2000). Innerhalb des SPA haben die Röhrichtbrüter ihren Verbreitungsschwerpunkt im UG; sie haben seit 1997 durchweg zugenommen, darunter auch die Anhang I-Arten Tüpfelsumpfhuhn und Blaukehlchen. Somit kann diesen Arten derzeit durchweg ein guter bis hervorragender Erhaltungszustand bescheinigt werden (BMS-UMWELTPLANUNG 2006).

Für die genannten Wiesenlimikolen, den Wachtelkönig und das Braunkehlchen hat das UG dagegen seine Bedeutung als Brutgebiet weitestgehend eingebüßt; die Sicherung bzw. Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes dieser Arten bedarf daher des Schutzes und der Optimierung des Feuchtgrünlandes in anderen Teilen des SPA, was grundsätzlich großflächig möglich ist (BMS-UMWELTPLANUNG 2006).

Fazit

Die „Tunxdorfer Schleife" war in den letzten Jahrzehnten einem tiefgreifenden, aktuell weiter fortschreitenden Landschaftswandel unterworfen, der sich in der Zusammensetzung der Brutvogelgemeinschaft sehr deutlich niederschlägt. Zeichnete sich das Gebiet bis mindestens in die 1970er Jahre durch ein Nebeneinander von Wiesen- und Röhrichtbrütern sowie Wasservögeln aus, kommen mittlerweile fast nur noch die Röhrichtbrüter vor. Die Sukzession der Feuchtgrünländer hat diesen Teil des Emstales außerdem in seiner Funktion als Rastgebiet entwertet. Die 1997 noch in den relativ jungen Grünlandbrachen vorhandenen Restbestände brütender Rotschenkel und Braunkehlchen sind bis 2006 ebenfalls weitestgehend bzw. völlig erloschen. Mit der großflächigen Ausbreitung vitaler Schilfröhrichte erlangt das UG aber aktuell eine herausgehobene Bedeutung insbesondere für Blaukehlchen, Schwirle und Rohrsänger. Eine stellenweise einsetzende Gehölzentwicklung begünstigt u. a. Nachtigall und Beutelmeise. Die niedrigwüchsigen Rohrglanzgras- und Wasserschwaden-Röhrichte im Bereich der am längsten noch als Grünland genutzten Bereiche sind hingegen sehr vogelarm, hier kommt aber ein Großteil der Tüpfelsumpfhühner vor. Bei einer weiter fortschreitenden Verschlammung des Altarmes ist zunächst mit einer weiteren Ausbreitung der Schilfröhrichte und somit mit einer weiteren Bestandserhöhung der heute für das Gebiet wertgebenden Brutvogelarten zu rechnen.

Schutz und weitere Selbstentwicklung großflächiger, ungenutzter Schilfröhrichte mit eingestreuten Prielen und Flusswattflächen, niedriger bewachsenen Flächen aus Wasserschwaden und Rohrglanzgras sowie einzelnen Gehölzen sind daher als vorrangiges Erhaltungs- und Entwicklungsziel für diesen Teilbereich der Emsaue zu betrachten, in dem eine Wiederherstellung des Feuchtgrünlandes kaum mehr sinnvoll und möglich erscheint. Die Entwicklung großflächiger, dichter Schilfröhrichte kann zudem den Bruterfolg der Röhrichtbrüter fördern, da die Prädation in fragmentierten Habitaten zumeist höher liegt (vgl. PASINELLI & SCHIEGG 2006). Ungeklärt bleibt, wie stark der erhöhte Tidenhub zu Brutverlusten führt, wie sie GERDES (2000) z. B. für das Blaukehlchen als gelegentlich auftretend nennt.

Eine freie Gehölzsukzession, deren Ausmaß und Geschwindigkeit in diesem hochdynamischen Gebiet derzeit aber nicht zu prognostizieren ist, würde dagegen mittelfristig

den Fortbestand der großen Röhrichtbrüter-Populationen in Frage stellen.

Die starken Veränderungen im Brutvogelbestand verdeutlichen die Notwendigkeit eines regelmäßigen Monitorings nach einheitlichen methodischen Standards. Um die Bestandsveränderungen deuten zu können, ist eine gleichzeitige Erfassung der Veränderungen in der Biotopausstattung des Gebietes unverzichtbar, wobei die hier ausgewerteten Luftbildinterpretationen und die Biotoptypenkartierung im Gelände nur den Mindeststandard darstellen. Aussagen über mögliche qualitative Veränderungen innerhalb der wertgebenden Schilfröhrichte (Halmdichte, -dicke und -höhe, Wasserdurchflutung) wären ergänzend erforderlich, um die Eignung für die hoch spezialisierten Brutvogelarten zuverlässig einschätzen zu können.

Summary - Changes in the breeding bird community in the nature reserve “Emsaltwasser bei Vellage (the so-called Tunxdorfer Schleife“; districts of Emsland and Leer)

In 1997 and 2006 the breeding-bird territories of the nature reserve “Emsaltwasser bei Vellage“ (approx. 187 ha) on the foreshore of the river Ems near Papenburg were recorded by territory mapping.

Until the 1980s, the investigation area was dominated by agriculturally used wet grasslands. Only along the backwater, reeds influenced by the tides had developed on a large scale.

After several deepenings of the Ems waterway multiple breaches in the summer-dikes have occurred since the beginning of the 1990s, followed by an extensive development of reeds.

Due to an unnaturally strong tidal range, muddying processes continue and the Ems backwater becomes more and more overgrown by reed; so far groves have come up on a small scale.

Comparing years of investigation, one realizes a slight increase in the number of species: the total number of territories rose from 494 to 744, the total abundance thus increasing from 26,4 to 39,8 terriories/10 ha. The decisive factor for this development was the increasing size of the densely populated reeds, especially in the range of beforehand bare river tidelands.

Therefore the real breeding-bird abundance of the terrestrial habitats has hardly risen. Breeding birds of reeds have by far the highest share and the total number of territories compared to 1997 has doubled. Wood breeders have increased on a comparable scale whereas the remainder of meadow birds as well as other open-area birds have disappeared to a large extent. While the current populations and densities of reed breeding birds can be called large or high respectively even from a countrywide point of view, there is a lack of species that prefer flooded reeds such as the Bittern, the Little Bittern and the Great Reed Warbler.

Having to a large extent lost the quality of a breeding area of meadow birds and of a resting area, the vast reeds with their valuable breeding birds are now to be regarded as the prior conservation objective of this subarea of the Ems foreland. An increasing development of groves should be avoided.

Literatur

ANDRETZKE, H., T. SCHIKORE & K. SCHRÖDER (2005): Artsteckbriefe. In: SÜDBECK, P. et al. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. S. 135-695. Radolfzell.

BAIRLEIN, F. (1996): Ökologie der Vögel. Stuttgart.

BAUER, H.-G., M. DIENST & H. JACOBY (1993): Habitatansprüche, Verbreitung und Bestandsentwicklung röhrichtbewohnender Singvogelarten am Bodensee-Untersee – mit einer Darstellung der Schilfproblematik. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 47-78.

BAUER, H.-G., P. BERTHOLD, P. BOYE, W. KNIEF, P. SÜDBECK & K. WITT (2002): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 3., überarb. Fassung, 8.5.2002. Ber. Vogelschutz 39: 13-60.

BAUER, H.-G., E. BEZZEL & W. FIEDLER (Hrsg., 2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Wiebelsheim.

BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Stuttgart.

BIBBY, C. J. (1995): Methoden der Feldornithologie: Bestandserfassungen in der Praxis. Radebeul.

BMS-UMWELTPLANUNG (Bearb. V. BLÜML & A. SCHÖNHEIM, 2006): Monitoring im EU-Vogelschutzgebiet V 16 „Emstal von Lathen bis Papenburg“: Brutvogelerfassung 2006. Gutachten im Auftrag des NLWKN, Staatliche Vogelschutzwarte. Osnabrück (unveröff.).

BMS-UMWELTPLANUNG (Bearb. V. BLÜML, S. MÜLLER &

A. Schönheim, 2007): Biotop- und FFH-Lebensraumtypenkartierung sowie floristische Erfassung im FFH-Gebiet 013 „Ems“, Gebietsteilraum Meppen bis Vellage. Gutachten im Auftrag des NLWKN, Geschäftsbereich Naturschutz, Betriebsstelle Brake-Oldenburg. Osnabrück (unveröff.).

Brinkschröder, W., B. Hülsmann & W. Schott (1986): Zum Vorkommen des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) im westlichen Niedersachsen. Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 12: 87-118.

Brosch, S. & H. Dieckschäfer (2007): Erfahrungen zu Kohärenzsicherungsmaßnahmen mit vorgezogenem Flächenausgleich. Hekt. Vortragsskript zur NNA-Veranstaltung 61/07.

Dietrich, K. (1988): Kartierung des Brutvogelbestandes im Bereich der Emsniederung zwischen Rhede und Vellage. Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Weser-Ems, Wilhelmshaven (unveröff.).

Dijk van, A., F. Hustings, K. Koffijberg, C. van Turnhout, M. van der Weide, D. Zoetebier & C. Plate (2007): Kolonievogels en zeldzame broedvogels in Nederland in 2003-05. Limosa 80: 49-67.

Drachenfels von, O. (Bearb., 2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anh. I der FFH-Richtlinie. Stand März 2004. Naturschutz Landschaftspl. Niedersachs. A/4.

Fischer, S. & G. Dornbusch (2004): Bestandssituation seltener Vogelarten in Sachsen-Anhalt – Jahresbericht 2001-2003. Ber. Landesamtes Umweltschutz Sachsen-Anhalt 4: 5-31.

Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Nord- und Mitteldeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. Eching.

Frömel, R. (1980): Die Verbreitung im Schilf überwinternder Arthropoden im westlichen Bodenseegebiet und ihre Bedeutung für Vögel. Vogelwarte 30: 218-254.

Gerdes, K. (2000): Die Vogelwelt im Landkreis Leer. Leer

Gerdes, K., H. Kruckenberg, M. Reuter & E. Voß (1998): Zur Brutvogelwelt des Ems-Ästuars zwischen Emden und Leer. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 30: 19-32.

Glutz von Blotzheim, U. N. & K. M Bauer (1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 12/I Passeriformes (3. Teil). Wiesbaden.

Grüll, A. & E. Zwicker (1993): Zur Siedlungsdichte von Schilfsingvögeln (*Acrocephalus* und *Locustella*) am Neusiedlersee in Abhängigkeit vom Alter der Röhrichtbestände. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 159-171.

Hammerschmidt, R. (1965): Die Tunxdorfer Schleife: Ein Wasserwild-Reservat im Emsland. Bramsche.

Hammerschmidt, R. (1971): Avifauna des Regierungsbezirkes Osnabrück, Teil I – III. Hekt. Manuskript, Bramsche.

Heckenroth, H. (1995): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvogelarten. 5. Fassung, Stand 1.1.1995. Vogelkdl. Ber. Niedersachs 27: 27-37.

Herrmann, D. & T. Wagner (2006): Verbreitung und Bestand der Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) in Niedersachsen: Ergebnisse einer landesweiten Erfassung 2004. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 38: 25-37.

IBL (1993): UVS zur bedarfsweisen Anpassung des Emsfahrwassers von km 0,00 - km 40,45 für das 7,30 m tiefgehende Bemessungsschiff. Gutachten im Auftrag des Landkreises Emsland und der Stadt Papenburg, Oldenburg (unveröff.).

Jacobs, J. (1974): Quantitative Measurementes of Food Selection: A Modification of the Forage Ratio and Ivlev s Electivity Index. Oecologia 14: 413-417.

Jannsen, T. (1967): Gewässerkunde Ostfrieslands. Aurich.

Jürges, J. & N. Winkel (2003): Ein Beitrag zur Tidedynamik der Unterems. Mitt.blatt d. Bundesanstalt f. Wasserbau 86: 29-31.

Knode, T. (1989): Grünland als Lebensraum für Wiesenvögel, dargestellt am Beispiel der Papenburger Emsniederung. Diplomarbeit TU Berlin (unveröff.).

Krüger, T. (2002): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl des Blaukehlchens (*Luscinia svecica cyanecula*) in Niedersachsen 2001: Ergebnisse einer landesweiten Erfassung. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 34: 1-21.

Krüger, T., V. Bohnet, J. Dierschke, K. Dietrich, G. Pegram & H. M. Schaefer (2000): Die Brutvögel des Voslapper Grodens 2000 (Stadt Wilhelmshaven). Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 32: 1-10.

Krüger, T., P. Südbeck, V. Moritz & J. Grützmann (2001): Avifaunistische Beobachtungen im Oldenburger Land 1998-1999. Jber. Ornithol. Arb.gem. Oldenbg. 16: 137-234.

Kube, J. & S. Probst (1999): Bestandsabnahme bei schilfbewohnenden Vogelarten an der südlichen Ostseeküste: Welchen Einfluß hat die Schilfmahd auf die Brutvogeldichte? Vogelwelt 120: 27-38.

Lange, J. (2006): Ausbau der Unterems: Eine Chronik der Maßnahmen seit 1984 mit einer Bewertung der Umweltfolgen. WWF Deutschland, Frankfurt.

Leisler, B. (1981): Die ökologische Einnischung der mitteleuropäischen Rohrsänger (*Acrocephalus*, Sylviinae). Vogelwarte 31: 45-74.

Meier-Peithmann, W. (1985): Habitatverteilung und Bestandsentwicklung von Schwirlen (*Locustella*) und Rohrsängern (*Acrocephalus*) an der Tauben Elbe (Kreis Lüchow-Danneberg). Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 17: 37-51.

Meier-Peithmann, W. (1993): Unterschiedliche Entwicklung von Röhricht- und Riedpopulation des Schilfrohrsängers *Acrocephalus schoenobaenus* in den Dannenberger Elbaue. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 25: 86-91.

MEIER-PEITHMANN, W. (2002): Schilfrohrsänger und Teichrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus, A. scirpaceus*) im Landkreis Lüchow-Dannenberg - Ergebnisse der Kartierungen 1973/74, 1989, 1997 und 2001-. Lüchow-Dannenberger Orn. Jber. 15/16: 547-570.

MELTER, J., G. VOSKUHL & A. WELZ (1998): Wiesenvögel im westlichen Niedersachsen. Hrsg. AK Feuchtwiesenschutz Westniedersachsen, Quakenbrück & Osnabrück.

MELTER, J. & M. SCHREIBER (2000): Wichtige Brut- und Rastvogelgebiete in Niedersachsen: Eine kommentierte Gebiets- und Artenliste als Grundlage für die Umsetzung der Europäischen Vogelschutzrichtlinie. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 32, Sdh.

MOORMANN, K.-D. (1990): Die Vogelwelt des Emslandes. Unveröff. Manuskript, Osnabrück.

MORITZ, V. & T. KRÜGER (2006): Brutbestand und Gefährdungssituation des Drosselrohrsängers (*Acrocephalus arundinaceus*) in Niedersachsen 2001-2005. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 38: 79-90.

NEWBERRY, P., N. SCHÄFFER & K. SMITH (1997): European Union Species Action Plan Bittern (*Botaurus stellaris*). http://ec.europa.eu/environ ment/nature/directive/birdactionplan/botaurisstella ris.htm (Download am 05.09.2007).

NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (Nds. MU, 2000): Aktualisierung der Gebietsvorschläge gemäß der EU-Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG) in Niedersachsen: Vorschlag V 16 „Emstal zwischen Lathen und Papenburg“. Hekt. Manuskript, Hannover.

NIEHAUS, G. & J. MELTER (2004): Die Brutvögel der Klärteiche Nordhorn-Frenswegen (Landkreis Grafschaft Bentheim). Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 36: 163-177.

OPPEL, S. & B. STEINBORN (2001): Brut- und Rastvögel der Klärschlammdeponie Edewecht (Landkreis Cloppenburg) 1998-2000. Jber. Ornithol. Arb.gem. Oldenbg. 16: 30-58.

OSTENDORP, W. (1993): Schilf als Lebensraum. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 173-280.

PASINELLI, G. & K. SCHIEGG (2006): Fragmentation within and between wetland reserves: the importance of spatial scales for nest predation in reed buntings. Ecography 29: 721-732.

REGIERUNGSPRÄSIDENT IN OSNABRÜCK (1968): Verordnung für das Naturschutzgebiet „Emsaltwasser bei Vellage (sog. Tunxdorfer Schleife)“ in den Landkreisen Leer und Aschendorf-Hümmling vom 20. Mai 1968. Amtsbl. Reg.-Bez. Osnabrück 11: 116-117.

REICHHOLF, J. (1980): Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. Anz. orn. Ges. Bayern 19: 13-26.

RETTIG, K. (2002): Veränderungen im Brutvogelbestand Emdens 1991-2002. Beitr. z. Vogel- u. Insektenwelt Ostfrieslands, H. 180.

RICHTER, M. (2005): Braunkehlchen – *Saxicola rubetra*. In: ZANG, H., H. HECKENROTH & P. SÜDBECK (2005): Die Vögel Niedersachsens, Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. B, H. 2.9.

SACHS, L. (2004): Angewandte Statistik. 11. Auflage. Berlin/Heidelberg/New York.

SCHMIDT, M.H., G. LEFEBVRE, B. POULIN & T. TSCHARNTKE (2005): Reed cutting affects arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds. Biol. Conservation 121: 157-166.

SCHIELZETH, H., C. GRÜNEBERG & J. WAHL (2002): Brutvögel der Rieselfelder Münster 2001. Jber. Biol. Stat. „Rieselfelder Münster“ 5: 4-10.

SCHLEEF, J. & B. WALTER (2001): Brut- und Gastvögel nehmen Neuanlage von Gewässern an. LÖBF-Mitt. 2/01: 52-56.

SCHULZE-HAGEN, K. (1993): Habitatansprüche und für den Schutz relevante Aspekte der Biologie des Teichrohrsängers. Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 53: 15-40.

SEITZ, J., K. DALLMANN & T. KUPPEL (2004): Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flußniederungen – Fortsetzungsband 1992-2001. Bremen.

SOVON (2002): Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998-2002. Leiden.

SUDFELDT, C. & H. SCHIELZIETH (2000): Brutvögel in den Rieselfeldern. Jber. Biol. Stat. „Rieselfelder Münster“ 3: 58-60.

SÜDBECK, P., H. ANDRETZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, T. SCHIKORE, K. SCHRÖDER & C. SUDFELDT (Hrsg.; 2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.

SÜDBECK, P. & D. WENDT (2002): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel. 6. Fassung, Stand 2002. Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 22: 244-278.

TURNHOUT VAN, C. & W. HAGEMEIJER (1999): Marshland birds in the Netherlands: causes of long-term population trends in 1965-1995. Vogelwelt 120, Suppl.: 185-191.

VOEGE, S. & W. BRINKSCHRÖDER (1977): Das Naturschutzgebiet „Tunxdorfer Emsschleife“: Eine Übersicht über das bedeutendste Wasservogelreservat im ehem. Regierungsbezirk Osnabrück. Deutsche Gesellschaft für Naturschutz e. V., Belm (Hekt. Manuskript).

WILMS, U., K. BEHM-BERKELMANN & H. HECKENROTH (1997): Verfahren zur Bewertung von Vogelbrutgebieten in Niedersachsen. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 29: 103-111.

WITT, K., H.-G. BAUER, P. BERTHOLD, P. BOYE, O. HÜPPOP & W. KNIEF (1996): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 2. Fassung, 1.6.1996. Ber. Vogelschutz 34: 11-35.

ZANG, H. & W. MEIER-PEITHMANN (2005): Rohrschwirl - *Locustella luscinioides*. In: ZANG, H., H. HECKENROTH & P. SÜDBECK (2005): Die Vögel Niedersachsens, Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. B., H.

Vogelmonitoring in Osnabrück: Ergebnisse langjähriger Bestandserfassungen (1986 bis 2006) im innerstädtischen Siedlungsraum

Gerhard Kooiker

KOOIKER, G. (2007): Vogelmonitoring in Osnabrück: Ergebnisse langjähriger Bestandserfassungen (1986 bis 2006) im innerstädtischen Siedlungsraum. Vogelkundl. Ber. Niedersachs. 39: 61–75.

Zwischen 1986 und 2006 wurde im Kernstadtbereich von Osnabrück der Brutvogelbestand erfasst (Methode: Linientaxierung, Länge des Transektes: 3,04 km). Für 24 Vogelarten liegen lückenlose Datenreihen über den gesamten Zeitraum (21 Jahre) vor. Die häufigste Vogelart entlang der Transektroute war die Ringeltaube (*Columba palumbus*), gefolgt von Amsel (*Turdus merula*), Blau- (*Parus caeruleus*) und Kohlmeise (*Parus major*). Vier von 24 Vogelarten nahmen im bearbeiteten Zeitraum signifikant zu, acht Arten signifikant ab und drei Arten wiesen einen stabilen Trend auf.

Die stärksten Bestandszunahmen wurden bei Rabenkrähe (*Corvus corone*), Zaunkönig (*Troglodytes troglodytes*), Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*) und Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*) beobachtet (alle signifikant). Die Bestandsentwicklung bei Kleiber (*Sitta europaea*) und Gartenbaumläufer (*Certhia brachydactyla*) verlief ebenfalls positiv (nicht signifikant). Dagegen stehen unten auf der Skala die Vogelarten Star (*Sturnus vulgaris*), Bachstelze (Motacilla alba), Kernbeißer (*Coccothraustes coccothraustes*) und Türkentaube *(Streptopelia decaocto)* mit den größten Abnahmen. Weitere Arten mit signifikant negativem Bestandstrend waren Hausrotschwanz (*Phoenicurus ochruros*), Buchfink (*Fringilla coelebs*), Amsel und Grünfink (*Carduelis chloris*). Die Bestände von Kohlmeise, Zilpzalp (*Phylloscopus collybita*) und Gimpel (*Pyrrhula pyrrhula*) blieben über diesen Zeitraum im Wesentlichen stabil. Eine Erklärung über die Abnahme der Bestände von Buchfink, Grünfink, Amsel und Singdrossel (*Turdus philomelos*) ist derzeit noch nicht möglich, ist aber wohl nicht auf Elster- (*Pica pica*) oder Rabenkrähenprädation zurückzuführen.

G. K., Alfred-Delp-Str. 107, 49080 Osnabrück

Einleitung

Bisher wurden nur wenige Monitoringstudien für Bestände häufiger Brutvogelarten im städtischen Siedlungsraum publiziert (Übersichten bei BEZZEL 1982, SUDMANN & HUSTINGS 2003, ZANG 2003). Ein Zeitraum von fünf bis zehn Jahren darf hier als mittelfristig bezeichnet werden. Legt man eine Untergrenze von 20 Jahren fest, dann reduziert sich das avifaunistische Untersuchungsmaterial drastisch. Fünf bzw. drei Jahrzehnte sind bei Brutvogel-Bestandsaufnahmen schon als eine große Ausnahme anzusehen (BERTHOLD 2003).

Inzwischen etabliert sich Vogelmonitoring in Deutschland immer stärker. So findet bereits seit 1989 das „DDA-Monitoring häufiger Brutvogelarten“ (FLADE & SCHWARZ 1996, 2004, SCHWARZ & FLADE 2000), seit 1992 das „Brutvogel-Monitoring Baden Württemberg“ (SCHEURING et al. 1999) und seit 2003 das „Monitoring häufiger Brutvögel in der Normallandschaft von Niedersachsen und Bremen“ (MITSCHKE & LUDWIG 2004) statt. Unterstützt durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) hat der Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) im Jahre 2004 ein bundesweites Monitoring gestartet, das die Länderprogramme in Niedersachsen, Bremen, Nordrhein-Westfalen integriert und mit der Methode der Linienkartierung arbeitet (MITSCHKE et al. 2005).

Auch in Osnabrück besteht bereits seit 1986 ein Monitoring-Programm. Hier führt der Autor im Kernbereich der Stadt eine Dauerbeobachtung des Brutvogelbestandes mittels Linientaxierung durch. Obwohl wir über die aktuellen Brutvogelbestände seit dem „Osnabrücker

Brutvogelatlas“ gut unterrichtet sind (vgl. KOOIKER 2005), wissen wir über die Bestandsdynamik häufiger Brutvogelarten immer noch zu wenig (KOOIKER 2004). Mit dieser Studie liegt nunmehr ein 21-jähriger, hinreichend langer Zeitraum vor, in dem sich die Bestandstrends einiger Arten der Stadtavifauna gut erkennen und abschätzen lassen.

Untersuchungsgebiet

Die nordwestdeutsche Großstadt Osnabrück (Fläche 120 km²) liegt zwischen Wiehengebirge und Teutoburger Wald (08°03`E, 52°16`N) und hat rund 165.000 Einwohner. Die maximale Nord-Süd-Ausdehnung der Stadt beträgt 11,4 km, die West-Ost-Ausdehnung 16,6 km. Die Höhenlage im Zentrum ist 64 m üNN und schwankt im Stadtgebiet zwischen 54 und 175 m üNN (Piesberg). Siedlungsflächen nehmen rund 36 % des Stadtgebietes ein, 10,6 % sind Grünflächen (Parks, Friedhöfe, Kleingartenanlagen, Sportflächen). Die Flächen für Landwirtschaft (30,0 %) und Wald (17,2 %) umfassen ca. 47 % (vgl. STADT OSNABRÜCK 2001).

Die Stadt liegt in der naturräumlichen Region „Osnabrücker Hügelland“. Diese Region ist der nordwestliche Ausläufer der Deutschen Mittelgebirgsschwelle und schiebt sich keilförmig in das umgebende Flachland (Westfälische Bucht, Norddeutsches Tiefland) hinein. Großklimatisch gesehen liegt die Stadt im atlantischen Einflussbereich mit durchschnittlichen Jahresniederschlägen von 826 mm sowie einer Jahresmitteltemperatur von 9,0 °C. Die jahreszeitlichen Extreme der Monatsdurchschnittstemperaturen betragen im Januar 1,1 °C und im Juli 17,1 °C (Deutsche Wetterwarte Osnabrück, Standort OS-Kalkhügel).

Material und Methoden

Die Erfassungen erfolgten von 1986 bis 2006 mit der Methode der Linientaxierung (vgl. REICHHOLF & SCHAACK 1986, BIBBY et al. 1995, BAUER & MITSCHKE 2005). Ein Transekt von 3,04 km Länge wurde durch den Kernbereich von Osnabrück gelegt. Er führte durch alle Lebensräume, um ein breites Spektrum der urbanen Avifauna abzudecken: Altstadt-Fußgängerzone (21 %), Wohnblockzone (10 %), Gartenstadtzone (34 %), Grünanlagen (25 %), Industriegebiet (10 %). Diese Route wurde alljährlich von Ende März bis Ende Mai jeweils fünfmal begangen. Die Kontrollen begannen bei Sonnenaufgang und dauerten 90 Minuten (Durchgangszeit: 30 Min./km). Alle Beobachtungen von Vögeln mit Revier anzeigenden Merkmalen (s. auch Oelke 1980) wurden rechts und links der Transektroute unabhängig von der Entfernung des Tieres zur Strecke notiert. Der größte Teil der Feststellungen erfolgte akustisch. Als Einheit wählte ich „Revier“ bzw. „Paar“. Lediglich Kernbeißer, Bachstelze und Eichelhäher wurden als Individuen erfasst und ausgewertet.

Im Rahmen der vorliegenden Studie war die Ermittlung des „wahren Bestandes“ nicht nötig, da relative Bestandsveränderungen über die Jahre analysiert werden sollen. Daher ist die Standardisierung der Methode sehr wichtig. Es wurden 24 Vogelarten ausgewählt, deren Bestände hoch genug waren (KOOIKER 1994, 2001, 2005), um sie sinnvoll auszuwerten (Tab. 2): Andere Arten wie Klapper- und Gartengrasmücke, Sumpf-, Schwanz-, Tannen- und Haubenmeise, ferner Birkenzeisig, Wintergoldhähnchen, Gartenrotschwanz, Grau- und Trauerschnäpper wurden zwar erfasst, eine statistische Trendanalyse konnte jedoch aufgrund der geringen Anzahl von Feststellungen (= geringe Stichprobengröße) nicht durchgeführt werden. Leider konnten Haussperlinge aus methodischen Gründen nicht erfasst werden (s. unten). Auch Elstern wurden nicht gezählt, da ich ihre Bestände seit 1986 gesondert auf einer innerstädtischen Probefläche kartiere (weitere Einzelheiten s. KOOIKER 1994, 2001, 2006, KOOIKER & BUCKOW 1999).

Für alle 24 betrachteten Arten wurden mittlere und maximale Häufigkeiten ermittelt: Der jährlich erhobene Mittelwert des Bestandes einer Vogelart (in Revieren) setzt sich aus den über alle Kontrollgänge summierten Beobachtungen Revier anzeigender Individuen dividiert durch die Zahl der gültigen Kontrollen zusammen. Die Zahl der gültigen Kontrollen umfasst die höchstmögliche Zahl von Begehungen, bei denen ein Vogel einer gegebenen Art beobachtet werden konnte. Dies ist besonders bei Zugvögeln wichtig. Fallen Kontrollgänge in die Zeit, wo eine Zugvogelart noch gar nicht im Gebiet eingetroffen ist oder der Bestand sich noch in der Aufbauphase befindet - wie es oft bei Zilpzalp und Mönchsgrasmücke der Fall war -

dann werden diese Gänge für die betreffende Art nicht berücksichtigt. Der Maximalwert für eine Vogelart ist der höchste Zahlenwert von allen fünf Begehungen in einem Jahr.

Zur Analyse von Bestandstrends wurden die Daten mithilfe der linearen Regressionsanalyse (Modell: $y_i = a + bx_i + e$) ausgewertet. Die Revierzahlen aller Jahre wurden nach dem Kolmogorov-Smirnov-Test auf Normalverteilung getestet. Der Korrelationskoeffizient r wurde auf Signifikanz gegen Null zweiseitig ($p < 0,05$; $p < 0,01$; $p < 0,001$) geprüft (Freiheitsgrade = n - 2). Da eine Normalverteilung gegeben war, wurde die (etwas strengere) Pearson-Korrelation verwendet. Ein stabiler Trend wurde bei einer Abweichung von weniger als 20 % angenommen (vgl. SACHS 1997).

Fehlerbetrachtung und Methodendiskussion

Wegen der heterogenen Struktur der Stadtlandschaft bietet sich die relative Methode der Linientaxierung an, da man bei dieser mit einem einzigen Kontrollgang alle Biotoptypen erreichen kann. Bei der Linientaxierung werden die Vögel mit Revier anzeigenden Merkmalen –in der Regel singende Männchen – nicht individuell kartiert, wie es bei der Linienkartierung der Fall ist (vgl. GEDEON et al. 2004, 2006, BAUER & MITSCHKE 2005), sondern in einer Strichliste aufsummiert. Singende Durchzügler konnten daher in der Regel von lokalen Brutvögeln nicht getrennt werden und können somit das Ergebnis beeinflusst haben. Weitere Fehlerquellen sind ausführlich bei BAUER & HEINE (1992), KAISER & BAUER (1994) sowie BIBBY et al. (2005) diskutiert.

Die Linientaxierung weist das günstigste Verhältnis zwischen Zeitaufwand und Ergebnis unter allen gängigen Erfassungsmethoden auf. Dies ist bei ehrenamtlich durchgeführten Langzeit-Untersuchungen sehr wichtig, um die Kontrollgänge auch in Jahren durchführen zu können, in denen wenig Zeit zur Verfügung steht. Der Zeitaufwand jeder Begehung für die beschriebene rund 3 km lange Strecke betrug 1,5 Std. Im Vergleich hierzu gibt BAUER (2005) für die Linienkartierung im Siedlungsbereich bei einer 3 km langen Route 3,0–3,5 Std. an. Letztlich ist bei der Linientaxierung auch die Schreibtischarbeit gegenüber der der Linienkartierung wesentlich geringer.

In meiner Studie erfolgten fünf Kontrollgänge pro Jahr. Bei den Zugvögeln Zilpzalp, Fitis, Mönchsgrasmücke und Hausrotschwanz gingen meist nur die Ergebnisse von drei oder vier Begehungen in die Berechnungen ein. Ein Ende der Kontrollen Ende Mai ist für Langstreckenzieher zu früh terminiert. Diese spielen allerdings im geschlossenen Siedlungsbereich bis auf Grauschnäpper eine untergeordnete Rolle. Bei der Ringeltaube waren es in der Regel drei Termine vor dem Laubaustrieb der Bäume. Diese Begehungsfrequenz reicht aus, um die eingangs umrissenen Fragen hinreichend genau zu beantworten. Im Vergleich zur Linientaxierung werden bei Revierkartierungen sechs bis zehn Termine, bei Punkt-Stopp-Zählungen max. fünf und bei der Linienkartierung vier Termine gefordert (OELKE 1980, SCHWARZ & FLADE 2000, GEDEON et al. 2004, 2006, SÜDBECK & FISCHER 2005, MITSCHKE et al. 2005).

Der Mittelwert – also der jährliche Durchschnittswert aller auf den Kontrollgängen erfassten Revierzahlen einer Art – ist als eine rechnerische Einheit zu betrachten. Er schwankt weniger als der Maximalwert der pro Jahr ermittelten Reviere und man kann mit ihm die Bestandsentwicklung der 24 Vogelarten gut darstellen. Andererseits werden mit der verwendeten Methode die Bestände der meisten Arten unterschätzt (vgl. GNIELKA 1992). Aus diesem Grunde wurden für die Trendanalysen sowohl die Mittel- als auch die Maximalwerte herangezogen (vgl. Tab. 2 und 3). Die jährlich erhobenen maximalen Revierzahlen einer Art repräsentieren den tatsächlichen Bestand in vielen Fällen besser, enthalten aber oft Registrierungen von Revier anzeigenden Männchen, die nicht im Bearbeitungsgebiet brüten.

Bekanntermaßen spielt die unterschiedliche Registrierbarkeit einzelner Vogelarten eine entscheidende Rolle. Arten, die auffällig sind, weil sie z. B. laut und/oder häufig singen, wie Zaunkönig, Buchfink, Fitis und Zilpzalp, lassen sich besser erfassen als Arten, die unauffällig sind, weil sie leise oder kaum singen oder nur eine sehr kurze Gesangsphase besitzen (u. a. Weiden-, Sumpf- und Schwanzmeise, Gimpel, Kernbeißer, Trauerschnäpper). Auch ist die quantitative Registrierung von wenig ruf- und singaktiven bzw. halbkolonial brütenden Arten wie Eichelhäher, Rabenkrähe und Haussperling schwierig und gelang wohl nur unvollstän-

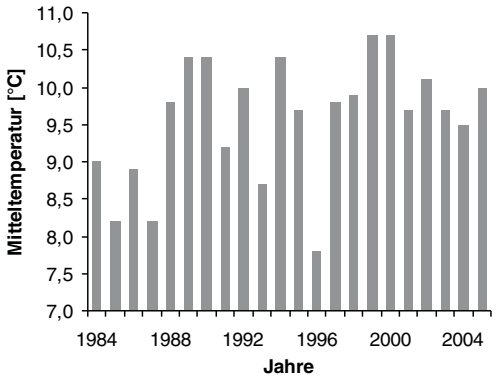


Abb. 1: Jahresmitteltemperaturen in Osnabrück für den Zeitraum 1985 bis 2005. – *Mean annual temperature for the period 1985 to 2005 in Osnabrück.*

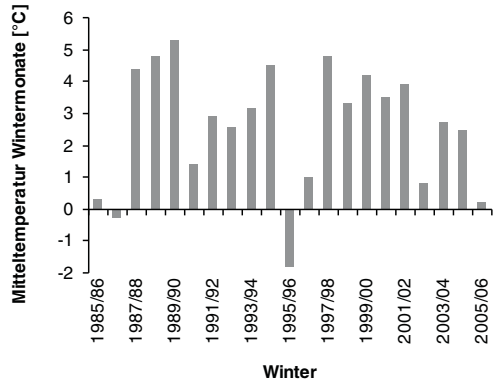


Abb. 2: „Winterhärte“: Gemittelte Wintertemperaturen (Dezember–Februar) der Winter 1985/86 bis 2005/06 für Osnabrück. – *Mean annual winter temperature (December–February) for the winters 1985/86 to 2005/06 in Osnabrück.*

dig. Haussperlinge wurden sogar im Laufe dieser Studie wegen einer zu großen Fehlerquote bei den Erfassungen aus dem Programm gestrichen.

Man muss sich letztlich vergegenwärtigen, dass bei Brutvogel-Bestandserhebungen auch Fehler durch den Untersucher in zum Teil beträchtlicher und unbekannter Größe vorhanden sind (BERTHOLD 1976, BIBBY et al. 1995, KOOIKER & OLDEKAMP 1999, KOOIKER 2000, BAUER 2005). Die Mitarbeiter unterscheiden sich deutlich in ihren feldornithologischen Fähigkeiten (Artenkenntnis, Hörvermögen, Konzentration, Orientierung im Gelände). Daher sollten langjährige Monitoring-Untersuchungen in einem Gebiet auch nur von einer einzigen Person durchgeführt werden (vgl. dazu auch BAUER 2005).

Ergebnisse

Der Temperaturverlauf 1985 bis 2005

Zwischen 1985 und 2005 stieg in Osnabrück die Jahresmitteltemperatur von 9,0 °C (1985) auf 10,1 °C (2005) um 1,1 °C, also im Mittel jährlich um 0,05 °C ($y = 0{,}05x + 9{,}0$; $r = 0{,}390$, n.s.; vgl. Tab. 1, Abb. 1). Die Jahresmitteltemperatur gemittelt über den gesamten Untersuchungszeitraum betrug 9,6 ± 0,81 °C. Die drei kältesten Jahre waren die Jahre 1996 (7,8 °C), 1985 und 1987 (jeweils 8,2 °C), die wärmsten dagegen die Jahre 1989, 1990 und 1994 (jeweils 10,4 °C) sowie 1999 und 2000 (jeweils 10,7 °C).

Im Gegensatz zu den Jahresmitteltemperaturen stiegen die gemittelten Wintertemperaturen zwischen 1985/86 und 2005/06 nicht an ($y = -0{,}01x + 2{,}7$; $r = -0{,}034$). Als Maß für die „Winterhärte“ wurden die Temperaturen der Wintermonate Dezember bis Februar zugrunde gelegt (vgl. Tab. 1, Abb. 2). Die über diesen Zeitraum gemittelte Wintertemperatur betrug 2,6 ± 1,9 °C. Die vier kältesten Winter waren 1995/96 (-1,8 °C), 1986/87 (-0,3 °C), 2005/06 (0,2 °C) und 1985/86 (0,3 °C), die wärmsten dagegen die Winter 1989/90 (5,3 °C), 1988/89 und 1997/98 (jeweils 4,8 °C).

Tab. 1: Jahresmitteltemperatur und mittlere Wintertemperatur in Osnabrück für den Zeitraum 1985 bis 2005 bzw. Winter 1985/86 bis 2005/06 (lineare Regression). a = Steigung der Regressionsgeraden, r = Korrelationskoeffizient nach PEARSON. – *Mean annual temperature for the period 1985 to 2005 (winter 1985/86-2005/06) in Osnabrück. a = slope of the regression function, r = regression coefficient (PEARSON; $p < 0{,}05$).*

Temperaturen [°C]	1985	2005	Mittelwert	a	r
Jahresmittel	9,0	10,1	9,6 ± 0,81	0,050	0,390
Winter (Dez.-Feb.)	2,5	2,7	2,6 ± 1,90	-0,010	-0,034

Bestandsentwicklung

Die Bestandsentwicklung von 24 ausgewählten Brutvogelarten entlang des 3,04 km langen Linientransektes über den 21-jährigen Zeitraum spiegelt Abb. 3 wider. Die weitaus häufigste Vogelart entlang der Zählstrecke im Stadtgebiet war in allen Jahren die Ringeltaube, gefolgt von der Amsel. Zu den häufigen Arten der Stadtavifauna mit jährlich wechselnden Rangfolgen gehören auch Blau- und Kohlmeise, Buch- und Grünfink, Heckenbraunelle und Zilpzalp, in manchen Jahren auch Mönchsgrasmücke und Zaunkönig. Die Bestände der Arten Bachstelze, Gimpel, Eichelhäher, Gartenbaumläufer, Kernbeißer und Singdrossel waren dagegen zum Teil sehr niedrig.

Die Trendanalysen unter Verwendung der Mittelwerte (s. Tab. 2) ergaben, dass sich bei den

Tab. 2: Trendanalyse (**Mittelwerte**) der Bestandsentwicklung von 24 Arten von 1986 bis 2006 (lineare Regression). $\bar{x}$ = Mittelwert (1986-2006) der jährlichen Durchschnittswerte, a = Steigung der Regressionsgeraden, r = Korrelationskoeffizient nach PEARSON, Signifikanzniveaus: $p < 0,05^{*}$; $p < 0,01^{**}$; $p < 0,001^{***}$, % = Bestandsänderung in Prozent (vgl. Text). – *Trend analysis (mean number of territories per year) of the population development of 24 breeding-bird species from 1985 to 2006 (linear regression).* $\bar{x}$ *= mean of the annual mean territory number (1986-2006), a = slope of the regression function , r = regression coefficient (PEARSON), significance levels =* $p < 0,05^{*}$; $p < 0,01^{**}$; $p < 0,001^{***}$, *% = population change in percent (cf. text).*

Art	Paar/Revier	Trend		
	$\bar{x}$	a	r	%
Rabenkrähe	1,5	0,19	0,870***	> 1000
Zaunkönig	8	0,47	0,826***	377
Rotkehlchen	6	0,36	0,797***	365
Kleiber	2,2	0,05	0,381	61
Mönchsgrasmücke	7	0,13	0,432*	50
Gartenbaumläufer	1,4	0,02	0,162	40
Fitis	2,3	0,03	0,127	27
Heckenbraunelle	10	0,11	0,319	27
Dohle	4	0,04	0,131	24
Kohlmeise	14	0,06	0,149	10
Zilpzalp	13	0,05	0,110	8
Gimpel	1,7	-0,003	-0,027	-4
Blaumeise	16	-0,20	-0,403	-23
Ringeltaube	62	-0,79	-0,267	-24
Grünfink	9	-0,14	-0,543*	-31
Amsel	30	-0,50	-0,581**	-30
Buchfink	12	-0,24	-0,668***	-34
Eichelhäher (I)	1,8	-0,05	-0,352	-44
Singdrossel	0,9	-0,04	-0,415	-61
Hausrotschwanz	1,9	-0,08	-0,515*	-59
Türkentaube	3,3	-0,22	-0,845***	-80
Kernbeißer (I)	1,4	-0,10	-0,583**	-83
Bachstelze (I)	0,5	-0,04	-0,556**	-93
Star	2	-0,22	-0,609**	-98
Gesamt	**211**	**-1,30**	**-0,312**	**-12**

(I) = Individuen

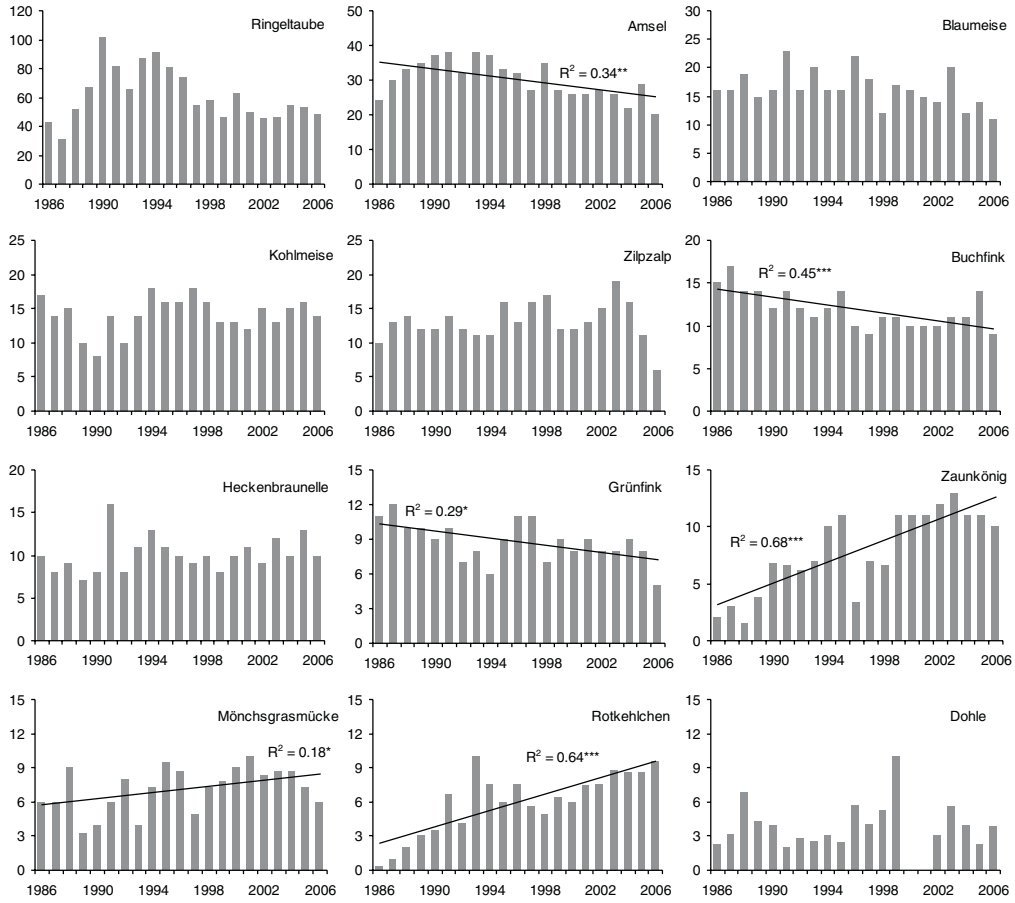


Abb. 3: Bestandsentwicklung (Mittelwerte der Revierzahlen) von 24 Brutvogelarten im Osnabrücker Stadtgebiet von 1986 bis 2006. – *Population changes (mean number of territories per year) of 24 breeding-bird species in Osnabrück (1986-2006). Length of line transect: 3.04 km.*

24 Vogelarten Zu- und Abnahme in etwa die Waage hielten: Für elf Arten wurden positive (davon vier Arten signifikant: Rabenkrähe, Zaunkönig, Rotkehlchen, Mönchsgrasmücke) und für 13 Arten negative Trends (davon acht Arten signifikant: Star, Bachstelze, Kernbeißer, Türkentaube, Hausrotschwanz, Buchfink, Amsel, Grünfink) berechnet. Die Trendanalysen unter Verwendung der Maximalwerte zeigten bei fast allen Vogelarten eine gute Übereinstimmung zu den Analysen unter Verwendung der Mittelwerte (vgl. Tab. 3 und Tab. 4). Die Gesamtzahl der Brutpaare aller 24 berücksichtigten Arten ging über den gesamten Untersuchungszeitraum leicht um 12 % zurück.

Besonders stark haben Rabenkrähe, Zaunkönig und Rotkehlchen im Bestand zugenommen. Dagegen wiesen Star, Bachstelze, Kernbeißer und Türkentaube mit Abnahmen über 80 % besonders ausgeprägte Bestandsverluste auf. Die Bestände von Kohlmeise, Zilpzalp und Gimpel waren mehr oder weniger stabil (Änderung um weniger als 20 %).

a) signifikant zunehmende Arten:

Rabenkrähe (*Corvus corone*): Rabenkrähen sind fast lückenlos über die Stadtlandschaft von Osnabrück verteilt, bewohnen aber schwerpunktmäßig die Außenbezirke. Im Siedlungsbereich der Stadt dünnt der Bestand stark aus

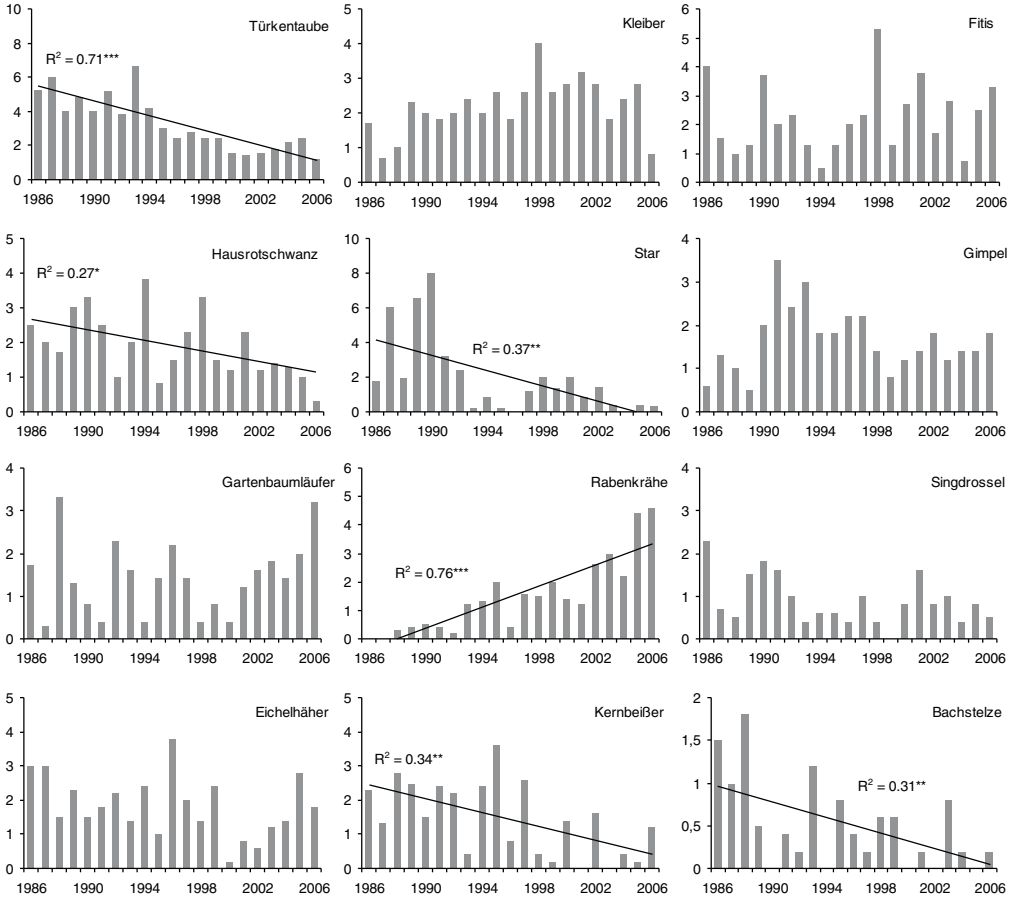


Abb. 3: Fortsetzung

(KOOIKER 2005). Die zunehmende Besiedlung des städtischen Kernbereiches bis in die Innenstadt findet bereits seit Jahren statt (KOOIKER 2006). Die Rabenkrähe ist die Art mit dem stärksten Bestandszuwachs innerhalb der letzten 21 Jahre. Die ersten Paare wurden 1988 entlang der Taxierungsstrecke nachgewiesen. Anschließend erfolgte eine stetige Zunahme im städtischen Siedlungsraum, die im Jahr 2006 noch nicht abgeschlossen war. Seit 2003 brütet die Rabenkrähe in unmittelbarer Nähe der Innenstadt, z. B. auf dem Herrenteichswall.

Zaunkönig (*Troglodytes troglodytes*): Der Zaunkönig ist in hoher Dichte über das gesamte Stadtgebiet verbreitet. Mit rund 4000 Revieren ist er der elfthäufigste Vogel der Stadt. Er zeigt auch in Osnabrück seine bekannte Vorliebe für alte Parkanlagen, Friedhöfe und heckenreiche Gärten (KOOIKER 2005). Nach strengen Wintern (1984/85 bis 1986/87 und 1995/96) brach der Zaunkönigbestand ein, erholte sich aber nach wenigen Jahren wieder. Jedoch erfolgte nach dem strengen Winter 2005/06 kein Bestandseinbruch. Seit 1999 ist der Bestand weitgehend stabil geblieben. Die vorherige starke Zunahme um das Fünffache kann damit begründet werden, dass der Beginn der Studie 1986 in eine Periode dreier kalter Winter fiel.

Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*): Das Rotkehlchen ist in Osnabrück ein typischer Wald-, Park- und Gartenvogel und in jedem größeren Hausgarten anzutreffen. Es verstädtert zunehmend und besiedelt inzwischen auch kleine von Straßen umgebene Grünanlagen und in-

nerstädtische Gärten (KOOIKER 2005, KOOIKER & VOLMER 2007). Es hat die Stadt wohl erst in den vergangenen zwanzig Jahren flächendeckend besiedelt und gehört mittlerweile zu den häufigsten Brutvögeln Osnabrücks (siebthäufigste Art). Wohl bedingt durch die milden Winter, hat der Bestand des Rotkehlchens in den beiden letzten Jahrzehnten stark zugenommen. Der Kurvenverlauf der Trendanalyse zeigt von 1986 bis 1993 eine steile Zunahme, dann bis 1998 eine anhaltende Abnahme und anschließend bis 2006 wieder eine Verdoppelung des Bestandes.

Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*): Die Mönchsgrasmücke ist die weitaus häufigste Grasmücke in Osnabrück. Sie lebt vielerorts im bebauten Bereich der Stadt, in Parks, auf Friedhöfen, in großen und alten Hausgärten sogar in Baum bestandenen Hinterhöfen der Wohnblockzone und der Altstadt. Sie brütet selbst in

Tab. 3: Trendanalyse (**Maximalwerte**) der Bestandsentwicklungen von 24 Arten von 1986 bis 2006 (lineare Regression). $\bar{x}$ = Mittelwert (1986-2006) der jährlichen Durchschnittswerte, a = Steigung der Regressionsgeraden, r = Korrelationskoeffizient nach PEARSON, Signifikanzniveaus: $p < 0,05^{*}$; $p < 0,01^{**}$; $p < 0,001^{***}$, % = Bestandsänderung in Prozent (vgl. Text). – *Trend analysis (mean number of territories per year) of the population development in 24 breeding bird species from 1985 to 2006 (linear regression).* $\bar{x}$ *= mean of the annual mean territory number (1986-2006), a = slope of the regression function , r = regression coefficient (PEARSON), significance levels = p < 0,05*; p < 0,01**; p < 0,001***, % = population change in percent (cf. text).*

Art	**Paar/Revier**		**Trend**	
	$\bar{x}$	**a**	**r**	**%**
Rabenkrähe	2,4	0,23	0,837***	> 1000
Rotkehlchen	11	0,61	0,732***	315
Zaunkönig	10	0,56	0,819***	303
Fitis	3,8	0,12	0,362	102
Gartenbaumläufer	2,8	0,07	0,252	74
Mönchsgrasmücke	9	0,22	0,543*	68
Kleiber	3,8	0,07	0,325	46
Zilpzalp	17	0,15	0,222	21
Kohlmeise	19	0,15	0,255	18
Gimpel	3	0,01	0,069	9
Dohle	6,7	0,01	0,029	4
Heckenbraunelle	14	0,01	0,025	2
Blaumeise	23	-0,04	-0,056	-3
Buchfink	15	-0,19	-0,395	-23
Grünfink	12	-0,18	-0,456*	-26
Amsel	37	-0,54	-0,493*	-26
Singdrossel	1,9	-0,03	-0,176	-29
Ringeltaube	70	-1,26	-0,415	-32
Hausrotschwanz	3	-0,06	-0,308	-37
Bachstelze (I)	1,5	-0,04	-0,204	-46
Eichelhäher (I)	4,4	-0,17	-0,482*	-58
Kernbeißer (I)	4,1	-0,23	-0,429	-73
Türkentaube	5	-0,31	-0,768***	-77
Star	4	-0,40	-0,598**	-98
(I) = Individuen				

der Innenstadt entlang der Hase, wo Bäume und heckenartiger Unterwuchs vorhanden sind (KOOIKER 2005). Für den Berichtszeitraum ergibt sich ein Bestandsanstieg um 60 %. Die Entwicklung zeigt einige Zwischentiefs und hat sich zwischen 1998 und 2006 in etwa stabilisiert.

b) signifikant abnehmende Arten:

Star (*Sturnus vulgaris*): Der Star ist nahezu flächendeckend über Osnabrück verbreitet. Hohe Bestände besitzen jedoch nur noch die Außenbezirke der Stadt. Die Wälder sind je nach Höhlenangebot ungleichmäßig besiedelt. Geringe Bestände weisen die Wohnblockzone, die Gartenstadt, Industrie- und Gewerbegebiete sowie Kleingartenanlagen auf. Verbreitungslücken beschränken sich überwiegend auf den Stadtkern (KOOIKER 2005, KOOIKER & VOLMER 2007). Unter den 24 ausgewählten Arten haben Stare am stärksten abgenommen. Seit 1993 werden sie nur noch vereinzelt entlang der Taxierungs-

Tab. 4: Vergleich der Bestandsänderung aller Arten von Mittel- und Maximalwerten (Signifikanzniveaus: p < 0,05*; p < 0,01**; p < 0,001***). – *Comparison of population change derived from mean and maximum values (significance levels: p < 0,05*; p < 0,01**; p < 0,001***).*

	Bestandsänderung (%)		Trend-	
Art	**Mittel**	**Maximal**	**Übereinstimmung** (#)	
Rabenkrähe	> 1000***	> 1000***	++	(a)
Zaunkönig	377***	303***	++	(a)
Rotkehlchen	365***	315***	++	(a)
Kleiber	61	46	++	
Mönchsgrasmücke	50*	68*	++	(a)
Gartenbaumläufer	40	74	++	
Fitis	27	102	++	
Heckenbraunelle	27	2	++	
Dohle	24	4	++	
Kohlmeise	10	18	++	
Zilpzalp	8	21	++	
Gimpel	-4	9	+ -	
Blaumeise	-23	-3	- -	
Ringeltaube	-24	-32	- -	
Grünfink	-31*	-26*	- -	(a)
Amsel	-30**	-26*	- -	(a)
Buchfink	-34***	-23	- -	(b)
Eichelhäher	-44	-58*	- -	(b)
Singdrossel	-61	-29	- -	
Hausrotschwanz	-59*	-37	- -	(b)
Türkentaube	-80***	-77***	- -	(a)
Kernbeißer	-83**	-73	- -	(b)
Bachstelze	-93**	-46	- -	(b)
Star	-98**	-98**	- -	(a)

(#) = ++ gleicher Trend (positiv), - - gleicher Trend (negativ),
+ - ungleicher Trend, (a) = signifikante Übereinstimmung in beiden Fällen,
(b) = signifikante Übereinstimmung in einem Fall

strecke, die überwiegend durch den Stadtkern läuft, notiert. 1996 und 2004 wurden während der fünf Kontrollgänge keine Stare gesichtet.

Bachstelze (*Motacilla alba*): In Osnabrück kommen Bachstelzen außer in geschlossenen Wäldern überall vor, sind allerdings nirgendwo häufig. Im Siedlungsraum leben viele auf den Flachdächern alter Industriegebiete, wo es ausreichend Insektennahrung gibt. Hier finden die Stelzen auch zahlreiche Verstecke, um ihre Nester in Mauernischen, Steinlücken und ähnlichen Halbhöhlen feindsicher zu platzieren (KOOIKER 2005). Der Bestand ging zwischen 1986 und 2006 langsam, unauffällig und kontinuierlich zurück.

Kernbeißer (*Coccothraustes coccothraustes*): Der Kernbeißer ist in Osnabrück ein mäßig häufiger Brutvogel mit lückenhafter Verbreitung über die gesamte Stadtlandschaft. Er bevorzugt alte Obstgärten, Buchenwälder, Eichen-Hainbuchen-Mischwälder, große Parkanlagen und Friedhöfe. Der Osnabrücker Kernbereich ist sehr spärlich besiedelt (KOOIKER 2005). Während dieser Studie hat auch der Kernbeißerbestand deutlich abgenommen. Die Grafik zeigt eine stark schwankende, signifikant rückläufige Bestandsabnahme um 83 %.

Türkentaube (*Streptopelia decaocto*): Osnabrück wurde von den Türkentauben im Jahre 1960 besiedelt (KOOIKER 2004, 2005). Nach einer starken Zunahme bis in die 1980er Jahre ist der Bestand aktuell rückläufig. Die Tauben erreichen im Stadtkernbereich in den älteren Quartieren die höchsten Siedlungsdichten. Dort halten sie sich mit Vorliebe auf Dachfirsten, Fernsehantennen und Schornsteinen alter Dächer auf. Über den Beobachtungszeitraum hat der Türkentaubenbestand entlang der Taxierungsstrecke insgesamt um rund 80 % abgenommen. Von 1986 bis 1993 ist er mit leichten Schwankungen gleich geblieben und hat dann bis 1996 stark abgenommen. Seitdem scheint sich der Bestand auf einem niedrigen Niveau stabilisiert zu haben.

Hausrotschwanz (*Phoenicurus ochruros*): Der Hausrotschwanz hat inzwischen im Häusermeer der Großstädte einen Ersatz für seine Felsheimat gefunden. Obwohl Osnabrück flächendeckend besiedelt ist, ist er nirgendwo richtig häufig. Aufgrund seiner Habitatansprüche sind die urbanen Strukturen am dichtesten besiedelt. Insbesondere Industrie- und Gewerbegebiete mit Lagerhallen und Altstadtzonen weisen die höchsten Bestände auf (KOOIKER 2005). Bei geringen Stichprobenumfang und stark schwankenden Werten zeigt die Grafik insgesamt eine Abnahme um 59 % im städtischen Bereich.

Buchfink (*Fringilla coelebs*), Grünfink (*Carduelis chloris*), Amsel (*Turdus merula*): Diese drei Arten gehören neben Haussperling, Rotkehlchen, Blau- und Kohlmeise sowie Ringeltaube zu den häufigsten Vögeln Osnabrücks. Nach KOOIKER (2005) ist der Buchfink (9500 Paare) der häufigste, die Amsel (8800 Paare) der zweithäufigste und der Grünfink (4200 Paare) der zehnthäufigste Vogel. Für diese drei Arten wurde jeweils eine signifikante Abnahme zwischen 30 und 34 % (Mittelwerte) bzw. 23 und 26 % (Maximalwerte) über beide Jahrzehnte festgestellt.

Der Einfluss der strengen Winter 1984/85-1986/87, 1995/96 und 2005/06 auf die Bestandsentwicklung dieser drei Vogelarten ist uneinheitlich. Er lässt sich nicht eindeutig nachweisen, da es nur kleine Bestandseinbrüche gab: Beim Buchfink lässt er sich für die Winter 1995/96 und 2005/06 vermuten, bei der Amsel für 1986/87 und 2005/06 und beim Grünfink nur für 2005/06. Die Kurven zeigen ferner, dass sich der Buchfinkenbestand ab 1996 und der Grünfinkenbestand ab 1998 mit leichten Schwankungen stabilisiert haben. Bei der Amsel zeigt der Kurvenverlauf bis 1993 eine Zunahme und seitdem eine stetige Abnahme.

Diskussion

Bestandsentwicklung

Ursachen für schwankende Bestände einzelner Arten sind nicht auf den ersten Blick ersichtlich, da sich biologische, ökologische und klimatische Effekte überlagern und gegenseitig beeinflussen. Oft ist es daher nicht möglich, zu erkennen, welcher Effekt letztlich den stärksten Einfluss hat. Überdies wirken sich die aktuell in Mitteleuropa ablaufenden negativen Entwicklungen in der Kulturlandschaft sowie die in den Überwinterungsgebieten verursachten Veränderungen der Vogelbestände (ausführlich BAUER & BERTHOLD 1996, BERTHOLD 1998) auf das Ergebnis dieser Osnabrücker Studie aus.

a) signifikant zunehmende Arten:

Rabenkrähen zogen in den letzten Jahrzehnten nicht nur in Osnabrück, sondern in vielen Regionen Westdeutschlands verstärkt zum Brüten in die jagdberuhigten Ortschaften und Städte (Schwarz & Flade 2000, Kretzschmar & Neugebauer 2003, Wendt 2006, Kooiker 2006). Der Jagddruck in ländlichen Gebieten ist sicherlich ein wesentlicher Grund dafür, ein weiterer dürfte das bessere Nahrungsangebot in den Städten sein. Allerdings werden in Osnabrück noch nicht so hohe Dichten erreicht, wie dies in Hamburg der Fall ist (Mitschke & Baumung 2001).

Zu den Gewinnern in Städten gehören auch die Arten, die Grünflächen, Parks, Gärten und Wohnsiedlungen besiedeln, insbesondere die ursprünglichen Waldvögel Rotkehlchen, Mönchsgrasmücke und Zaunkönig. Die Befunde zur positiven Bestandsentwicklung des Zaunkönigs in dieser Studie decken sich mit den Ergebnissen vieler Arbeiten in ganz Deutschland (Flade & Schwarz 2004, Sudfeldt et al. 2007). Die Art profitiert auch von Strukturverbesserungen im Wald, wie sie durch vermehrt liegen bleibende Reisighaufen, umgestürzte Wurzelteller oder nach forstlichen Eingriffen belassenes Kronenholz entstehen (Sudfeldt et al. 2007). Beim Zaunkönig sind starke Bestandseinbrüche nach strengen Wintern bekannt und zeigen die erhöhte Wintermortalität bei starkem Frost (Schwarz & Flade 2000, Skibbe & Sudmann 2005).

Die starke Bestandszunahme des Rotkehlchens stimmt mit den Beobachtungen aus anderen Großstädten wie Dortmund (Kretzschmar & Neugebauer 2003) und Hamburg (Mitschke & Baumung 2001) überein. Auch in Hamburg nahm der Bestand seit den 1960er Jahren um das Vier- bis Fünffache zu – wie in Osnabrück seit 1986. Ebenfalls wurden im Rheinland deutliche Zunahmen festgestellt (Rheinwald et al. 1997) und in Nordrhein-Westfalen hat sich der Bestand seit 1969 möglicherweise verdoppelt (NWO 2002).

Die Zunahme der Mönchsgrasmücke ist nicht regional begründet, da sie in Deutschland und Mitteleuropa schon seit Jahren zunimmt (Rheinwald et al. 1997, Berthold et al. 1999, Schwarz & Flade 2000, Kretzschmar & Neugebauer 2003, Sudfeldt et al. 2007). Für die positive Entwicklung werden sowohl günstige Habitatveränderungen, auch in den Städten, als auch die allmähliche Verlagerung der Winterquartiere vom Mittelmeergebiet nach Großbritannien mit Verkürzung der Zugwege und damit verbundener Senkung der Wintermortalität verantwortlich gemacht (Bauer & Berthold 1996).

b) signifikant abnehmende Arten:

Allgemein haben die an Gebäuden brütenden Arten und solche, die auf dörfliche Strukturen (Streuobstwiesen, Bauerngärten, Vieh- und Kleintierhaltung) in Stadtrandlagen angewiesen sind, deutlich abgenommen (Sudfeldt et al. 2007). Hierzu gehört auch der Star, der im Kernbereich von Osnabrück an einem Mangel an Brutraum leidet, hervorgerufen durch die zunehmende Sanierung von Altbauten. Zudem spielt die Umwandlung von Nutzgärten mit Kleintierhaltung in Ziergärten sowie der Charakter regelmäßig gemähter Rasenflächen, die als Nahrungsfläche für die Versorgung der Brut benötigt werden, als Erklärung eine wichtige Rolle. Eine starke Abnahme des Starenbestandes wird auch aus dem Rheinland (Rheinwald et al. 1997), Hannover (Wendt 2006) und Emden (Rettig 2006) gemeldet (hier Abnahme in einem Wohngebiet von 13 Paaren [1970] auf nur noch ein Paar [2006]). In Hamburg ließ sich dagegen zwischen 1960 und 1990 keine signifikante Zu- oder Abnahme nachweisen (Mitschke & Baumung 2001). In Berlin ist der Gesamtbestand ebenfalls stabil geblieben (Otto & Witt 2002). Auch Sudfeldt et al. (2007) sprechen für ganz Deutschland von einem schwankenden, jedoch stabilen Bestand zwischen 1990 und 2005.

Für die Abnahme der Bachstelze im Kernbereich der Stadt dürften ähnliche Gründe verantwortlich sein. Andererseits ist der Bestand sehr gering, so dass sich eine deutliche Interpretation verbietet. In den Stadtrandlagen von Osnabrück lässt sich noch keine Abnahme feststellen. Aus anderen Städten liegen Berichte aus Berlin: „leichter Rückgang“, Dortmund: „durch die Entstehung zahlreicher Gewerbegebiete haben sich die Bestände stabilisiert oder erhöht“ und aus Halberstadt: „gleich geblieben“ vor (Otto & Witt 2002, Kretzschmar & Neugebauer 2003, Nicolai & Wadewitz 2003). Das DDA-Monitoringprogramm für ganz Deutschland belegt dagegen zwischen 1990 und 2005

eine Abnahme von 20-50 % (SUDFELDT et al. 2007).

Eine Begründung für die Abnahme des Kernbeißers kann hier nicht gegeben werden. Die negative Entwicklung in Osnabrück deckt sich überdies auch nicht mit den Ergebnissen aus anderen Städten wie Hamburg: „stabiler Bestand" (MITSCHKE & BAUMUNG 2001), Berlin: „1980 bis 1990 teilweiser Zuwachs bis 62 %" (OTTO & WITT 2002) und Dortmund: „Bestand hat sich seit 1980 nahezu verdoppelt" (KRETZSCHMAR & NEUGEBAUER 2003). Die starken Schwankungen im Bestand des Kernbeißers könnten methodisch begründet sein: Im Gegensatz zu den Monaten Februar bis April, wo die Vögel sehr aktiv sind und sich durch ihre lauten „zicks-zicks"-Rufe verraten, leben sie während der Brutzeit Ende April bis Juni sehr heimlich, rufen wenig und lassen sich dann nur schwer kartieren.

Die negative Bestandsentwicklung bei der Türkentaube ist nicht auf Osnabrück begrenzt, sondern wird durch zahlreiche Literaturdaten aus anderen Städten bestätigt (u. a. BAUER & BERTHOLD 1996, NWO 2002, BERTHOLD 2003, ZANG 2003). Besonders im Osten Deutschlands sowie in Berlin und Hannover nahmen die Bestände der Türkentaube sehr stark ab (SCHWARZ & FLADE 2000, OTTO & WITT 2002, WENDT 2007). Ein wichtiger Aspekt dürfte die Aufgabe der Kleintierhaltung sein, da sich die Tauben gerne auf Bauernhöfen mit freilaufenden Hühnern aufhalten (KOOIKER 2005, WENDT 2006). Die Konkurrenz zur stark zunehmenden Ringeltaube könnte ebenso ihre Abnahme erklären, wie es auch für die Nachbarstadt Bielefeld beschrieben wurde (LASKE et al. 1991).

Die Abnahme des Hausrotschwanzes könnte ursächlich damit zusammen hängen, dass sich seine Brutmöglichkeiten im Kernbereich der Stadt durch zunehmende Restaurierung und Modernisierung der Gebäude verschlechtert haben. Dies deckt sich mit den Bestandsverläufen anderer Gebäudebrüter wie Bachstelze, Star und Haussperling. Im Gegensatz hierzu wird aus vielen Städten und Regionen von Zunahmen berichtet: So haben Hausrotschwänze in den Niederlanden und in Nordrhein-Westfalen deutlich zugenommen (SUDMANN & HUSTINGS 2003). In Berlin lässt sich ein leichter Zuwachs der Gitterfeldbesetzung nachweisen (OTTO & WITT 2002). Viele Zunahmen lassen sich wohl auf die enorme Bautätigkeit (Gewerbegebiete, Wohnsiedlungen) zurückführen, die sowohl für Großstädte wie Dortmund (Zunahme um 30 %, KRETZSCHMAR & NEUGEBAUER 2003) als auch für kleinere Gemeinden wie Möggingen/Bodensee (BERTHOLD 2003) nachgewiesen wurden. Für Deutschland geben SUDFELDT et al. (2007) einen schwankenden, mehr oder weniger gleich bleibenden Brutbestand zwischen 1990 und 2005 an.

Amseln, Buch- und Grünfinken gehören nicht nur in Osnabrück zum festen Bestandteil der Großstadtfauna (BEZZEL & KOOIKER 2003, KOOIKER 2005, KOOIKER & VOLMER 2007). Der lokale osnabrücker Trend steht im Gegensatz zu anderen Städten wie Hamburg, Berlin und Dortmund (MITSCHKE & BAUMUNG 2001, OTTO & WITT 2002, KRETZSCHMAR & NEUGEBAUER 2003), wo die Bestände der drei Arten eher zugenommen haben. Auch SUDFELDT et al. (2007) sehen für ganz Deutschland (1990-2005) die Bestände des Buchfinkens als „stabil" und die der Amseln als „leicht zunehmend" an. Sind Rabenvögel für diese Abnahme verantwortlich?

In Osnabrück nahm die Elsterpopulation von 1986 bis 1999 deutlich zu. Anschließend stagnierte der Elsterbestand auf hohem Niveau (KOOIKER 1994, 2001, 2006, KOOIKER & BUCKOW 1999). Im gleichen Zeitraum gingen die Bestände von Freibrütern wie Amsel, Türkentaube, Kernbeißer, Buch- und Grünfink signifikant zurück. Ob diese Abnahmen auf Prädation durch Elstern oder durch die stark zunehmenden Rabenkrähen zurückzuführen sind, muss offen bleiben, da Auswirkungen anderer abiotischer und biotischer Faktoren schwer abschätzbar sind. Dies deckt sich mit den Studien anderer Ornithologen, die ebenfalls keine Abnahme von Kleinvögeln aufgrund hoher Elsterdichten nachweisen konnten (u. a. WITT 1989, EPPLE 1996, MÄCK & JÜRGENS 1999, KOOIKER 2001).

Veränderung des Klimas

In den letzten 100 Jahren fand eine globale Erwärmung von etwa 0,7 °C statt (Deutscher Wetterdienst, RAHMSDORF & SCHELLNHUBER 2006, BEHRINGER 2007). In Osnabrück stieg die Jahresmitteltemperatur in den letzten 20 Jahren sogar um 1,1 °C (s. Tab. 1, Abb. 1). Nach BERTHOLD (1990, 1998) begünstigt der anthropogen erzeugte „Treibhauseffekt" - insbesonde-

re durch milde Winter, zeitigere Frühjahre und Steigerung der Primärproduktion - in erster Linie Standvögel und fakultative Teilzieher, die sich dadurch theoretisch stark vermehren könnten.

Vor allem der Winter ist ein bedeutender Mortalitätsfaktor für Standvögel und Kurzstreckenzieher. Durch die vielen milden und schneearmen Winter der letzten beiden Jahrzehnte bestanden für sie günstige Überwinterungsbedingungen (vgl. Tab. 1, Abb. 2). BERTHOLD et al. (1999) stellten fest, dass Abnahmen (mit Ausnahme der Singdrossel) hauptsächlich Langstreckenzieher betrafen. Es wäre daher zu vermuten, dass sich die Bestände der Osnabrücker Standvögel und Kurzstreckenzieher positiv entwickelt haben. Dieser Trend ist jedoch nicht einheitlich. Zunahmen von Rabenkrähe, Zaunkönig, Rotkehlchen (alle signifikant), Kleiber, Gartenbaumläufer, Heckenbraunelle und Dohle stehen Abnahmen von Star, Kernbeißer, Türkentaube, Buchfink, Grünfink, Amsel (alle signifikant), Eichelhäher und Ringeltaube gegenüber. Bei der letztgenannten Art spielt auch die intensive Jagd in den Außenbezirken der Stadt eine bedeutende Rolle, die einen weiteren Bestandsanstieg der Ringeltaube verhindern dürfte. Nach Angaben der Jägerschaft Osnabrück-Stadt werden pro Jahr 2000-2500 Ringeltauben geschossen.

Neben den Standvögeln und Kurzstreckenziehern profitieren von einer Atlantisierung des Klimas mit feuchterem, kühlerem Sommerwetter und milden, relativ niederschlagsreichen Wintern auch die Mittelstreckenzieher, deren in Europa liegende Brut-, Rast- und Winterquartiere gleichermaßen betroffen sind (ausführlich OTTERSEN et al. 2001, HÜPPOP & HÜPPOP 2005, KOOIKER 2005a). Eine Tendenz zu stärker „atlantischem" Klima schlägt sich maßgeblich in Veränderungen von Temperatur, Niederschlag, Windstärke und Windrichtung über weite Bereiche Mittel- und Nordeuropas vor allem in den Wintermonaten nieder. Im Untersuchungsgebiet hat sich dies jedoch nur bei Mönchsgrasmücke und Fitis, nicht aber bei Bachstelze und Singdrossel niedergeschlagen. Möglicherweise werden die positiven Witterungseffekte durch negative Standortfaktoren (siehe oben) überlagert. Somit bietet der Klimawandel bislang keine begründete Erklärung für die festgestellten Bestandsveränderungen in Osnabrück.

Veränderung des Lebensraumes

KLAUS (2005) betont bei Betrachtungen zum Monitoring, dass „die Methode konstant bleibt, das Umfeld kann sich ändern" und „ein konstantes Beobachtungsgebiet ist meistens gar nicht konstant, besonders im Siedlungsraum". Dies trifft letztlich für alle langfristig angelegten Monitoring-Untersuchungen zu und es gilt allgemein, dass je länger der Erfassungszeitraum ist, desto größer sind die Veränderungen im Lebensraum. Im Siedlungsraum sind es die vielen kleinen Eingriffe, deren Summe auf den Vogelbestand einwirkt.

Gewiss ist in Osnabrück über zwei Jahrzehnte das Umfeld entlang der Monitoringstrecke nicht ganz unverändert geblieben, auch wenn sich augenscheinlich nicht viel verändert hat. Es sind keine großen Baugebiete entstanden, keine faunistisch wichtigen Baumbestände oder Alleen wurden abgeholzt. Allenfalls sind diese Bäume 20 Jahre älter geworden. Hiervon könnten Kleiber und Gartenbaumläufer profitiert haben, die an eine Mindeststammdicke gebunden sind und Wälder, Parks und Friedhöfe erst dann besiedeln, wenn die Bäume ein gewisses Dickenwachstum erreicht haben (PECHACEK 2005). Finden sie in der erweiterten Innenstadt einzelne starke Bäume mit Baumspalten, Spechtlöchern oder ausgefaulten Asthöhlen, dann brüten sie auch hier.

Summary – Monitoring of breeding birds in the city of Osnabrück, northwest Germany: long- term observations (1986-2006) in the urban area of Osnabrück

A survey of breeding birds in the city of Osnabrück (08°03`E, 52°16`N) was repeated annually between 1986 and 2006 using a line transect method (length of the transect: 3.04 km). Over this period, a total of 24 breeding bird species was recorded. Among these, the most abundant were Wood Pigeon, Blackbird, Blue Tit, Great Tit, Chiffchaff, Chaffinch and Dunnock. The numbers of four species (Carrion Crow, Wren, Robin, Blackcap) showed a significantly increasing trend and the numbers of two species (Nuthatch, Short-toed Treecreeper) increased (not significantly). A significant decline is suggested for eight species (Starling, White Wagtail, Hawfinch, Collared Dove, Black

Redstart, Chaffinch, Blackbird, Greenfinch), and two species (Song Thrush, Jay) decreased (not significantly). A stable trend (± 20 %) was revealed for Bullfinch, Chiffchaff and Great Tit. A decrease occurred in the populations of Blackbird, Chaffinch, Greenfinch and Song Thrush, but it is unclear whether this was related to nest predation by Magpie and Carrion Crow.

Literatur

BAUER, H.-G. (2005): Feldornithologische Erfassungsmethoden – eine Übersicht. In: SÜDBECK, P. et al. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. S. 26-39. Radolfzell.

BAUER, H.-G. & P. BERTHOLD (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Wiesbaden.

BAUER, H.-G. & G. HEINE (1992): Die Entwicklung der Brutvogelbestände am Bodensee: Vergleich halbquantitativer Rasterkartierung 1980/81 und 1990/91. J. Ornithol. 133: 1-22.

BAUER, H.-G. & A. MITSCHKE (2005): Linienkartierung. In: SÜDBECK, P. et al. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. S. 59-68. Radolfzell.

BEHRINGER, W. (2007): Kulturgeschichte des Klimas. München.

BERTHOLD, P. (1976): Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. J. Ornithol. 117: 1-69.

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. (1998): Vogelwelt und Klima: gegenwärtige Veränderungen. Naturwiss. Rundsch. 9: 337-346.

BERTHOLD, P. (2003): Die Veränderung der Brutvogelfauna in zwei süddeutschen Dorfgemeindebereichen in den letzten fünf bzw. drei Jahrzehnten oder: verlorene Paradiese? J. Ornithol. 144: 385-410.

BERTHOLD, P., W. FIEDLER, R. SCHLENKER & U. QUERNER (1999): Bestandsveränderungen mitteleuropäischer Kleinvögel: Abschlußbericht zum MRI-Programm. Vogelwarte 40: 1-10.

BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Stuttgart.

BEZZEL, E. & G. KOOIKER (2003): Ringeltaube: Vom scheuen Waldvogel zum Großstädter. Der Falke 50 (1): 5-9.

BIBBY, C. J., N. D. BURGESS & D. A. HILL (1995): Methoden der Feldornithologie – Bestandserfassung in der Praxis. Radebeul.

EPPLE, W. (1996): Rabenvögel: Göttervögel – Galgenvögel. Ein Plädoyer im „Rabenvogelstreit". Karlsruhe.

FLADE, M. & J. SCHWARZ (1996): Stand und aktuelle Zwischenergebnisse des DDA-Monitoringprogramms. Vogelwelt 117: 235-248.

FLADE, M. & J. SCHWARZ (2004): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms. Teil II: Bestandsentwicklungen von Waldvögeln in Deutschland 1989-2003. Vogelwelt 125: 177-213.

GEDEON, K., A. MITSCHKE & C. SUDFELDT (Hrsg.; 2004): Brutvögel in Deutschland. Hohenstein-Ernstthal.

GEDEON, K., A. MITSCHKE & C. SUDFELDT (Hrsg.; 2006): Brutvögel in Deutschland. Erster Bericht. Hohenstein-Ernstthal.

GNIELKA, R. (1992): Möglichkeiten und Grenzen der Revierkartierungsmethode. Vogelwelt 113: 231-240.

HÜPPOP, K. & O. HÜPPOP (2005): Atlas zur Vogelberingung auf Helgoland. Teil 3: Veränderungen von Heim- und Wegzugzeiten von 1960 bis 2001. Vogelwarte 43: 217-248.

KAISER, A. & H.-G. BAUER (1994): Zur Bestimmung der Populationsgröße von Brutvögeln mit der Fang-Wiederfang-Methode und gängigen Kartierungsmethoden. Vogelwarte 37: 206-231.

KLAUS, S. (2005): Rennstrecke mit Hindernissen. Vogelmonitoring in der Saalestadt Jena. Der Falke-Taschenkalender für Vogelbeobachter 2006: 201-206.

KOOIKER, G. (1994): Weitere Ergebnisse zum Einfluss der Elster auf Stadtvogelarten in Osnabrück. Vogelwelt 115: 39-44.

KOOIKER, G. (2000): Zur Problematik avifaunistischer Kartierungen im besiedelten Bereich. In: Flächenbevorratung „Ökokonto" (Beiträge der Tagung in Osnabrück 4.-6.11.1999). Umweltberichte 6: 30-35. Osnabrück.

KOOIKER, G. (2001): Der Einfluss hoher Elsterpopulationen auf urbane Kleinvogelarten. In: ÖJV – Ökologischer Jagdverein-Bayern (Hrsg.): Die Rabenvögel im Visier: 100-118. Rothenburg o. d. Tauber.

KOOIKER, G. (2004): Osnabrücker Brutvögel: Bilanz der Entwicklung seit 1900. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 36: 179-187.

KOOIKER, G. (2005): Brutvogelatlas Stadt Osnabrück. Umweltberichte 11. Sonderband. Osnabrück.

KOOIKER, G. (2005a): Vögel und Klimaerwärmung: 28-jährige phänologische Beobachtungen in und um Osnabrück von 1976 bis 2004. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 37: 99-111.

KOOIKER, G. (2006): Brutbestandsentwicklung der Elster (*Pica pica*) in Osnabrück in den Jahren 1984 bis 2005. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 38: 91-99.

KOOIKER, G. & C. V. BUCKOW (1999): Die Elster. Sammlung Vogelkunde. Wiesbaden.

KOOIKER, G. & H. OLDEKAMP (1999): Brutvogelbestandserfassungen durch vier verschiedene Beobachter im Bürgerpark von Osnabrück. Beitr. Naturk. Niedersachs. 52: 88-101.

KOOIKER, G. & B. VOLMER (2007): Tiere in Osnabrück II. Steinfurt.

KRETZSCHMAR, E. & R. NEUGEBAUER (2003): Dortmunder Brutvogelatlas. NABU, Stadtverband Dortmund.

LASKE, V., K. NOTTMEYER-LINDEN & K. CONRADS (1991): Die Vögel Bielefelds. Bielefeld.

MÄCK, U. & M.-E. JÜRGENS (1999): Aaskrähe, Elster und Eichelhäher in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

MITSCHKE, A. & S. BAUMUNG (2001): Brutvogel-Atlas Hamburg. Hamburger Avifaunistische Beiträge 31: 1-344.

MITSCHKE, A. & J. LUDWIG (2004): Monitoring häufiger Brutvögel in der Normallandschaft von Niedersachsen und Bremen. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 36: 69-78.

MITSCHKE, A., SUDFELDT, C., HEIDRICH-RISKE, H. & R. DRÖSCHMEISTER (2005): Das neue Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands - Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethode und erste Ergebnisse. Vogelwelt 126: 127-140.

NICOLAI, B. & M. WADEWITZ (2003): Die Brutvögel von Halberstadt. Abh. Ber. Mus. Heineanum 6 (Sonderheft): 1-187.

NORDRHEIN-WESTFÄLISCHE ORNITHOLOGENGESELLSCHAFT (2002): Die Vögel Westfalens. Beitr. Avif. Nordrh.-Westf. Bd. 37: 1-397.

OELKE, H. (1980): Siedlungsdichte. In: BERTHOLD, P., E. BEZZEL & G. THIELCKE: Praktische Vogelkunde. 2. Aufl., Greven.

OTTERSEN, G., B. PLANQUE, A. BELGRANO, E. POST, P. C. REID & N. C. STENSETH (2001): Ecological effects of the North Atlantic Oscillation. Oecologia 128: 1-14.

OTTO, W. & K. WITT (2002): Verbreitung und Bestand Berliner Brutvögel. Berl. ornithol. Ber. 12: 1-256.

PECHACEK, P. (2005): Vogel des Jahres 2006: Der Kleiber. Der Falke-Taschenkalender für Vogelbeobachter 2006: 169-175.

RAHMSDORF, S. & H. J. SCHELLNHUBER (2006): Der Klimawandel. München.

REICHHOLF, J. & K. SCHAACK (1986): Linientaxierung von Sommervögeln im Auwald. Anz. orn. Ges. Bayern 25: 175-187.

RHEINWALD, G., R. ERHARD & M. WINK (1997): Untersuchungen zu Bestandsänderungen von Brutvögeln im Großraum Bonn durch Rasterkartierung und Punkt-Stopp-Erfassung. Charadrius 33: 179-195.

RETTIG, K. (2006): Veränderungen im Brutvogelbestand unseres Wohngebietes in Emden zwischen 1970 und 2006. Fauna & Flora Ostfrieslands 256: 10-12.

SACHS, L. (1997): Angewandte Statistik. Berlin.

SCHEURIG, M. R., H.-W. MITTMANN & P. HAVELKA (1999): Brutvogel-Monitoring Baden-Württemberg 1992-1999. Carolinea, Beiheft 14: 1-151.

SCHWARZ, J. & M. FLADE (2000): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms. Teil 1: Bestandsveränderungen von Vogelarten der Siedlungen seit 1989. Vogelwelt 121: 87-106.

SKIBBE, A. & S. R. SUDMANN (2005): Bestand und Bestandsänderung des Zaunkönigs in Nordrhein-Westfalen. Charadrius 41: 214-222.

SUDFELDT, C., R. DRÖSCHMEISTER, C. GRÜNEBERG, A. MITSCHKE, H. SCHÖPF & J. WAHL (2007): Vögel in Deutschland - 2007. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.

SUDMANN, S. R. & F. HUSTINGS (2003): Parallele Entwicklungen der Brutvogelbestände in den Niederlanden und Nordrhein-Westfalen in den letzten 25 Jahren. Charadrius 39: 145-166.

SÜDBECK, P. & S. FISCHER (2005): Welche Methode zu welchem Zweck? In: SÜDBECK, P. et al. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. S. 40-46. Radolfzell.

STADT OSNABRÜCK (2001): Flächennutzungsplan 2001 der Stadt Osnabrück. Erläuterungsbericht. Osnabrück.

WENDT, D. (2006): Die Vögel der Stadt Hannover. Hannover.

WITT, K. (1989): Haben Elstern einen Einfluß auf die Kleinvogelwelt einer Großstadt? Vogelwelt 110: 142-150.

ZANG, H. (2003): Veränderungen in der niedersächsischen Vogelwelt im 20. Jahrhundert. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 35: 1-18.

Verbreitung, Bestand und Habitatnutzung des Mittelspechts *Dendrocopos medius* in Nordwest-Niedersachsen

Johannes Kamp

KAMP, J. (2007): Verbreitung, Bestand und Habitatnutzung des Mittelspechts *Dendrocopos medius* in Nordwest-Niedersachsen. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 39: 77–96.

In der vorliegenden Arbeit werden aktuelle Bestandszahlen für den Mittelspecht, eine Art der EU-Vogelschutzrichtlinie, in NW-Niedersachsen (Ostfriesland, Oldenburger Land, Bremen, Landkreise Cuxhaven und Osterholz-Scharmbeck) mitgeteilt, ein Gesamtbestand abgeschätzt und die gegenwärtige Verbreitung der Art skizziert. Ergänzend wird die Habitatnutzung im Untersuchungsraum beschrieben. Zur Bestandsabschätzung wurden alle verfügbaren Nachweise der Art aus dem Zeitraum 1997 bis 2007 zusammengetragen, sowohl aus publizierten als auch unveröffentlichten Quellen. Unter Zuhilfenahme der Ergebnisse eigener Siedlungsdichte-Untersuchungen in sieben Waldgebieten des Oldenburger Landes in den Jahren 2003 bis 2007 und vorhandener Flächendaten zu alten Laubholzbeständen im Oldenburger Land und Ostfriesland wurde ein Minimal-, mittlerer und Maximalbestand für die Art kalkuliert und die Verbreitung der untersuchten Population räumlich dargestellt.

Insgesamt wurde für den untersuchten Raum ein Minimalbestand N_{min} von 350 Mittelspechtrevieren recherchiert, davon 312 im Oldenburger Land, 15 in Ostfriesland und 23 östlich der Weser. Im Rahmen der eigenen Siedlungsdichteuntersuchungen wurden auf 1.317 ha Wald 92 Reviere ermittelt. Resultierende Siedlungsdichten lagen bei 0,6 bis 1,8 (im Mittel 0,9 ± 0,41 SD) Revieren pro 10 ha Waldfläche, und bei 0,9 bis 2,9 (im Mittel 2,1 ± 0,58 SD) Revieren pro 10 ha geeigneten Habitats. Eine Extrapolation unter Anwendung der mittleren Siedlungsdichte pro 10 ha geeigneten Habitats auf die Gesamtfläche verfügbaren geeigneten Habitats ergab einen mittleren Bestand N_{mean} von 529 Revieren, unter Anwendung der maximalen Siedlungsdichte einen maximalen Bestand N_{max} von 627 Revieren. Da N_{mean} und N_{max} wesentlich höher liegen als N_{min}, ist von erheblichen Erfassungslücken auszugehen. Eine Analyse der Bestandsentwicklung für das Oldenburger Land ergab einen deutlich positiven Trend seit 1970. Die Zunahme ist allerdings kaum von den Effekten einer stark verbesserten Erfassungsintensität u. a. durch den vermehrten Einsatz von Klangattrappen abzugrenzen. Eine Zunahme wird im Kontext von nachhaltiger Forstwirtschaft und aktuell besonders günstigem Bestandesalter diskutiert. In den Siedlungsdichte-Untersuchungen abgegrenzte Reviere lagen überwiegend in alten Eichenwäldern, im Detail wurden 11 % in Eschen-Erlen-Feuchtwäldern, 36 % in Eichen-Rotbuchenwäldern, 51 % in Eichen-Hainbuchenwäldern und 2 % in reinen Erlenwäldern nachgewiesen. Die zur Brut genutzten Bestände waren überwiegend älter als 80 Jahre, allerdings konnten auch Reviere in jüngeren Eichenbeständen belegt werden. Die ermittelten Siedlungsdichten lagen im Rahmen der in der Literatur zitierten Werte, allerdings besiedelten Mittelspechte im Untersuchungsraum zum Teil deutlich kleinere Habitatpatches (1,3 bis 2,2 ha), als bisher für möglich gehalten. Der Mittelspechtbestand im Untersuchungsgebiet ist aufgrund seiner Größe (14,0 bis 20,9 % des niedersächsischen Bestands) und der Tatsache, dass er den nordwestlichen Vorposten im Verbreitungsgebiet der Art darstellt, von besonderer Bedeutung für den Schutz der Art. Die betrachtete Population hat wegen des hohen Fragmentierungsgrades des besiedelten Lebensraumes Metapopulations-Charakter. Von besonderer Bedeutung sind wahrscheinliche „source-Populationen“ z. B. im Neuenburger Holz, Lkr. Friesland (34 Reviere) und NSG Hasbruch, Lkr. Oldenburg (83 Reviere), während kleinere patches möglicherweise einer Aussterbe-Wiederbesiedlungsdynamik unterliegen. Die Eignung des Mittelspechts als „umbrella species“ für alte Eichenbestände und Indikator für den Erhaltungszustand alter Laubwälder in der Region wird diskutiert.

J. K., Hindenburgstr. 3, D-26122 Oldenburg, johannes.kamp@uni-oldenburg.de

1. Einleitung

„Die zukünftige Bestandsentwicklung des Mittelspechts in Deutschland kann als Indikator für die ökologische Nachhaltigkeit der Forstwirtschaft und die Naturschutzverträglichkeit moderner Waldbewirtschaftungsmethoden angesehen werden. Es ist daher von großer Bedeutung, die Bestände des Mittelspechts möglichst vollständig zu erfassen und ihre Entwicklung sorgfältig zu dokumentieren."

Diesem abschließenden Statement aus SÜDBECK & FLADE (2004) entspringt die Motivation für die vorliegende Arbeit. Im Untersuchungsgebiet, dem nordwestlichen Niedersachsen mit einem Schwerpunkt im Oldenburger Land, werden seit mehreren Jahren steigende Revierzahlen des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) und eine zunehmende Zahl von Vorkommen in bisher nicht besiedelten Gebieten registriert. Eine Übersicht über den aktuellen Bestand, die Bestandsentwicklung und die Ursachen für Veränderungen stand jedoch noch aus.

Die untersuchte Population lebt an der nordwestlichen Verbreitungsgrenze der Art und ist räumlich gut abgrenzbar. Bis in die 1980er Jahre wurde von einer starken Isolation zu den nächsten niedersächsischen Vorkommen an der unteren Aller und im Schaumburger Land ausgegangen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, HECKENROTH & LASKE 1997). Gegenwärtig ist aber unklar, ob diese Isolation noch besteht. So ist für die südlichsten Bereiche ein Austausch mit Brutvögeln der westfälischen Population (vgl. JÖBGES & KÖNIG 2001) denkbar, nach Südosten ein Anschluss der Population über einen „Waldkorridor" in den Landkreisen Nienburg und Diepholz an Vorkommen am Steinhuder Meer und in der Lüneburger Heide (vgl. Folie 10 in HECKENROTH & LASKE 1997, BRANDT & NÜLLE 2005).

Der Mittelspecht wird in Anhang I der EU-Richtlinie über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten („EU-Vogelschutzrichtlinie") geführt. Dadurch hat die Art einen besonderen Stellenwert im Natur- und Vogelschutz in Niedersachsen, ein Monitoring von Bestandsgrößen und Populationstrends sollte umfassend durchgeführt werden.

Mit etwa 16.500–22.000 Brutpaaren in Deutschland (BAUER et al. 2002) und 140.000–310.000 Brutpaaren in Europa (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004) gehört der Mittelspecht zu den mäßig häufigen Vogelarten. Der niedersächsische Bestand trägt dabei in der Gegenüberstellung der geometrischen Mittel der Landesbestände etwa 15 % zum bundesdeutschen Bestand bei. Der Mittelspecht ist ein ausgesprochener Habitatspezialist, der ursprünglich auf totholzreiche Laubwälder spezialisiert war (HERTEL 2003, PASINELLI 2003, KAMP & SOHNI 2006). Im Wirtschaftswald beschränkt sich sein Vorkommen überwiegend auf ältere Eichenbestände *Quercus* spp. (Übersicht in PASINELLI 2003).

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete

Der Untersuchungsraum umfasst Ostfriesland (Landkreise Leer, Aurich, Wittmund und Stadt Emden), das Oldenburger Land (ehemaliger Verwaltungsbezirk Oldenburg) mit den Landkreisen Friesland, Wesermarsch, Ammerland, Oldenburg, Cloppenburg, Vechta und den kreisfreien Städten Wilhelmshaven, Oldenburg und Delmenhorst, den Stadtstaat Bremen und die Landkreise Osterholz-Scharmbeck und Cuxhaven (Abb. 1). Der Untersuchungsraum befindet sich in folgenden Naturräumlichen Regionen (nach HECKENROTH & LASKE 1997): Watten und Marschen, Ostfriesisch-Olden-

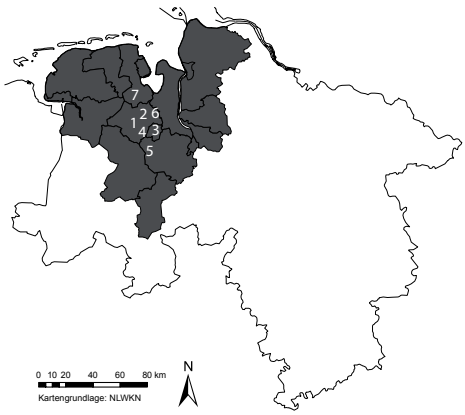


Abb. 1: Untersuchungsraum in Nordwest-Niedersachsen (grau schattiert) und Lage der Untersuchungsgebiete der Siedlungsdichteuntersuchungen 2003–2007 (Ziffern, entsprechend der laufenden Nummer in Tabelle 1). - *Study area in NW Lower Saxony (shaded) and sites surveyed in 2003-2007 (numbers correspond to those in Table 1).*

Tab. 1: Untersuchungsgebiete der Siedlungsdichteuntersuchungen 2003 bis 2007. FFH – im Rahmen der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie als Schutzgebiet ausgewiesen. - *Survey areas 2003 to 2007. FFH – area protected under the Flora Fauna Habitats directive of the EU.*

Nr. *ID*	Untersuchungsgebiet *study site*	Landkreis *district*	Lage *coordinates*	Fläche *area* [ha]	Waldtyp *forest type*	Jahr *year*
1	Elmendorfer Holz (FFH)	WST	53°13' N, 08°02' E	28	Eichen-Rotbuchen-Geestwald	2007
2	Schippstroth (FFH)	WST	53°13' N, 08°08' E	66	Eichen-Hainbuchen-Eschen-Hartholzaue eines Geestbaches	2003
3	Parks und Wäldchen der Stadt Oldenburg	Stadt OL	53°08' N, 08°13' E	58	Stadtparks mit alten Eichenbeständen	2003-2007
4	Wildenloh	WST	53°07' N, 08°08' E	105	Eichen-Hainbuchenwald, Geest	2003
5	Barneführer Holz (FFH)	OL	53°02' N, 08°16' E	160	Hartholzaue des Flusses Hunte	2004
6	Geestrandwälder bei Rastede (FFH)	WST	53°13' N, 08°16' E	321	Geestrandwälder	2005, 2007
7	Neuenburger Holz (FFH)	FRI	53°24' N, 07°59' E	579	Eichen-Hainbuchenwald, alter Hudewald	2004

burgische Geest, Stader Geest sowie Ems-Hunte-Geest mit Dümmer-Geestniederung. Die Größe des Untersuchungsraumes beträgt 11.907 km² und nimmt damit etwa 25 % der niedersächsischen Landesfläche ein.

Eigene Kartierungen des Mittelspechtbestandes wurden in den Jahren 2003–2007 in sieben Waldgebieten auf insgesamt 1.500 ha durchgeführt (Tab. 1). Bei der Gebietsauswahl für die Siedlungsdichteuntersuchungen wurde darauf geachtet, möglichst Gebiete entlang eines Nord-Süd-Transektes zu wählen, um in Bezug auf Klima oder Landschaftsparameter eventuell unterschiedliche Areale abzudecken. Außerdem wurde versucht, den Mittelspechtbestand in Gebieten unterschiedlicher Flächengröße zu erfassen.

Die kartierten Wälder sind pflanzensoziologisch als alte Eichen-Hainbuchenwälder (Stellario-Carpinetum typicum und stachyetosum) auf Geeststandorten einzustufen und fast alle „historisch alte Waldstandorte“ (Wulf 1994). Alle Flächen wurden bis ins 19. Jahrhundert als Hudewälder genutzt, daher ist streckenweise eine mächtige Strauchschicht des „Weideunkrauts“ Stechpalme *Ilex aquifolium* ausgebildet. Weitere typische Pflanzengesellschaften in den untersuchten alten Wäldern, die teilweise auch dominieren, sind Betulo-Quercetum (Birken-Eichenwald), Deschampsio-Fagetum (Drahtschmielen-Buchenwald), Oxalido-Fagetum (Sauerklee-Buchenwald), Carici remotae-Fraxinetum (Bach-Eschenwald) und Carici-elongatae-Alnetum (Schwarzerlen-Bruchwald). Daneben sind mit Roteichenforsten, verschiedenen Nadelbeständen (v. a. Fichte *Picea abies* und Douglasie *Pseudotsuga menziesii*) und Jungpflanzungen verschiedener Laubhölzer auch für den Mittelspecht ungeeignete Habitate zu finden. Fünf der Untersuchungsgebiete befinden sich ganz oder teilweise in ausgewiesenen FFH-Gebieten (vgl. Tab. 1).

2.2 Datengrundlage

2.2.1 Überregionale Datensammlung und -verwaltung

Um eine möglichst vollständige Übersicht zu erreichen, wurde die verfügbare relevante Literatur aus dem Untersuchungsraum ausgewertet. Außerdem konnte ich auf die Datenbanksysteme der Ornithologischen Vereinigung Ostfrieslands (OVO) und der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft Oldenburg (OAO) zurückgreifen. Über Anfragen in Internet-Mailinglisten

und persönliche Schriftverkehr wurden weitere Daten bei Ornithologen und Gebietskennern aus dem Untersuchungsraum abgefragt (vgl. Danksagung), dabei wurden besonders Personen angeschrieben, deren Beschäftigung mit der Art mir bekannt war.

Alle Daten wurden in eine Datenbank eingegeben, die zur räumlichen Analyse direkt mit einem geographischen Informationssystem (ArcGIS 9.2) verlinkt wurde. Die Einstufung der Nachweise als Brutnachweis, Brutverdacht oder Brutzeitbeobachtung erfolgte nach ANDRETZKE et al. (2005).

2.2.2 Eigene Erfassungen und Siedlungsdichteberechnungen

Zur Kartierung des Mittelspechtbestandes in den näher untersuchten Waldgebieten wurde zwischen Mitte Februar und Ende April jeweils das gesamte Waldgebiet dreimal begangen. Da der Mittelspecht eine eher unauffällige Art des Kronenraumes ist (PASINELLI 2003), war der Einsatz einer Klangattrappe unumgänglich. Diese Methode wird bei Kartierungen der Art inzwischen standardmäßig angewandt (SPITZNAGEL 1993, SÜDBECK & GALL 1993, ANDRETZKE et al. 2005, BOSCHERT et al. 2005). Eine Kartierung mit Klangattrappeneinsatz und drei Begehungsterminen führt in der Regel zu genauso hoher Erfassungsqualität wie eine Kartierung mit fünf oder mehr Begehungen ohne Klangattrappeneinsatz und ist deutlich effizienter. Der Erfassungsgrad liegt sogar höher als bei einer standardisierten Höhlensuche (KOSINSKI et al. 2004). Bereits bei einer einmaligen Begehung werden bei Klangattrappeneinsatz in der Regel um 90 % der tatsächlich vorhandenen Reviere entdeckt (GÜNTHER 1992 und eigene Daten). Zu Reaktionen auf die Klangattrappe siehe insbesondere LIESEN (1996).

Um möglichst flächendeckend alle Reviere zu erfassen, wurden die kartierten Waldgebiete streiflinienförmig mit Orientierung an vorhandenen Wegstrukturen begangen und alle 200 m ein Stopp eingelegt. Um Störungen zu minimieren, wurden bei jedem Halt zunächst die „kik"-Rufreihen („rattlecall", WINKLER et al. 1995) unter Zuhilfenahme von Audiokassette und Diktiergerät für etwa 4–5 Sekunden abgespielt, dann wurde auf eine Reaktion von Revierinhabern gewartet. Erfolgte nicht sofort eine Reaktion, wurde die Balzstrophe des Männchens („Quäken") kurz angespielt. Nach dreiminütiger Wartezeit wurde die Kartierung zügig fortgesetzt, dabei wurde darauf geachtet, bereits erfasste Vögel nicht erneut anzulocken (Gefahr des „Nachziehens", BOSCHERT et al. 2005). Alle Beobachtungen von Mittelspechten wurden im Gelände mit Notizen zu Reaktion, Anflugrichtung und Geschlecht in Kopien der betreffenden Deutschen Grundkarte 1:5.000 eingetragen, ab 2005 direkt als Wegpunkt in einem Garmin GPS gespeichert.

In der Regel erfolgten Begehungen morgens zwischen 9 und 12 Uhr MEZ, da nach eigenen Erfahrungen die Hauptaktivität erst weit nach Sonnenaufgang beginnt, jedoch nicht bei starkem Niederschlag oder Frost.

Sämtliche Geländedaten wurden zu „Papierrevieren" (BIBBY et al. 1995) verschnitten, die minimale Aktionsräume, jedoch nicht tatsächliche Revierausdehnungen wiedergeben. Alle Reviere wurden mit Grenzen und Revierzentrum in eine georeferenzierte Kartenvorlage (Deutsche Grundkarte 1:5.000) in ArcGIS 9.2 digitalisiert.

Zur Berechnung der Siedlungsdichte wurde zunächst die Zahl der Brutreviere durch die Fläche des kartierten Waldgebiets geteilt, dieser Wert dann auf „Reviere pro zehn Hektar" umgerechnet. Dabei wurden nur Brutnachweise und Brutverdacht, nicht aber Brutzeitbeobachtungen als Revier gewertet (vgl. 2.2.1; ANDRETZKE et al. 2005). Da in den meisten Waldgebieten Bereiche mit für den Mittelspecht ungeeigneten Biotoptypen (Nadelwald etc.) eingestreut waren, wurde ein zweiter Wert ermittelt, der die Siedlungsdichte pro „geeigneter" Biotopfläche angibt. Zur Definition von für eine Besiedlung geeigneten Biotopen siehe 2.3.1. Nadelbaumbestände, Jungwuchs und baumlose Flächen wurden als nicht besiedelbar angesehen. Für sämtliche Bestandsabschätzungen wurde nur die Siedlungsdichte pro geeigneter Biotopfläche verwendet (z. B. BRANDT & NÜLLE 2005).

Zur Habitatnutzung im Untersuchungsgebiet wurden keine systematischen Untersuchungen durchgeführt. Einige interessante Hinweise werden deskriptiv mitgeteilt.

2.3 Datenauswertung

2.3.1 Bestandsschätzung

Für die Berechnung eines aktuellen, gesicherten Minimalbestandes (im folgenden N_{min}) des Mittelspechts wurden die Revierzahlen aller recherchierten und kartierten Vorkommen im Untersuchungsraum ab dem Jahr 1997, also für die vergangenen zehn Jahre, aufsummiert. Da nur aus etwa 40 % der Waldgebiete des Untersuchungsraumes Daten vorlagen, wurde für das Oldenburger Land und Ostfriesland ein geschätzter mittlerer Bestand (N_{mean}) sowie ein geschätzter maximaler Bestand (N_{max}) berechnet. Für Gebiete östlich der Weser war dies leider nicht möglich, da Daten zur Bestandsstruktur der Wälder nicht verfügbar waren.

Für den Bereich Ostfriesland und das Oldenburger Land lagen Angaben zu Baumarten und Altersklassenverteilung in allen Laub- und Mischwäldern mit Ausnahme einiger Privatwälder vor (SCHOTMAN et al. 1997). Nach Literaturdaten (Übersicht in PASINELLI 2003, vgl. besonders auch HERTEL 2003, WEISS 2003, ANDRETZKE et al. 2005, KAMP & SOHNI 2006), und eigenen Erfahrungen wurden für den Mittelspecht drei besiedelbare „Habitattypen" (Hauptbiotoparten) unterschieden:

- alte Eichen- und Eichen-Hainbuchenwälder mit Eichenbeständen über 80 Jahren, Mindestgröße eines besiedelbaren Waldstücks ca. 3,3 ha (PASINELLI 2003).
- ältere Erlen- und Erlen-Eschen-Ulmenbestände in Bachauen und feuchten Niederungswäldern, Mindestalter der Bäume ca. 60–70 Jahre, in der Regel totholzreiche Bestände (WIRTHMÜLLER 2002, WEISS 2003)
- sehr alte, totholzreiche Buchenwälder der Zerfallsphase (JÖBGES & KÖNIG 2001, HERTEL 2003, KAMP & SOHNI 2006)

Unter Verwendung der berechneten Siedlungsdichten des Mittelspechts (vgl. 2.2.2) wurden mittlere (N_1) und maximale (N_2) Bestandsgröße für jedes Waldgebiet in Ostfriesland und dem Oldenburger Land wie folgt berechnet:

$$N_1 = A * \hat{D}_{mean} \quad (1)$$

$$N_2 = A * \hat{D}_{\max} \quad (2)$$

wobei A = Größe (ha) der Waldfläche mit für den Mittelspecht geeigneten Biotopen (s. 2.3.1) und $\hat{D}_{mean}$, $\hat{D}_{\max}$ = gemittelte bzw. maximale Dichte aus allen Siedlungsdichteuntersuchungen 2003 bis 2006.

Nachfolgend wurden die geschätzten Bestände für alle Waldgebiete aufsummiert und ein mittlerer Gesamtbestand N_{mean} für das Oldenburger Land und Ostfriesland ermittelt:

$$N_{mean} = \sum_{k=1}^{n} A_k * \hat{D}_{mean} \quad (3)$$

wobei A = Größe (ha) der Waldfläche mit für den Mittelspecht geeigneten Biotopen, k = Gebiet und $\hat{D}_{mean}$ = mittlere Siedlungsdichte aus allen Siedlungsdichteuntersuchungen 2003 bis 2006.

Um die potenziell mögliche Bestandsgröße für Oldenburg und Ostfriesland zu ermitteln, wurde zusätzlich eine maximale Bestandsgröße N_{max} abgeschätzt:

$$N_{\max} = \sum_{k=1}^{n} A_k * \hat{D}_{\max} \quad (4)$$

wobei A = Größe (ha) der Waldfläche mit für den Mittelspecht geeigneten Biotopen, k = Gebiet und $\hat{D}_{\max}$ = maximale Siedlungsdichte aus allen Siedlungsdichteuntersuchungen 2003 bis 2006.

Für Gebiete, aus denen genaue Bestandszahlen vorlagen, wurde der extrapolierte Wert in der Aufsummierung zu N_{mean} und N_{max} durch die kartierte Revierzahl ersetzt.

N_{max} ist als potenziell möglicher, im Moment aber wohl nicht erreichter Maximalbestand zu betrachten, da nie alle Gebiete die maximale Siedlungsdichte aufweisen werden. Andererseits wurden als Grundlage der Berechnungen Werte zur Bestandsstruktur von 1997 zugrunde gelegt. Das Waldalter und damit auch die für den Mittelspecht verfügbare Habitatfläche haben seitdem zugenommen, außerdem fehlen in der Berechnung der Fläche geeigneten Habitats einige Privatwälder und kleinere Feldgehölze, für die keine Daten vorlagen. Daher könnte der reale Bestand tatsächlich annähernd die Werte von N_{max} erreichen.

2.3.2 Räumliche Darstellung

Die Bestandsschätzungen für jedes Gebiet, aus dem Daten vorlagen, wurden in ArcGIS 9.2 unter Verwendung der Gebietsbestände N_1 und

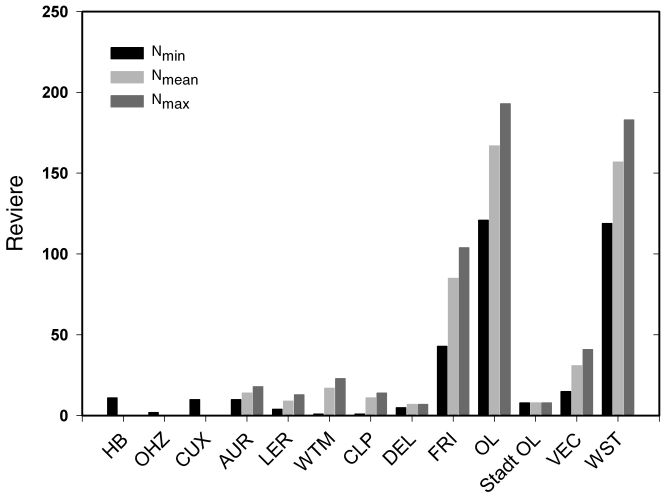


Abb. 2: Ermittelter Minimalbestand (N_{min}) für den gesamten Untersuchungsraum und mittlerer (N_{mean}) und maximaler Schätzbestand (N_{max}) für Oldenburger Land und Ostfriesland. Erläuterungen s. Text. – *Minimum population numbers (N_{min}) and mean (N_{mean}) and maximum (N_{max}) estimates for the regions of Oldenburg and Ostfriesland.*
Abkürzungen der Landkreisbezeichnungen / *Shortcuts for administrative districts*: HB – Hansestadt Bremen, OHZ – Osterholz-Scharmbeck, CUX – Cuxhaven, AUR – Aurich, LER – Leer, WTM – Wittmund, CLP – Cloppenburg, DEL – Delmenhorst, FRI – Friesland, OL – Oldenburg, Stadt OL – Stadt Oldenburg, VEC – Vechta, WST – Westerstede.

N_2 mithilfe von Standardtools visualisiert. Kartengrundlagen wurden sämtlich aus der frei zugänglichen Meta-Datenbank des Niedersächsischen Umweltministeriums (GEOSUM-System, siehe http://www.umwelt.niedersachsen.de/master/C22380006_N22379160_L20_D0_I598.html) übernommen. Für die Darstellung einiger Landschaftsparameter wurden die originalen shape-Dateien teilweise modifiziert.

3. Ergebnisse

3.1 Ermittelter Bestand

Insgesamt wurden für den Untersuchungsraum 350 Reviere als gesicherter Mindestbestand (N_{min}) recherchiert. Davon befanden sich 23 Reviere östlich der Weser, darunter zehn im Landkreis Cuxhaven, zwei im Landkreis Osterholz-Scharmbeck und elf auf dem Gebiet der Stadt Bremen. Für Ostfriesland lagen Angaben zu 15 Revieren vor. Die Mehrzahl (312, incl. der im Rahmen der Siedlungsdichte-Untersuchungen kartierten Vögel) aller Paare besiedelte das Oldenburger Land. Dabei dominierten Vorkom-

Tab. 2: Anzahl der erfassten Reviere und berechnete Siedlungsdichten für alle kartierten Waldgebiete. – *Number of breeding pairs and breeding densities for all areas surveyed.*

	Elmendorfer Holz	Schippstroth	Parks in Oldenburg	Wildenloh	Barneführer Holz	Geestrandwälder bei Rastede	Neuenburger Holz
Gebietsgröße – *area size*	28	66	58	105	160	321	579
Größe der nutzbaren Fläche – *area available*	22	23	29	35	47	106	358
Anzahl der Reviere – *number of territories*	5	5	6	10	11	21	34
Siedlungsdichte gesamtes Waldgebiet (Rev/10 ha) – *density total forest area (territories/10ha)*	1,8	0,8	1,0	1,0	0,7	0,7	0,6
Siedlungsdichte auf der nutzbaren Fläche (Rev/10 ha) – *density available forest area*	2,3	2,2	2,1	2,9	2,3	2,0	0,9

men in den Landkreisen Oldenburg (121 Reviere), Ammerland (119 Reviere) und Friesland (43 Reviere, Abb. 2). Besonders einige alte Eichen-Hainbuchenwälder, ganz oder teilweise Naturschutzgebiete ohne forstliche Nutzung, wiesen große Bestände auf. Das Neuenburger Holz (Lkr. Friesland) mit dem NSG „Neuenburger Urwald“ und das NSG „Hasbruch“ (Lkr. Oldenburg) waren dabei mit 34 bzw. 83 Revieren besonders herausragend und beherbergten zusammen 36 % aller recherchierten Paare.

3.2 Siedlungsdichten

Insgesamt wurden bei eigenen Kartierungen auf 1.317 ha Wald 92 Brutpaare ermittelt (ohne Brutzeitbeobachtungen). Die Siedlungsdichte gerechnet auf das jeweils gesamte Waldgebiet lag zwischen 0,6 und 1,8 Revieren/10 ha (im Mittel 0,9 ± 0,41 SD). Berechnet für die Flächenanteile von für den Mittelspecht geeigneten Biotoptypen (vgl. 2.2.1) lag die Siedlungsdichte zwischen 0,9 und 2,9 Revieren/10 ha (im Mittel 2.1 ± 0,58 SD, Tab. 2).

Die kleinsten, isoliert liegenden Bestände, die von jeweils einem Paar besiedelt wurden, waren der Ostteil des Schlossgartens, Stadt Oldenburg mit 1,3 ha, ein Eichenwäldchen bei Hösjekamp am NW-Ufer des Zwischenahner Meeres mit 1,6 ha, der Park „Hogen Hagen“ in Bad Zwischenahn mit 2,2 ha, und ein Wäldchen in Oldenburg-Vahlenhorst mit 5,2 ha.

3.3 Geschätzter Gesamtbestand

Die Hochrechnungen für das Oldenburger Land und Ostfriesland (ohne Bereiche östlich der Weser) ergaben einen mittleren Gesamtbestand von N_{mean} = 506 Revieren und einen nach Habitatverfügbarkeit mit maximaler Siedlungsdichte berechneten potenziellen Maximalbestand von N_{max} = 604 Revieren.

Nach Addition der ermittelten Bestandszahlen aus den Bereichen östlich der Weser (vgl. 3.1) ergaben sich N_{mean} = 529 Reviere und N_{max} = 627 Reviere für den gesamten Untersuchungsraum.

Damit umfasst die hier untersuchte NW-niedersächsische Population zwischen 14,0 % und 25,1 % des landesweiten Bestands (vgl. Südbeck & Flade 2004), im Mittel (Vergleich der geometrischen Mittel beider Schätzungen) 17,1 %.

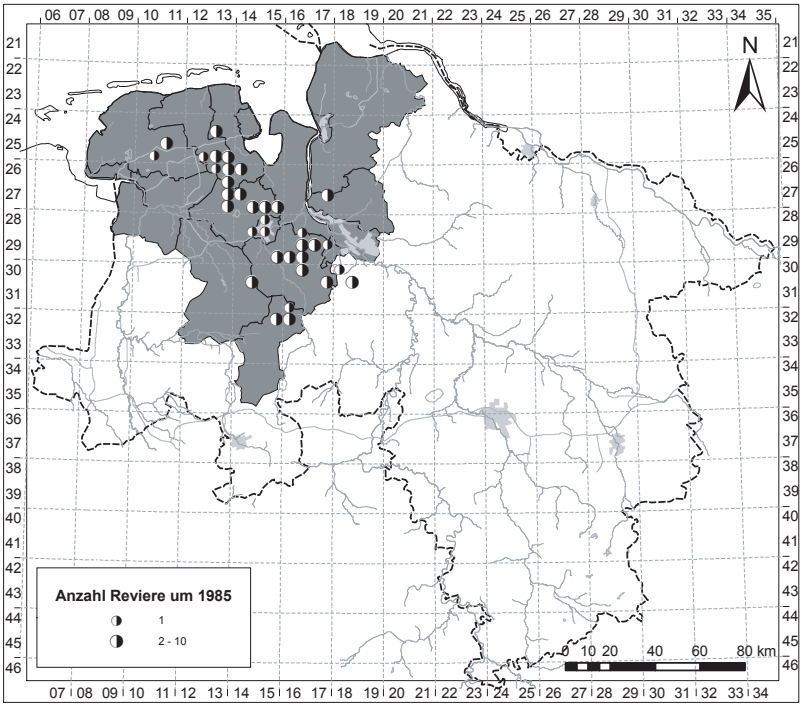
3.4 Verbreitung

Um 1985 beschränkte sich die Verbreitung des Mittelspechts überwiegend auf Geeststandorte im Oldenburger Land (Abb. 3, Verbreitung nach Heckenroth & Laske 1997 – Punkte geben nicht absolute Revierstandorte an, sondern bilden den Bestand eines TK25-Viertels in zwei Größenklassen ab). Es fällt auf, dass aus Ostfriesland nur sehr wenige, aus dem Landkreis Cuxhaven nur ein einziges und aus Bremen und Umland keine Vorkommen des Mittelspechts bekannt waren. Die Dichten lagen durchgehend bei höchstens 10 Revieren pro Messtischblatt.

Die aktuelle Verbreitung des Mittelspechtes 1997 bis 2007 nach den recherchierten Bestandsdaten (Mindestbestand N_{min}) weist deutliche Schwerpunkte im Ammerland westlich Westerstede, um Rastede, im Neuenburger Holz und Hasbruch sowie im Landkreis Oldenburg zwischen Ganderkesee und Goldenstedt auf (Abb. 4). Das Verbreitungsmuster ist ähnlich wie 1985, allerdings sind durchgehend höhere Abundanzen in den einzelnen Gebieten zu beobachten. Aus Ostfriesland liegen mehr Vorkommenspunkte als 1985 vor, Bremen und das Cuxhavener Gebiet sind spärlich besiedelt.

Die mögliche Verbreitung des Mittelspechts im Untersuchungsgebiet zwischen 1997 bis 2007 auf Grundlage der mittleren errechneten Siedlungsdichte N_{mean} (Abb. 5) lässt höhere Bestände möglich erscheinen, v. a. in den Landkreisen Oldenburg, Friesland und in Ostfriesland. Dies deutet auf Erfassungslücken und eine mögliche Unterschätzung des Bestandes einiger Gebiete hin.

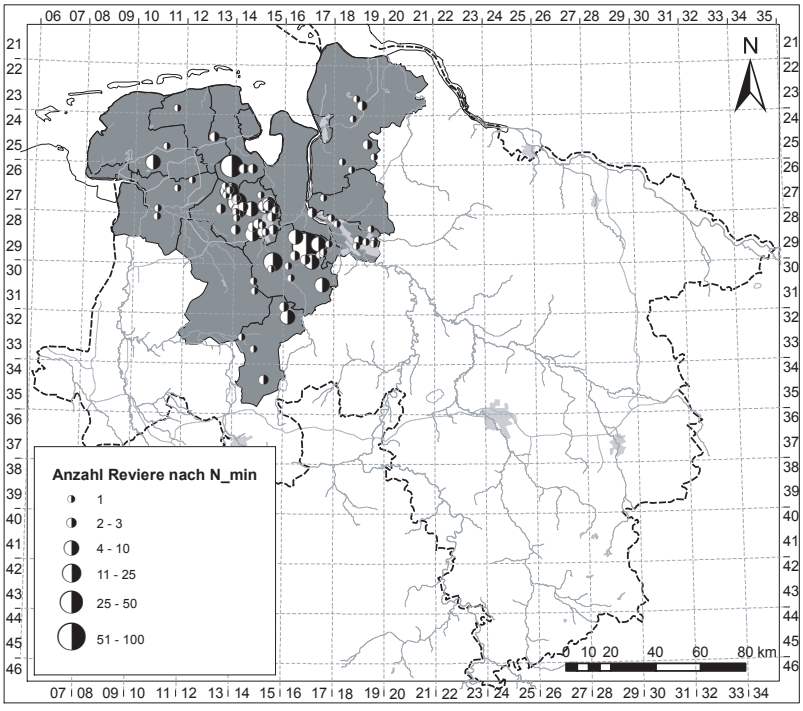
Die hypothetische Verbreitung des Mittelspechts im Untersuchungsgebiet zwischen 1997 bis 2007 auf Grundlage der maximalen Siedlungsdichte N_{max} (Abb. 6) weicht räumlich nicht von dem in Abb. 5 gezeichneten Bild ab, betont aber die Möglichkeit individuenstarker Vorkommen im wenig untersuchten Ostfriesland noch stärker. Gebiete östlich der Weser wurden bei der Prognose der Häufigkeiten nicht berücksichtigt.



Kartengrundlage: NLWKN

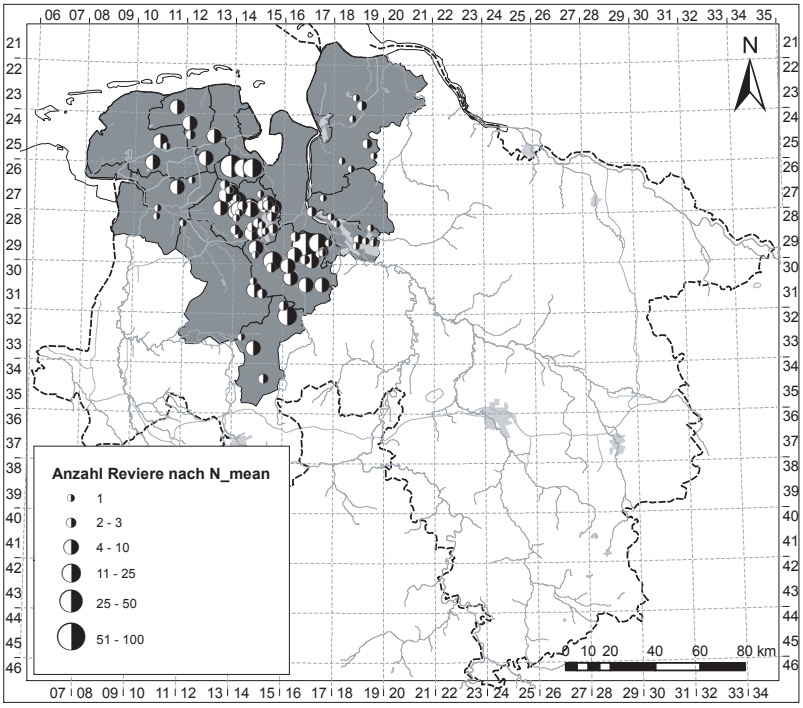
Abb. 3: Verbreitung des Mittelspechtes in NW-Niedersachsen um 1985, Häufigkeiten nach HECKENROTH & LASKE (1997). – *Distribution of the Middle Spotted Woodpecker in NW Lower Saxony about 1985 (abundance after HECKENROTH & LASKE 1997).*

3.5



Kartengrundlage: NLWKN

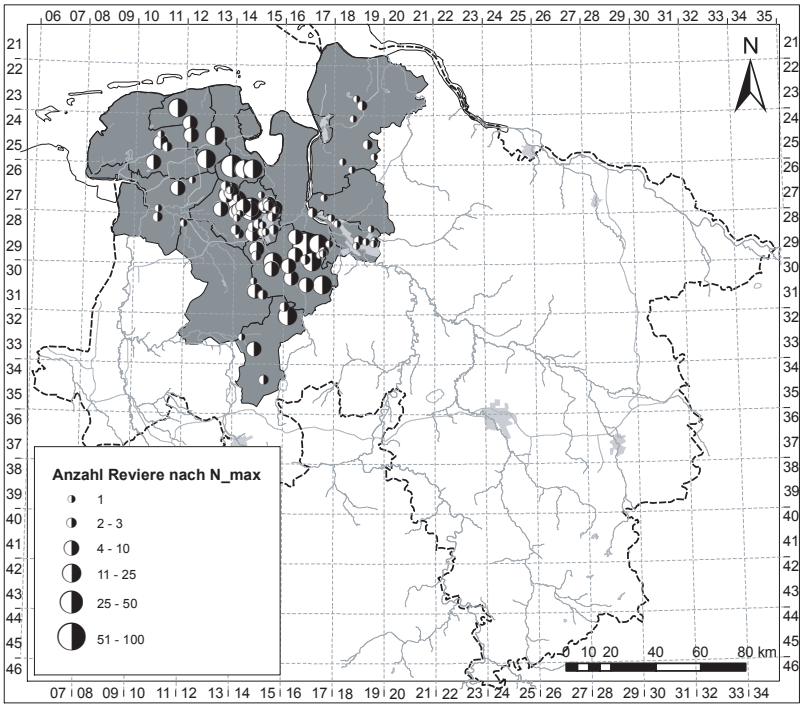
Abb. 4: Verbreitung des Mittelspechtes in NW-Niedersachsen 1997–2007, Häufigkeiten nach dem recherchierten Mindestbestand N_{min}. – *Distribution of the Middle Spotted Woodpecker in NW Lower Saxony 1997–2007 (derived from N_{min}).*



Kartengrundlage: NLWKN

Abb. 5: Verbreitung des Mittelspechtes in NW-Niedersachsen 1997–2007, Häufigkeiten nach dem mittleren Schätzbestand N_{mean}. – *Distribution of the Middle Spotted Woodpecker in NW Lower Saxony 1997–2007 (derived from N_{mean}).*

Abb. 6: Verbreitung des Mittelspechtes in NW-Niedersachsen 1997–2007, Häufigkeiten nach dem maximalen Schätzbestand N_{max}. – *Distribution of the Middle Spotted Woodpecker in NW Lower Saxony 1997–2007 (derived from N_{max}).*



Kartengrundlage: NLWKN

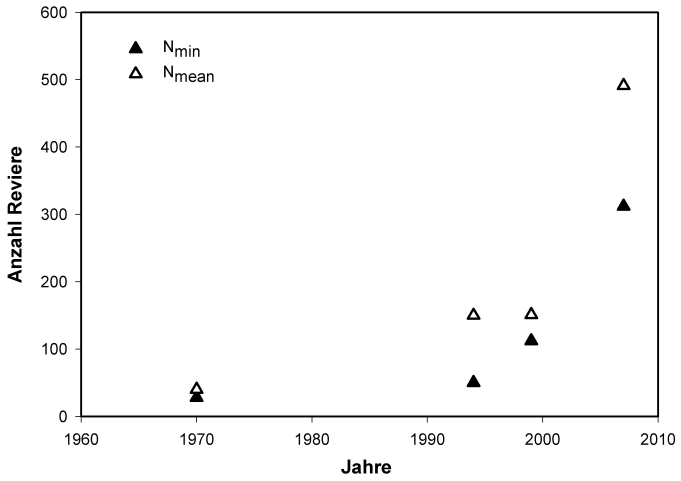


Abb. 7: Bestandsentwicklung des Mittelspechts 1970 bis 2007 im Oldenburger Land (Landkreise OL, Stadt OL, DEL, VEC, CLP, FRI, WST, Abkürzungserläuterung siehe Abb. 2) seit 1970. Angegeben sind für den Minimalbestand N_{min}, für den Maximalbestand N_{mean}. Nach KESSLER (1970), KRÜGER (1994), KRÜGER et al. (1999) und den Daten der vorliegenden Studie. – *Development of Middle Spotted Woodpecker population numbers in Oldenburg county 1970 to 2006 (districts OL, Stadt OL, DEL, VEC, CLP, FRI, WST, for shortcuts cf. Fig. 2). Based on data from KESSLER (1970), KRÜGER (1994), KRÜGER et al. (1999) and the results of this study.*

Bestandsentwicklung

Für das Oldenburger Land liegen ältere Bestandsangaben vor: KEßLER (1970) schätzte 28 bis 40 Reviere für die 1960er Jahre, KRÜGER (1994) stufte den Mittelspecht als „regelmäßigen Brutvogel mit 50–150 Brutpaaren" ein, und KRÜGER et al. (1999) präsentierten eine gut recherchierte Gesamtübersicht von 112–151 Revieren für die erste Hälfte der 1990er Jahre. Unter Berücksichtigung der neuen Ergebnisse (als oberer Wert wurde N_{mean} gesetzt) von 312–550 Revieren kann von einer deutlichen Zunahme des Mittelspechtes im Oldenburger Land ausgegangen werden. Die Schätzungen für den Minimal- und Maximalbestand lassen ein exponenzielles Wachstum der Population vermuten (Abb. 7). Allerdings ist zu beachten, dass diese Trends nicht als reale Bestandszunahmen interpretiert werden dürfen, da sie stark von einer in jüngster Zeit erhöhten Erfassungsintensität und verbesserten Erfassungsqualität beeinflusst sind.

Im Bundesland Bremen (incl. Lilienthal und Teilen der Hammeniederung) war der Mittelspecht bis 2004 als Brutvogel unbekannt (SEITZ & DALLMANN 1992, SEITZ et al. 2004). Die Erfassung von 13 Revieren in den Jahren 2005 und 2006 weist auf eine Neubesiedlung bzw. eine Ausbreitung des möglicherweise bisher übersehenen Bremer Bestands hin. Für den Landkreis Cuxhaven und für Ostfriesland liegen keine verwertbaren quantitativen Informationen zur Bestandsentwicklung des Mittelspechts vor, doch vermutete J. WILDBERGER (2006, in litt.), dass die überwiegende Mehrzahl der Vorkommen im Landkreis Cuxhaven auf eine jüngste Arealausweitung und nicht auf eine erhöhte Erfassungsintensität zurückgeht.

3.6 Habitatnutzung

Alle kartierten Reviere befanden sich in älteren Laubwäldern. Diese waren oft, aber nicht immer von Eichen dominiert mit gebietsweise stärkerer Beimischung von Hain- und Rotbuche bzw. in Bachauen auch Ulme und Esche (Abb. 8). Dabei wurden in den meisten Fällen Bestän-

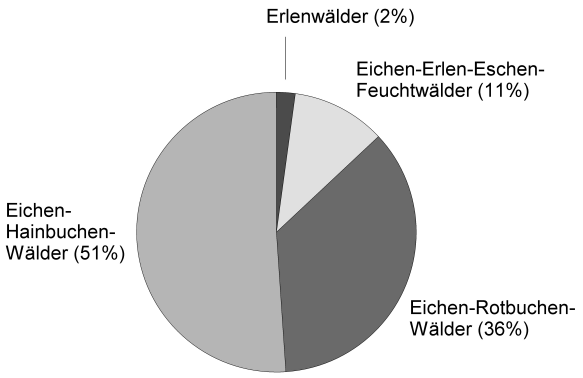


Abb. 8: Habitatnutzung des Mittelspechts in den Untersuchungsgebieten der Siedlungsdichteuntersuchungen (n = 92 Brutpaare/Reviere). – *Habitat use of the Middle Spotted Woodpecker within the study area (n = 92 territories).*

de ab einem Alter von etwa 80 Jahren besiedelt. In den meisten Fällen waren Bäume mit auffallend starkastigen Kronen vorhanden.

Eine Analyse für das Gebiet „Barneführer Holz" ergab eine Verteilung der Reviere ausschließlich in Eichenbeständen älter als 80 Jahre, mit nur sehr geringfügiger Nutzung von Beständen anderer Laubholzarten und jüngerer Eichenpflanzungen (überwiegend zur Nahrungssuche).

In Bremen und Oldenburg wurden mehrere Stadtbruten festgestellt, vor allem in Parks mit altem Eichenbestand. Diese befanden sich nicht nur in peripheren Stadtteilen, sondern teilweise mitten im Zentrum (Abb. 9). Die Vögel der Parkpopulationen erscheinen vor allem im Winterhalbjahr regelmäßig auch in Futterhäusern in Gärten und sogar an Straßenbäumen am Rand der Fußgängerzone. Dabei werden Eichen bevorzugt, es wurde in mehreren Fällen aber auch Nahrungssuche an alten Bäumen von Platane (*Platanus x acerifolia*), Ahorn (*Acer* spec.) und verschiedenen Obstbäumen beobachtet.

Abb. 9: Lage der Bruthöhle eines Mittelspechtpaars (Pfeil) im Park „Eversten Holz", Oldenburg, 12.06. 2005. Foto: J. Kamp. – *Old oak with occupied breeding cavity (arrow) of the Middle Spotted Woodpecker in an urban recreational area („Eversten Holz", Oldenburg city, 12/06/2005).*

Im Jahr 2004 wurde erstmals ein Brutversuch (Beginn des Höhlenbaus) in einem reinen Erlenbestand von etwa 6 ha Größe in der Zeteler Marsch, Landkreis Friesland nachgewiesen. K. Taux (in litt.) kartierte 2006 außerdem drei Reviere in einem nahezu eichenfreien Erlen-Eschen-Bachauenwald bei Visbek, Landkreis Vechta.

In mehreren Gebieten (Geestrandwälder bei Rastede, Elmendorfer Holz) wurden Bruten in vergleichsweise jungen Eichenbeständen festgestellt. Teilweise wurden dort Wälder mit einem geschätzten Alter von 50–70 Jahren besiedelt.

4. Diskussion

4.1 Siedlungsdichten und home-range-Größen

Siedlungsdichten des Mittelspechts werden in der Literatur mit Werten zwischen 0,01 und 3,9 Brutpaaren pro 10 Hektar geschätzt, die meisten Werte für Tieflandwälder mit bis zu 200 ha Fläche liegen um 1,0 BP/10ha (Übersicht in Pasinelli 2003). Die Werte sind jeweils für besiedelbares Habitat gerechnet. Dichten in großräumigen, naturnahen Wäldern ohne stärkere forstwirtschaftliche Aktivitäten zumindest in den vergangenen hundert Jahren liegen bei 0,7 bis 0,8 BP/10 ha (Kamp & Sohni 2006). Die Siedlungsdichte ist abhängig von der Habitatqualität, aber auch von der Größe der besiedelten Wälder (Pasinelli 2003, Übersicht in Spitznagel 2001). Auch der Fragmentierungsgrad kann die Siedlungsdichte beeinflussen (Müller 1982, Kossenko & Kaygorodova 2001). Die höchsten Dichten von 2,1 bis 3,9 BP/10 ha werden in der Regel in kleinen Habitatpatches (unter 100 ha) mit sehr altem Baumbestand erreicht und über das gesamte Verbreitungsgebiet festgestellt (Lovaty 1980, Flade & Miech 1986, Spitznagel 2001, Kelm 1996, Noah 2000, Michalek et al. 2001 u. a.). In größeren, zusammenhängenden Beständen geeigneten Habitats sind die Siedlungsdichten meist viel geringer (0,1 bis 1,4 BP/10 ha, z. B. Liesen 1996, Fauvel 1997, Richter 1999, Noah

2000, RANDLER 2000, FAUVEL et al. 2001, MOREAU 2006).

Eine aktuelle Untersuchung aus dem zentralen Niedersachsen fand in Teilgebieten von 1.200–1.600 ha Dichten zwischen 1,0 und 1,7 BP/10 ha (insgesamt 452 Reviere auf 4.357 ha Wald, BRANDT & NÜLLE 2005). Dies sind Werte, die für viele größere Eichenwälder in Norddeutschland repräsentativ sein dürften.

Die vorliegende Untersuchung bestätigt die vorstehend genannten Siedlungsdichteangaben auffallend: Im Neuenburger Holz als großem zusammenhängendem Eichenbestand mit über 300 ha liegt die Siedlungsdichte mit 0,9 BP/ha im Bereich der Literaturwerte. Die wesentlich kleineren, fragmentartigen Waldreste der restlichen Kartiergebiete weisen mit 2,0 bis 2,9 Revieren/10ha höhere Dichten auf. Dies dürfte neben der hohen Habitatqualität dieser Gebiete auch auf das Vorhandensein von jeweils angrenzenden Wallhecken, Feldgehölzen und Gärten mit altem Baumbestand zurück zu führen sein. Vermutlich liegen in kleinen Wäldern im Untersuchungsraum viele Revierzentren des Mittelspechts dicht aneinander, die Revierinhaber nutzen dann linienhafte Strukturen (Hecken etc.) in der umgebenden Landschaft als Teil des Reviers mit, es befinden sich also größere Teile des Reviers außerhalb der geschlossenen Waldfläche und damit außerhalb des kartierten Gebietes.

Die home-range-Größe während der Brutzeit wird von PASINELLI (2000) mit 8,9 ha für große Waldgebiete angegeben, durchschnittliche home-ranges in eichendominierten Wäldern schlossen 63 große Eichen mit einem Brusthöhendurchmesser (DBH) von mind. 36 cm und 26 potenzielle Höhlenbäume ein. Für Erlenwälder ermittelte WEISS (2003) an einem telemetrierten Paar in Brandenburg home-range-Größen von 9,4 ha (Männchen) und 5,6 ha (Weibchen). Weitere Werte in Deutschland waren 3,5 und 3,9 ha zur Nestlingszeit (SPITZNAGEL 2001) oder 5,2 ha in zur Bebrütungsperiode (JÖBGES & KÖNIG 2001). Das Minimumareal für von einem Mittelspechtpaar besiedelbare isolierte Waldzellen wurde bisher mit 3,3 ha angegeben (JACOBY et al. 1970, Bodensee-Gebiet).

In den hier bearbeiteten Untersuchungsgebieten konnten keine Telemetrieuntersuchungen durchgeführt, und daher auch keine home-range-Größen ermittelt werden. Die Flächengrößen der kleinsten besiedelten Waldzellen von 1,3 bis 2,2 ha liegen deutlich unter dem bisher festgestellten niedrigsten Wert. Es ist davon auszugehen, dass Flächen zwischen Eichenwaldfragmenten nicht in jedem Fall ungenutzt bleiben oder als Barrieren wirken. So suchten z. B. Vögel der Stadtpopulation in Oldenburg während der Brutzeit Nahrung an Birn- *Pyrus* spec. und Apfelbäumen *Malus* spec. in angrenzenden Obstgärten (eig. Beob.). Nahrung suchende Mittelspechte konnten erstmals an Platanen *Platanus x acerifolia* im Stadtgebiet von Oldenburg festgestellt werden (vgl. Zusammenstellung der genutzten Baumarten in PASINELLI 2003).

4.2 Bestandsentwicklung, Ausbreitung

„Reale Zunahmen“ des Mittelspechts sind im Untersuchungsraum nur schwer von höheren Bestandsdaten aufgrund der erheblich verbesserten Erfassungsmethoden und intensiverer Erfassungen abzugrenzen. Dafür sind etwa seit dem Jahr 2000 nach meiner Einschätzung v. a. folgende Faktoren verantwortlich:

- Insgesamt verbesserte Kenntnis der Rufe des Mittelspechts, Erscheinen dezidierter Kartieranleitungen für Spechte (ANDRETZKE et al. 2005), vermehrte Anwendung geeigneter Kartiermethoden (Klangattrappeneinsatz)
- Gesteigertes Interesse an Waldvogelarten allgemein und Spechten im besonderen – spürbar an der deutschlandweiten Zunahme von Publikationen zu Waldarten seit dem Jahr 1990 (exemplarische Auswertung am Beispiel der avifaunistischen Zeitschrift „Die Vogelwelt“ mit geographischem Schwerpunkt Deutschland, Abb. 10)
- Anlaufen bundesweiter Monitoringprogramme und Atlasstudien (FLADE & SCHWARZ 2004, GEDEON et al. 2004, MITSCHKE et al. 2005), dadurch höherer Beobachtungsaufwand in der Normallandschaft incl. bis dahin eher schwach abgedeckter Waldgebiete
- Höhere Naturschutzrelevanz des Waldes, v. a. auch durch die Einführung des europäischen Schutzgebietsnetzes NATURA 2000 und die Aufnahme des Mittelspechts in den Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie

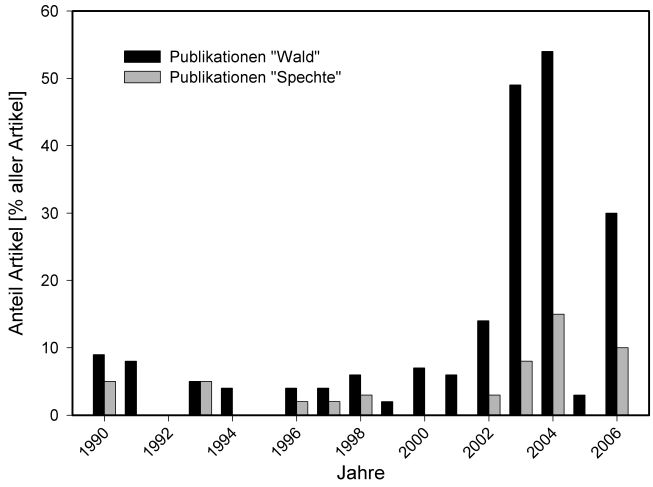


Abb.10: Entwicklung der Zahl der Publikationen zu Vogelarten oder Artengemeinschaften des Waldes sowie zu Spechtarten (Picidae) in der avifaunistischen Zeitschrift „Die Vogelwelt“ von 1990 bis 2006 als relativer Anteil an der Zahl der Gesamtpublikationen eines Jahrgangs (n = 551 Artikel, incl. Sonderband „Waldvögel“, Heft 3/4, 2004). - *Numbers of papers on forest bird species and woodpeckers in the German ornithological journal “Die Vogelwelt” 1990 to 2006, plotted as relative share of the total number of published papers of each volume (n = 551 articles).*

- Kartierung von Natura 2000- Waldgebieten mit spezieller Erfassung des Mittelspechts als Wert gebender Art (z. B. NSG Hasbruch im Jahr 2007).

Dennoch verlief die jüngste Bestandsentwicklung in Mitteleuropa und besonders Deutschland nach Rückgängen bis in die 1980er Jahren insgesamt wohl deutlich positiv (Pasinelli 2003, Südbeck & Flade 2004).

Vergleichsweise hohe Siedlungsdichten und Zunahmen der Bestände führen offenbar zur Ausbreitung des Mittelspechtes in NW-Deutschland (Abb. 3–6). Erste Bruthinweise (Revierabgrenzungen) in Gebieten im Landkreis Stade und Rotenburg/Wümme (A. Zilz in litt. 2007) weisen auf eine Neubesiedlung der Geestrücken zwischen Elbe und Weser nördlich von Bremen hin. Die Art war in diesem Bereich bisher nicht als Brutvogel bekannt (Heckenroth & Laske 1997). Im gut untersuchten EU-Vogelschutzgebiet „Hasbruch“ bei Delmenhorst (Landkreis Oldenburg) wurden bei weitgehend standardisierter Methode mit Klangattrappeneinsatz im Jahr 2000 33 Reviere kartiert (Kunze et al. 2002), bis 2003 blieb der Bestand etwa konstant (30 Reviere, Kunze et al. 2004), 2007 wurden aber 77–83 Reviere erfasst (Moritz et al. 2007).

Sichere Hinweise auf Arealausweitungen liegen auch aus dem Stadtgebiet von Oldenburg vor. Dort siedeln aktuell etwa sechs Paare, davon brüten zwei seit 2004 im „Eversten Holz“, einem Park mit altem Eichenbestand in der Stadtmitte. Dieser Park wurde von Ornithologen mit guten Spechtkenntnissen (auch der Mittelspecht-Stimme) seit den 1960er Jahren regelmäßig aufgesucht, ohne dass jemals Hinweise auf Mittelspechtvorkommen bekannt geworden wären (J. Grützmann, A. Keßler, V. Moritz, M. Stein in litt.).

In Bremen brüten seit 2005 regelmäßig Mittelspechte im „Bürgerpark“, der vergleichbar mit dem Eversten Holz in Oldenburg ist. Aus diesem Gebiet lagen ältere Beobachtungen von Einzelvögeln nur aus den Jahren 1928, 1962, 1965 und 1997 vor (Seitz & Dallmann 1992, Seitz et al. 2004). Interessant ist ein früher Brutnachweis aus dem Jahr 1928, der von Seitz & Dallmann (1992) als „Schreib- oder Übertragungsfehler“ abgetan wurde. Möglicherweise ist der Bürgerpark als Keimzelle der erst 2005/2006 entdeckten Population des Mittelspechts in Bremen zu sehen, und Bruten fanden seit 1928 unregelmäßig statt. Deutliche Hinweise auf eine Ausbreitung der Art geben diese Feststellungen von insgesamt 9–10 Revieren (incl. einmaliger Rufnachweise in geeignetem Habitat, vgl. Abb. 2). Beobachter im Bremer Raum gehen davon aus, dass das neue Auftreten ab 2005 nicht auf eine Zunahme aufgrund intensiverer Erfassungen zurück zu führen ist.

Die Ursachen für Bestandszunahme und Ausbreitung des Mittelspechts im Untersuchungsraum sind möglicherweise in einem naturnahen Management der alten Eichenwälder in Landesbesitz im Gebiet bis in jüngste Zeit zu suchen (Ausweisung von Totalreservaten in den NSG Hasbruch und Neuenburger Urwald, Naturwaldzellen im Barneführer Holz), sicher-

lich auch darin, dass viele der betreffenden Waldgebiete ein Bestandsalter erreicht haben, das für den Mittelspecht als optimal anzusehen ist.

Inwiefern auch klimatische Gründe für einen Bestandsanstieg verantwortlich sind, kann hier nicht abschließend beurteilt werden. MICHALEK et al. (2001) wiesen einen signifikanten Einfluss der Frühjahrstemperatur (März/April) auf die Siedlungsdichte des Mittelspechts nach. Nach Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) lag im Untersuchungsgebiet (Station Oldenburg) die Mitteltemperatur der Monate März und April im Zeitraum 1997–2005 um 1.63 (± 0,41 SD) °C bzw. 1.56 (± 1.16 SD) °C, die des Februars sogar 2.48 (± 2.20 SD) °C über dem langjährigen Mittel (Zeitraum 1961–1990, n = 30 Jahre). Dies könnte zu einer (im Vergleich zu früheren Zeiträumen) reduzierten Frühjahrsmortalität der Altvögel und höheren Beständen brutreifer Weibchen zu Legebeginn geführt haben.

4.3 Die NW-niedersächsische Population als Metapopulation

Als „Metapopulationen" werden räumlich strukturierte Populationen bezeichnet, die aus klar trennbaren Unterpopulationen bestehen. Diese sind durch Ausbreitungsbarrieren getrennt und hoch dynamisch: einzelne kleinere besiedelte Areale, die „patches", sind durch wiederholte Aussterbe- und Wiederbesiedlungsvorgänge gekennzeichnet (allgemein HANSKI & GILPIN 1997, HANSKI 1999, für Waldavifauna OPDAM 1991).

Die betrachtete NW-niedersächsische Population weist alle Merkmale einer Metapopulation auf (vgl. auch REICH & GRIMM 1996). Die Habitate des Mittelspechts sind stark fragmentiert, Wälder und Feldgehölze allgemein isoliert in der umgebenden Agrarlandschaft. Die Patchgröße ist oft gering. Das Aussterben lokaler Subpopulationen und die Wiederbesiedlung in Folge müssen allein schon Wahrscheinlichkeitsüberlegungen zufolge regelmäßig auftreten: So bietet beispielsweise ein isolierter Habitatpatch von 5 ha höchstens einem Brutpaar des Mittelspechts Raum. Kommt es in einem Sommer zu einem Totalausfall der Brut, beispielsweise durch Prädation, und stirbt im kommenden Winter einer der Brutpartner, ist eine Brut in diesem patch im folgenden Jahr nicht gesichert, wenn nicht Individuen aus der Umgebung einwandern. Da die durchschnittliche jährliche Altvogel-Mortalität 30 % (KOSSENKO & KAYGORODOVA 2003) und das Durchschnittshöchstalter der Art nur 2–3, max. 8 Jahre (RUGE & GÖRZE 2001, PASINELLI 2003) beträgt, wird dieser Fall mit einer gewissen Häufigkeit immer wieder auftreten.

Die Struktur der NW-niedersächsischen Population verfügt mit den großen, zusammenhängenden patches optimalen Habitats (NSG Hasbruch, Neuenburger Holz, Geestrandwälder bei Rastede) wahrscheinlich über gegenwärtig stabile „source areas" für die Gesamtpopulation. Viele kleinere patches (z. B. Schlosspark Oldenburg) sind wahrscheinlich langfristig auf „Nachschub" aus diesen Gebieten angewiesen. Dabei ist die Chance einer Wiederbesiedelbarkeit umso geringer, je kleiner der patch und je weiter die Entfernung von der Quellpopulation ist (HANSKI 1999).

Die Auswirkungen der Fragmentierung im Untersuchungsgebiet sind ohne weitergehende Untersuchungen nicht abzuschätzen. Insgesamt kann aber davon ausgegangen werden, dass der Mittelspechtbestand in einer waldbedeckten Urlandschaft aufgrund der höheren Waldfläche höher gewesen ist und durch die Fragmentierung in Folge der Kultivierung starke Einbußen erlitten hat (ROBLES et al. 2007).

Weitere Untersuchungen könnten an den Effekten von patch-Größe („carrying capacity"), Habitatqualität und Isolationsgrad der patches auf Aussterbe- und Rekolonisationsprozesse wie auch auf Bruterfolg und Überlebensraten ansetzen (z. B. VERBOOM et al. 1991, ROBLES et al. 2007). Dazu müssten Mittelspechte individuell markiert (z. B. farbberingt) oder besendert werden.

4.4 Habitatnutzung

Im Untersuchungsgebiet nutzt der Mittelspecht überwiegend Wälder auf Geeststandorten. Von besonderer Bedeutung sind offenbar die so genannten „Geestrandwälder", Wälder entlang des Übergangs Geest – Marsch (Abb. 3–7). Diese Wälder sind aufgrund der Lage im Entwässerungsbereich der Geest (dadurch viele Bachauen) oft durch feuchte Eichen-Hainbuchen-Bestände, Eschen und Ulmen domi-

niert. Viele der Geestrandwälder weisen hohe Anteile von Altholzbeständen auf.

Für Niedersachsen wurden 2005 die ersten Bruten in der Naturräumlichen Einheit „Watten und Marschen“ im Raum Bremen belegt (Abb. 3 und 4, vgl. völliges Fehlen der Art in Marschgebieten bei HECKENROTH & LASKE 1997).

Für den Untersuchungsraum ist das Vorkommen eines Paares 2004 in einem reinen Erlenbestand im Landkreis Friesland der erste Nachweis eines Mittelspecht-Brutvorkommens in eichenfreien Wäldern. Vermutlich sind aber Bruten in älteren Erlenwäldern durchaus die Regel (NOAH 2000, WIRTHMÜLLER 2002, WEISS 2003, KAMP & SOHNI 2006). Eine weitere Nachsuche in erlenbestandenen Bachauen v.a. der Oldenburgischen Geest (Landkreise Oldenburg, Vechta) könnte weitere Nachweise erbringen.

Das Vorkommen von Mittelspechten in Stadtgebieten (Parks und Gärten) war bis zum Jahr 2003 im Untersuchungsraum nicht bekannt, abgesehen von einzelnen Winterbeobachtungen.

PASINELLI (2000) wies als wichtigste Faktoren, die die home-range-Größe beeinflussen, nach: i) die Dichte potenzieller Höhlenbäume, ii) die Dichte von Eichen und anderer rauborkiger Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser über 36 cm, iii) die Anzahl und Größe toter Äste an lebendigen Eichen und iv) die Menge stehenden Totholzes. Im Untersuchungsraum wurden Mittelspechtbruten auch in Gebieten nachgewiesen, in denen wenig Totholz und kaum Eichen mit einem Brusthöhendurchmesser über 36 cm vorhanden waren. Daher ist davon auszugehen, dass der Mittelspecht gegenwärtig auch suboptimale Habitate im Untersuchungsraum besiedelt – ein weiteres Indiz dafür, dass der Gesamtbestand zunimmt.

4.5 Artenschutz

Mit einem geschätzten Bestand von N_{min} = 350 bis N_{max} = 627 Reviere umfasst die hier untersuchte NW-niedersächsische Population zwischen 14,0 % und 20,9 % des landesweiten Bestands (SÜDBECK & FLADE 2004, Vergleich der geometrischen Mittel). Damit brüten möglicherweise bis zu einem Fünftel aller niedersächsischen Mittelspechte im Untersuchungsraum. Die Bedeutung dieser Population für den populationsübergreifenden Schutz der Art ergibt sich einerseits aus diesem relativ bedeutenden Anteil am Gesamtbestand, andererseits aus der geographischen Lage des Siedlungsgebietes an der nordwestlichen Grenze der Verbreitungsgebietes der Art (PASINELLI 2003).

Der Mittelspecht wird als vergleichsweise standorttreue Art mit geringen Dispersionsmöglichkeiten eingestuft (Übersicht in PASINELLI 2003). Daher sind große „source-Vorkommen“ mit jeweils etwa 30 Revieren, wie sie sich in den zusammenhängenden Wäldern der Gebiete „Neuenburger Holz“, Geestrandwälder östlich von Rastede“ und „Hasbruch“ befinden, von besonderer Wichtigkeit für das gesamte Überleben der Art im Untersuchungsraum (siehe 4.3). Kleinere Habitatpatches, die eine hohe Dynamik im Bezug auf Aussterbe- und Wiederbesiedlungsvorgänge aufweisen, sind langfristig wohl nur als Mittelspechtlebensräume interessant, wenn die genannten großen Populationen stabile und hohe Reproduktionsraten aufweisen. Daher ist ein Schutz der ältesten Eichenbestände und totholzreicher Bereiche dieser Wälder besonders bedeutsam.

Sowohl Neuenburger Holz als auch Hasbruch sind auf Teilen EU-Vogelschutzgebiet. Außerdem liegen viele Mittelspechtvorkommen in ausgewiesenen FFH-Gebieten. Dies ist grundsätzlich als positive Voraussetzung für den Schutz der Mittelspechthabitate zu sehen. Dennoch sind in beiden Schutzgebietskategorien Habitatverluste durch forstliche Eingriffe nicht ausgeschlossen, da Verkäufe von Holz aus Alteichenbeständen besonders in finanziell schwierigen Zeiten zur Aufbesserung der Landeskassen genutzt werden. Die niedersächsischen Landesforsten werden seit 2005 als Anstalt öffentlichen Rechts betrieben und müssen verstärkt betriebswirtschaftliche Kriterien erfüllen, also möglichst gewinnorientiert arbeiten. Daher werden gegenwärtig in den Landesforsten Eichen und Buchen stark eingeschlagen, auch in FFH-Gebieten (z. B. im Holzurburger Urwald, Landkreis Cuxhaven, SCHIRRMEISTER 2006 und Hasbruch, eigene Beob. Frühjahr 2007).

Ein an die Arten der reifen Waldstadien angepasstes Monitoring sowohl der Vogelbestände als auch des Habitatzustandes, einhergehend mit einem umfassenden Management ausgerichtet auf die Zielarten des Waldnaturschut-

zes, sollte in den größeren Wäldern des Untersuchungsgebietes in Zukunft selbstverständlich sein. Dabei muss auch in stärkerem Maße die Einrichtung von „Urwaldreservaten“ oder „Naturwäldern“ (früher Bannwälder genannt) in Betracht gezogen werden, die in den Naturschutzgebieten „Neuenburger Urwald“ und „Hasbruch“ bereits hervorragende Bedingungen für Vogelarten von älteren Waldbeständen geschaffen haben.

Wie die weitere Bestandsentwicklung der Art in den Landesforsten ablaufen wird, ist angesichts der wirtschaftlichen Zwänge, denen die Forstverwaltungen unterliegen, kaum abzusehen. Möglichweise sind schon bald wieder Bestandseinbußen zu erwarten, wenn dieser Druck zu einer stärkeren Entnahme starkastiger alter Eichen führt, als das bisher der Fall war.

Der Schutz kleinerer Mittelspechtpopulationen stellt sich oftmals schwieriger dar, weil große Teile der betreffenden Wälder Privateigentum sind. In diesem Bereich ließe sich nur durch möglichst vollständige Kartierungen des Mittelspechtbestands, einer Identifizierung der wichtigsten Habitatpatches und -strukturen und der anschließenden Abgabe von möglichst nachhaltigen Nutzungsempfehlungen unter Ausschluss größerer Flächenhiebe eine Basis für den Schutz der Art schaffen, eventuell auch über das Instrument des Vertragsnaturschutzes.

Neben dem Vorkommen großkroniger Alteichen kann auch ein hohes Angebot stehenden Totholzes die Siedlungsdichte des Mittelspechts begünstigen (PASINELLI 2000). Daher sollte ein Management kleinerer Waldparzellen auch diesen Faktor mit einbeziehen, Wälder sollten nicht zu stark „aufgeräumt“ werden. Für den Schutz der Art ist also neben dem Erhalt geeigneter Habitatstrukturen auch Aufklärungsarbeit unter privaten Waldbesitzern förderlich.

Nach meiner Erfahrung standen die Eigentümer kleinerer „Bauernwälder“ und Hofgehölze Aktivitäten zur Spechtkartierung oft sehr interessiert gegenüber und ließen sich in Einzelfällen auch überzeugen, stehendes Totholz nicht umgehend zu entfernen.

Der Mittelspecht ist einer der besten Indikatoren für Artenreichtum in Laubwäldern der gemäßigten Zone (ROBERGE & ANGELSTAM 2006) und kann als „umbrella species“, also Stellvertreter für den Schutz eine ganze Suite von weiteren Arten, fungieren (LAMBECK 1997, ANGELSTAM et al. 2004, ROBERGE & ANGELSTAM 2004).

Mit dem Erhalt und der Förderung des Mittelspechtes durch die Erhöhung des Totholzangebotes und durch eine nachhaltige Bewirtschaftung alter Laubbestände ließen sich weitere seltene oder gefährdete Vogel-, aber auch Arthropodenarten fördern. So hat sich unter den Spechten z. B. der Weissrückenspecht *Dendrocopos leucotos* als ein guter Indikator für das Auftreten gewisser xylobionter Käfer (Coleoptera) erwiesen (MARTIKAINEN et al. 1998).

Im Untersuchungsgebiet sind aufgrund ihrer Bindung an ähnliche Habitate einige Vogelarten in Betracht zu ziehen, die gefährdet sind, oder in der EU-Vogelschutzrichtlinie im Rahmen des Natura 2000-Konzeptes als schützenswerte Arten ausgewiesen wurden, wie z. B. Wespenbussard *Pernis apivorus*, Kleinspecht *Dendrocopos minor*, Grünspecht *Picus viridis* und Gartenrotschwanz *Phoenicurus phoenicurus*. Außer diesen Arten würde der Schutz alter Eichenwälder auch weiteren, z. T. regional sehr eng an diesen Lebensraumtyp gebundenen Arten wie Kleiber *Sitta europaea*, Sumpfmeise *Parus palustris* und Kernbeißer *Coccothraustes coccothraustes* zugute kommen.

5. Dank

P. Südbeck initiierte diese Arbeit und begleitete und förderte meine Beschäftigung mit der Art über den gesamten Zeitraum, dafür herzlichen Dank. L. Stegink-Hindriks (Forstamt Hasbruch) stellte dankenswerter Weise Forstbestandskarten zur Verfügung, die die Planung der Spechterfassungen sehr erleichterten. C. Peerenboom (NLWKN) und R. Marken (GLL Oldenburg) danke ich für die unkomplizierte Bereitstellung von digitalen Rasterdaten als Kartierungsgrundlage. Teilweise umfangreiches Datenmaterial stellten V. Bohnet, V. Moritz, G. Reichert, T. Krüger, K. Taux, J. Wildberger und A. Zilz zur Verfügung. Vielen Dank dafür, ohne diese Daten wäre der Bestandsüberblick nicht annähernd vollständig geworden. Wichtige Hinweise zum Mittelspecht im Bearbeitungsgebiet und allgemein verdanke ich J. Grützmann, R. Lühken, A. Kessler, H. Kunze, S. Oppel, T. Penkert,

H. Robles und M. Stein. T. Krüger, P. Südbeck und H. Zang korrigierten frühere Fassungen des Manuskripts. H. Karthäuser, V. Sohni, K. Fuhrmann und V. Bohnet begleiteten mich bei vielen Gelegenheiten im Gelände, auch dafür herzlichen Dank.

Summary – Distribution, numbers and habitat use of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in northwestern Lower Saxony

In this paper, I present a minimum number for the Middle Spotted Woodpecker population in northwest Lower Saxony (comprising Ostfriesland, Oldenburg county, the city of Bremen and the districts of Cuxhaven and Osterholz-Scharmbeck), calculate a total estimate and describe the spatial distribution of the species across the region. Furthermore, I present some preliminary results of observations on habitat use.

I gathered data for an overview of population size from all sources available, i.e. mostly from published records and information communicated by species experts across the study region. Using the results of density estimates of my own collected at selected study sites between 2003 and 2007, and area-specific estimates of habitat considered suitable for the Middle Spotted Woodpecker, I calculated a minimum, a mean and a maximum estimate.

In total, within the entire study region, minimum numbers were set to N_{min} = 350 defended territories, of which 312 were recorded in Oldenburg county, 15 in the region of Ostfriesland and 23 east of the river Weser. Mapping of woodpeckers at selected study sites (1,317 ha of forest in total) revealed 92 territories. Local densities ranged from 0.6 to 1.8 (mean 0.9 ± 0.41 SD) territories per 10 ha of forest, or 0.9 to 2.9 (mean 2.06 ± 0.58 SD) per 10 ha of suitable habitat. Extrapolations using the latter densities and forestry data for the whole area available (referring to “suitable area” only) led to a mean population estimate N_{mean} of 529 territories when applying a mean population density of 2.06, and a maximum population estimate N_{max} of 627 territories when applying a maximum population density of 2.9 territories per 10 ha of suitable habitat. Since N_{mean} and N_{max} are substantially higher than N_{min}, there are probably many subpopulations within the study area which have been overlooked until now, or areas, where numbers have been recorded incompletely.

I show that observer activity has increased and coverage has been much better in recent years due to improved methods and increasing ecological knowledge about the species. However, this does not entirely explain a marked (and probably ongoing) increase in numbers of the considered population since the 1970s.

I relate this noticeable increase to more sustainable forest management and a peak in oak stand age, both leading to a peak in woodpecker numbers.

Territories mapped during the density study were situated mostly in old oak (*Quercus* spp.) stands, with 11 % of all territories in moist ash-alder-elm forest, 36 % in oak-beech stands, 51 % in oak-hornbeam stands and 2 % in pure alder stands. Areas used for breeding contained oak stands older than 80 years in most cases, however, some territories were found in stands younger than those.

In comparison with data from literature, the observed density values proved fairly typical of both larger and smaller, fragmented stands. However, the smallest patches used were 1.3 to 2.2 ha in this study, and thus much smaller than the area currently estimated as minimum area (3.3 ha). The population of the Middle Spotted Woodpecker here considered comprises approximately 14.0 to 20.9 % of Lower Saxony s total population. Given this high proportion and the fact that the species distribution reaches its northwestern border within the study area, the significance of the population is undoubted regarding the conservation of the species and its habitats.

The population referred to corresponds to characteristics of a metapopulation. Larger source populations as for example present at Neuenburger Holz, district of Friesland (34 territories) and at Hasbruch, district of Oldenburg (83 territories), are of crucial importance for the species conservation, whereas smaller habitat patches are possibly characterized by extinction-recolonisation dynamics. I finally discuss the suitability of the Middle Spotted Woodpecker as an “umbrella species” for endangered or conservation-dependent woodland bird

species, which might profit from maximised conservation efforts for the Middle Spotted Woodpecker and its habitat.

6. Literatur

ANDRETZKE, H., SCHIKORE, T. & K. SCHRÖDER (2005): Artsteckbriefe. In: SÜDBECK, P., H. ANDRETZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, T. SCHIKORE, K. SCHRÖDER & C. SUDFELDT (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. S. 135-695. Radolfzell.

ANGELSTAM, P., J. ROBERGE, A. LOHMUS, M. BERGMANIS, G. BRAZAITIS, M. DÖNZ-BREUSS, L. EDENIUS, Z. KOSINSKI, P. KURLAVICIUS, V. LARMANIS, M. LUKINS, G. MIKUSINSKI, E. RACINSKIS, M. STRAZDS & P. TRYANOWSKI (2004): Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for focal forest birds. Ecol. Bull 51: 427-453.

BAUER, H.& K. NOTTMEYER-LINDEN (2000): Das Projekt ‚ADEBAR' – ein neuer deutscher Brutvogelatlas. Vogelwelt 121: 217-220.

BAUER, H.-G., P. BERTHOLD, P. BOYE, W. KNIEF, P. SÜDBECK & K. WITT (2002): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 3., überarb. Fassung, 8.5.2002. Ber. Vogelschutz 38: 13-60.

BIBBY, C., N. BURGESS, D. HILL & H. BAUER (1995): Methoden der Feldornithologie. Radebeul.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe – their conservation status. BirdLife International, Cambridge.

BOSCHERT, M., SCHWARZ, J. & P. SÜDBECK (2005): Einsatz von Klangattrappen. In: SÜDBECK, P., H. ANDRETZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, T. SCHIKORE, K. SCHRÖDER & C. SUDFELDT (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. S. 135-695. Radolfzell.

BRANDT, T. & W. NÜLLE (2005): Wichtigstes niedersächsisches Brutgebiet des Mittelspechtes (*Dendrocopos medius*) im Schaumburger Wald, Landkreis Schaumburg, entdeckt. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 37: 19-30.

FAUVEL, B. (1997): Écologie du Pic mar *Dendrocopos medius* in Champagne (Est France). Alauda 69: 87-101.

FAUVEL, B., F. CARRÉ & R. FAYNOT (2001): Inventaire des pics de la forêts d'Orient dans le département de Aube (France); cas du Pic mar (*Dendrocopos medius*). Nos oiseaux, suppl. 5: 101-110.

FLADE, M. & P. MIECH (1986): Brutbestand und Habitat der Spechte südlich von Wolfsburg unter besonderer Berücksichtigung des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) und Grauspechts (*Picus canus*). Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 18: 33-56.

FLADE, M. & J. SCHWARZ (2004): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms, Teil II: Bestandsentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989-2003. Vogelwelt 125: 177-213.

GEDEON, K., A. MITSCHKE & C. SUDFELDT (2004): Atlas Deutscher Brutvogelarten – Dessauer Tagung gab Startschuss für 2005. Vogelwelt 125: 123-135.

GEORGE, K. (2001): Woodpecker visits on the island of Greifswalder Oie, Germany. In: PECHACEK, P.& W. D'OLEIRE-OLTMANNS (Hrsg.): International Woodpecker Symposium. Schriftenreihe Nationalpark Berchtesgaden (Forschungsberichte), Berchtesgaden. Heft 48.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (Hrsg., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9: Columbiformes – Piciformes. Wiesbaden.

GÜNTHER, E. (1992): Untersuchung zum Brutbestand, zur Bestandsentwicklung und zum Habitat des Mittelspechtes (*Dendrocopos medius*) im nördöstlichen Harz (Sachsen-Anhalt). Ornithol. Jahresber. Mus. Heineanum 10: 55-62.

HANSKI, I. & M.E. GILPIN (1997): Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution. San Diego, USA.

HANSKI, I. (1999): Metapopulation Ecology. Oxford.

HECKENROTH, H. & V. LASKE (1997): Atlas der Brutvögel Niedersachsens und des Landes Bremen 1981-1995. Schriftenr. Natursch. Landschaftspfl. Niedersachs. 37.

HERTEL, F. (2003): Habitatnutzung und Nahrungserwerb von Buntspecht *Picoides major*, Mittelspecht *Picoides medius* und Kleiber *Sitta europaea* in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenwäldern des nordostdeutschen Tieflands. Vogelwelt 124: 111-132.

JACOBY, H., H. KNÖTZSCH & S. SCHUSTER (1970): Die Vögel des Bodenseegebietes. Ornithol. Beob. 67: 1-260.

JÖBGES, M. & H. KÖNIG (2001): Urwaldspecht im Eichenwald – der Mittelspecht in Nordrhein-Westfalen. LÖBF-Mitt. 2: 12-27.

KAMP, J. & V. SOHNI (2006): Habitat use and population densities of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius caucasicus* in the NW Caucasus mountains (Russia). Vogelwelt 127: 65-70.

KELM, H.-J. (1996): Die Brutvögel des Naturwaldes Pretzetzer Landwehr – Ergebnisse einer Bestandsaufnahme 1990. Lüchow-Dannenberger Ornithol. Jber. 15: 5-47.

KEßLER, A. (1970): Der Mittelspecht im Verwaltungsbezirk Oldenburg. Mitt.Bl. Ornith. Arb.gem. Oldenburg 5: 1-2.

KOSINSKI, Z., M. KEMPA & R. HYBSZ (2004): Accuracy and efficiency of different techniques for censusing territorial Middle Spotted Woodpeckers *Dendrocopos medius*. Acta ornithologica 39: 29-34.

KOSSENKO, S. M., KAIGORODOVA, E. Y. (2001): Effect of habitat fragmentation on distribution, density, and breeding performance of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* (Aves, Picidae) in the Nerussa-Desna woodland. Entomological Review 81: 200-207.

KOSSENKO, S. M. & E. Y. KAIGORODOVA (2003): Osobennosti ekologii Srednego pestrogo dyatla (*Dendrocopos medius*) v Desnyanskom Polese.

Ornitologiya 30: 34-39.
KRÜGER, T. (1994): Die Vögel des Oldenburger Landes – eine Artenliste mit Statusangaben und Kommentaren. Jahresber. Ornithol. Arbeitsgem. Oldenbg. 12: 1-117.
KRÜGER, T., V. MORITZ, P. SÜDBECK & J. GRÜTZMANN (1999): Avifaunistische Beobachtungen im Oldenburger Land 1996–1997. Jahresber. Ornithol. Arb.gem. Oldenbg. 15: 191-282.
KUNZE, H., J. KAMP, T. KRÜGER, V. MORITZ & J. GRÜTZMANN (2002): Avifaunistische Beobachtungen im Oldenburger Land 2000–2001. Jahresber. Ornithol. Arb.gem. Oldenbg. 17: 93-228.
KUNZE, H., LEHN, K., KRÜGER, T., MORITZ, V. & GRÜTZMANN, J. (2004): Avifaunistische Beobachtungen im Oldenburger Land 2002–2003. Jahresber. Ornithol. Arb.gem. Oldenbg. 18: 190-314.
LAMBECK, R. (1997): Focal species: A multi-species umbrella for nature conservation. Conservation Biology 11: 849-856.
LIESEN, J. (1996): Aspekte der Verwendung des Mittelspechts (*Picoides medius*) als Leitart für die Bewertung ehemaliger Mittelwälder. Prestel, Neunkirchen.
LOVATY, F. (1980): L'abondance des oiseaux nicheurs à grands cantons dans les chênaies équiennes de la région de Moulins (Allier). Alauda 48: 193-207.
MARTIKAINEN, P., L. KAILA & Y. HAILA (1998): Threatened Beetles in White-Backed Woodpecker Habitats. Conservation Biology 12: 293-301.
MICHALEK, K. G., J. A. AUER, H. GROßBERGER, A. SCHMALZER & H. WINKLER (2001): Die Einflüsse von Lebensraum, Witterung und Waldbewirtschaftung auf die Brutdichte von Bunt- und Mittelspecht (*Picoides major* und *P. medius*) im Wienerwald. Abhandl. Ber. Mus. Heineanum 5: 31-58.
MITSCHKE, A., C. SUDFELDT, H. HEIDRICH-RISKE & R. DRÖSCHMEISTER (2005): Das neue Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands - Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethode und erste Ergebnisse. Vogelwelt 126: 127-140.
MOREAU, K. (2006): De Middelste Bonte Specht *Dendrocopos medius* in het Meerdalwoud. Natuur. oriolus 72: 4-13.
MORITZ, V., V. BOHNET, S. SCHROER, K. TAUX & S. WENZEL (2007): Brutvogelerfassungen im EU-Vogelschutzgebiet V12 „Hasbruch“ 2007. Unveröff. Bericht im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN). 20 S.
MÜLLER, W. (1982): Die Besiedlung der Eichenwälder im Kanton Zürich durch den Mittelspecht *Dendrocopos medius*. Orn. Beob. 79:105-119.
NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (NLÖ) (1993): Kartographische Arbeitsgrundlage für faunistische und floristische Erfassungen nach Tierarten-Erfassungsprogramm und Pflanzenarten-Erfassungsprogramm der Fachbehörde für Naturschutz. Schriftenreihe Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. A 5.
NOAH, T. (2000): Siedlungsdichte, Habitat und Bestandsentwicklung der Spechte im NSG "Innerer Unterspreewald". Otis 8: 75-98.
OPDAM, P. (1991): Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. Landscape Ecology 5: 93-106.
PASINELLI, G. (2000): Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the Middle Spotted Woodpecker (*Dendrocopos medius*). Biological Conservation 93: 227-235.
PASINELLI, G. (2003): Middle Spotted Woodpecker - *Dendrocopos medius*. In: CRAMP, S. (ed.): Handbook of the birds of Europe, the Middle East, and North Africa: the birds of the western Palearctic. Update Vol. 5, No.1: 49-99. Oxford.
RANDLER, C. (2000): Verbreitung, Bestand und Siedlungsdichte des Mittelspechts *Dendrocopos medius* im Stromberg, Nordwürttemberg. Ornithol. Anz. 39: 197-206.
REICH, M. & V. GRIMM (1996): Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: Eine kritische Bestandsaufnahme. Z. Ökol. Naturschutz 5: 123-139.
RICHTER, E. (1999): Zum Vorkommen des Mittelspechts im Stadt- und Landkreis Kassel. Vogelkdl. Mitt. Kasseler Raum 18: 15-17.
ROBERGE, J. & P. ANGELSTAM (2004): Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. Conservation Biology 18: 76-85.
ROBERGE, J. & P. ANGELSTAM (2006): Indicator species among resident forest birds – a cross-regional evaluation in northern Europe. Biological Conservation 130: 134-147.
ROBLES, H., C. CIUDAD, R. VERA & V. BAGLIONE (2007): No effect of habitat fragmentation on post-fledging, first-year and adult survival in the middle spotted woodpecker. Ecography 30: 685-694.
RUGE, K. & H.-J. GÖRZE (2001): Populationsstudien am Mittelspecht *Picoides medius* in einem Eichenhudewald (Baden-Württemberg). Abhandl. Ber. Mus. Heineanum 5: 95-106.
SCHIRRMEISTER, B. (2006): Schweigen im Wald - im Landkreis Cuxhaven erhitzt der försterliche Kahlschlag in einem 200-jährigen Eichenbestand die Gemüter. Die Tageszeitung, Ausgabe Nord, 03.03.2006, Bremen.
SCHOTMAN, A., P. SÜDBECK, L. STEGINK-HINDRIKS & A. KEßLER (1997): Übersicht über den Mittelspecht-Bestand im Oldenburger Land und Ostfriesland 1997 – Chancen für eine Neubesiedlung der benachbarten Niederlande? Bericht im Dienst Landbouwkundig Onderzoek, Minister van Landbouw, Naturbeheer en Visserij, Wageningen.
SEITZ, J. & K. DALLMANN (1992): Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flußniederungen. Bremen.
SEITZ, J., K. DALLMANN & T. KUPPEL (2004): Die Vögel Bremens und der angrenzenden

Flußniederungen – Fortsetzungsband 1992 bis 2001. Bremen.

SPITZNAGEL, A. (1993): Warum sind Spechte schwierig zu erfassende Arten? Beih. Veröff. Natursch. Landespfl. Baden-Württ. 67: 59-70.

SPITZNAGEL, A. (2001): Mittelspecht – *Picoides medius*. In: HÖLZINGER, J. & U. MAHLER (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs. Stuttgart.

SÜDBECK, P. & M. FLADE (2004): Bestand und Bestandsentwicklung des Mittelspechts *Picoides medius* in Deutschland und seine Bedeutung für den Waldnaturschutz. Vogelwelt 125: 319-326.

SÜDBECK, P. & T. GALL (1993): Der Mittelspecht (*Picoides medius*) in Schleswig-Holstein – Erfassungsprobleme und ihre Konsequenzen für Bestandsschätzungen. Corax 15: 211-221.

SÜDBECK, P. & D. WENDT (2002): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel. 6. Fassung, Stand 2002. Inform.d. Naturschutz Niedersach. 22: 243-278.

VERBOOM, J., A. SCHOTMAN, P. OPDAM & J. METZ (1991): European nuthatch metapopulations in a fragmented agricultural landscape. Oikos 61: 149-156.

WEISS, S. (2003): Erlenwälder als bisher unbeachteter Lebensraum des Mittelspechtes *Dendrocopos medius*. Vogelwelt 124: 177-192.

WINKLER, H., D. CHRISTIE & D. NURNEY (1995): Woodpeckers: a guide to the woodpeckers, piculets and wrynecks of the world. London.

WIRTHMÜLLER, R. (2002): Bruten des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) in Erlenwäldern. Charadrius 38: 256-258.

WULF, M. (1994): Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel „historisch alter Wälder“. NNA- Berichte 94: 3-14.

Der Einflug von Seidenschwänzen (*Bombycilla garrulus*) im Winter 2004/05 in Osnabrück: zeitlicher Verlauf, Glasopfer und Hinweise zur Vermeidung von Glasanflügen

Gerhard Kooiker

KOOIKER, G. (2007): Der Einflug von Seidenschwänzen (*Bombycilla garrulus*) im Winter 2004/05 in Osnabrück: zeitlicher Verlauf, Glasopfer und Vermeidung von Glasanflügen. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 39: 97-102.

Im Winter 2004/05 erfolgte in und um Osnabrück eine große Invasion von Seidenschwänzen. Insgesamt wurden von 28 Personen 74 Beobachtungen mit zirka 4.400 Seidenschwänzen gemeldet. Der Einflug begann Mitte November 2004 und dauerte im Wesentlichen bis Anfang Januar 2005. Die maximale Truppgröße betrug knapp 400 Vögel. Der größte Teil der Vögel hielt sich knapp einen Monat lang in Osnabrück auf. Im Laufe des Monats Dezember wurden zehn tödliche Glasanflüge an der zweistöckigen Fassade eines Schulzentrums registriert. Die tatsächliche Opferzahl dürfte weit höher gelegen haben. Einige Aspekte zur Vermeidung von Kollisionen an Glasscheiben werden diskutiert.

G. K., Alfred-Delp-Str. 107, 49080 Osnabrück

Einleitung

Seidenschwänze brüten in der Taiga von Skandinavien bis Kanada. Bei Nahrungsknappheit insbesondere bei schlechtem Fruchtansatz der Eberesche *Sorbus aucuparia* („Vogelbeere“) oder einer zu hohen Dichte der Vögel in den Brutgebieten erfolgen großräumige Evasionen, die in großer Zahl bis weit nach Mitteleuropa führen können (GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966, BERTHOLD 1996, KINZELBACH 1995). Sie kehren regelmäßig in ihre Brutgebiete zurück und sind bei uns meist Ende März verschwunden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985). Im Winter 2004/05 erfolgte in Mitteleuropa erneut eine bedeutsame Einwanderung von Seidenschwänzen, die bis weit über Niedersachsen hinaus strahlte. Diese Invasion war die mengenmäßig größte nach den Einflügen von 1965/66 und 1995/96 (vgl. BEZZEL 1966, GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966, KOOIKER 1997, KOOIKER 2001, POSSE & VOLET 2005, PSCHORN et al. 2005).

Eine Invasion ist für Seidenschwänze immer mit verschiedenen Gefahren verbunden, da viele Individuen auf der Wanderung sterben. Möglicherweise kehrt nur ein kleiner, unbekannter Anteil in die Brutgebiete zurück. Neben den natürlichen Verlusten durch Krankheiten und Feinde sowie durch Vogeljagd in einigen Mittelmeergebieten verunglücken zahlreiche Vögel durch Kollisionen an technischen Hindernissen und Glasscheiben. Diese Verluste können nur vage quantifiziert werden, denn nur in Einzelfällen werden Glasopfer dokumentiert (z. B. WINKLER 2006). Ziel dieser Arbeit ist es, den Einflug der Seidenschwänze im Raum Osnabrück darzustellen, die Gefahr des Scheibenanfluges zu verdeutlichen und Möglichkeiten zu dessen Verhinderung aufzuzeigen.

Material & Methode

Ende November 2004 wurden plötzlich an vielen Stellen in und um Osnabrück größere Trupps von Seidenschwänzen beobachtet. Am 3.12.2004 berichtete der Autor darüber in der „Neuen Osnabrücker Zeitung“ und bat um Beobachtungen von Seidenschwänzen, um das vogelkundliche Großereignis regional auszuwerten. Erfreulicherweise teilten mir hierauf zwölf Personen ihre Beobachtungen mit. Daneben erhielt ich von J. Wahl vom Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) Daten aus Osnabrück sowie von V. Blüml die entsprechenden Beobachtungen aus der NABU-Kartei (Ortsgruppe Osnabrück). Weitere Seidenschwanzdaten konnten aus der Zeitschrift Saxicola (16: 2004, 17: 2005) entnommen werden.

Besonders spektakulär war überdies, dass sich den ganzen Dezember 2004 über ein Trupp von 150 bis 400 Seidenschwänzen im Osnabrücker Stadtteil Wüste im Bereich des Schulzentrums und der Sportanlagen des „Osnabrücker Sportclub“ aufhielt. Diese Vögel konnten fast täglich beobachtet werden. Im Laufe des Monats Dezember registrierten wir hier mehrere tödliche Glasanflüge von Seidenschwänzen an der zweistöckigen Fassade des Schulzentrums. Diese ist 50 m lang und 8 m hoch und besitzt durchgängig zwei Reihen großflächiger Glasfenster. Die Glasfassade grenzt nach 8 m an eine mächtige rund 10 m hohe Weißdornhecke, wobei größere Äste bis auf 3 m an das Gebäude heranragen. Zum Zeitpunkt der Seidenschwanzinvasion war diese Hecke über und über mit roten Beeren bedeckt, die von den Vögeln als Nahrung genutzt wurden.

Den Beobachtern G. Buckow, H. Friedrich und H.-G. Klinger möchte ich an dieser Stelle recht herzlich danken. Weiteren Dank schulde ich J. Wahl und V. Blüml, die mir Daten aus der DDA-Datei mit Beobachtungen von C. Gelpke, K. Mantel, A. Michalik, R. Niemeyer und K. Wensicke übermittelten, der NABU-Datei mit Beobachtungen von C. Gelpke, K. Osburg, H. Sperber und H. Zucchi sowie W. Schott, der die Beobachtungsdaten von W. Brinkschröder, R. Busse, R. Hammerschmidt und V. Lübbe für Saxicola zusammenstellte.

Ergebnisse

Zeitlicher Verlauf des Einfluges

Insgesamt wurden im Winter 2004/05 in Osnabrück und naher Umgebung 74 Beobachtungen mit etwa 4.400 Seidenschwänzen von 28 Personen registriert (Abb. 1). Da die Seidenschwänze lange im Stadtgebiet rasteten und bei der Nahrungssuche recht mobil waren, darf davon ausgegangen werden, dass einzelne Trupps mehrfach gemeldet und gezählt worden sind. Eine Gesamtsumme anwesender Seidenschwänze lässt sich aus dem Material daher nicht ermitteln.

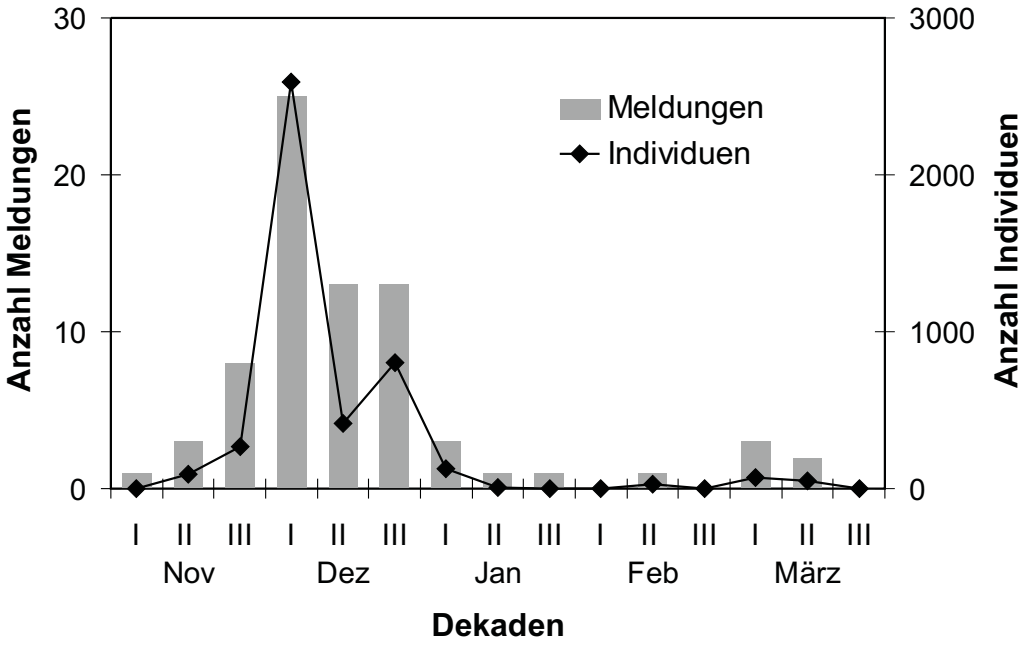
Der erste Vogel wurde am 10.11.2004 von H. Zucchi registriert. Der Einflug begann dann verstärkt Mitte November mit dem Höhepunkt Anfang Dezember 2004. Die Beobachtungsdaten lassen weiter vermuten, dass ein großer Teil der Seidenschwänze rund einen Monat auf dem Gebiet der Stadt Osnabrück rastete und dann Ende Dezember/Anfang Januar 2005 in unbekannte Richtung weiter zog. Nur wenige Seidenschwänze wurden anschließend ab Mitte Januar (3 Beobachtungen) und im Februar (1 Beobachtung) 2005 registriert. Die letzten fünf Nachweise erfolgten zwischen dem 3. und 18. März 2005. Hier könnte es sich um Vögel gehandelt haben, die sich bereits auf dem Rückflug befanden.

Im Osnabrücker Stadtteil Wüste wurden ab dem 1. Dezember 2004 Seidenschwänze beobachtet. Etwa 250 Vögel saßen auf hohen Hybridpappeln am Sportzentrum, putzten sich und flogen von dort einzeln oder in kleinen Trupps nach unten in die beerenreichen Weißdornbäume und wieder zurück. Besonders in den Bäumen und hohen Sträuchern neben der Erich-Maria-Remarque Realschule hielten sich zahlreiche Vögel auf. Am 5.12.2004 zählte ich die maximale Anzahl von 350 bis 400 Vögeln. Anschließend waren es bis zum 27. Dezember 100 bis 250 Individuen. Trotz immer noch ausreichendem Nahrungsangebot verließen die Seidenschwänze den Stadtteil Wüste ab dem 28. Dezember. An diesem Tag setzte starker Schneefall ein, so dass sie während des Schneegestöbers kaum erfassbar waren. Am Vortage notierte ich noch mindestens 120 Vögel, danach waren es am 30. Dezember knapp 30 und am 1.1.2005 etwa 40 Vögel, die schnell vorbei flogen.

Glasopfer

An den großen Glasfenstern des beschriebenen Schulgebäudes starben viele Seidenschwänze: Die ersten vier Glasopfer wurden am 4. Dezember gefunden: Drei Tiere lagen tot am Boden. Ein Tier war stark benommen und wurde in einen nahen Busch gesetzt, wo es sich erfreulicherweise erholte und wenige Stunden später wegflog. Um weitere Scheibenanflüge zu vermeiden, zog der Hausmeister von innen die Gardinen vor die Fenster. Dies entschärfte leider nicht die Gefahrenquelle! Wie sich in den Tagen danach herausstellte, spiegelten sich auch mit vorgezogenen Gardinen Himmel und Bäume von außen in den Scheiben und täuschten den Vögeln einen ungehinderten Flugraum vor.

In einem Fall war ich zufällig Zeuge einer Glaskollision: Ein Seidenschwanz flog mit dumpfem



Tab. 1: Zeitlicher Verlauf (Dekadensummen) des Seidenschwanzeinfluges in Osnabrück und Umgebung von November 2004 bis März 2005 (Summen: 74 Meldungen, ca. 4.400 Individuen). - *The invasion of Bohemian Waxwings in Osnabrück from november 2004 to march 2005.*

Knall gegen eine Scheibe und stürzte direkt vor meinen Füßen ab, wo er in wenigen Sekunden wohl an einem Genickbruch starb. Er hatte noch eine rote Beere im Schnabel. Vorausgegangen war ein lautes Geräusch in der Nachbarschaft. Erschreckt erhob sich der ganze Trupp und flog eilends über das Gebäude hinweg. Der tödlich verunglückte Vogel flog etwas niedriger und wollte wohl eine Abkürzung durch die mit Glasfenstern versehene durchsichtige Gebäudeecke nehmen.

Diese Fluchtreaktionen traten immer dann ein, wenn die zutraulichen Vögel erschreckt wurden, etwa durch lautes Türschlagen oder durch plötzlich vorbei streichende Sperber. In der Regel flogen die Tiere über das Gebäude hinweg. Seidenschwänze sind Schnellstarter und erreichen auf kürzester Distanz eine erstaunlich hohe Geschwindigkeit. Mit dieser Geschwindigkeit prallten sie dann gegen die Scheiben. Obwohl viele Beeren tragende Bäume und auch die Rastbäume nur 10 bis 20 m von dem Gebäude entfernt waren, genügte diese kurze Entfernung einige Male für den tödlichen Aufprall.

Ab dem 8. Dezember bis zum Ende des Jahres kontrollierte ich dann fast täglich diese verglaste Gebäudeseite und fand vier weitere Anflugopfer. Überdies berichtete mir ein Anwohner, dass er drei Vögel begraben hätte. Insgesamt wurden zehn Seidenschwänze als Glasopfer registriert. Eine unbekannte Anzahl tot am Boden liegender Seidenschwänze dürfte von nachtaktiven Beutegreifern und Katzen gefunden und weggeschleppt worden sein, so dass die tatsächliche Opferzahl höher gewesen sein dürfte.

Diskussion

Die Seidenschwanzinvasion im Winterhalbjahr 2004/05 war die bedeutendste der letzten 50 Jahre, wenn nicht sogar die größte seit Beginn der regelmäßigen Aufzeichnungen avifaunistischer Daten. Sie ist das Resultat eines überdurchschnittlichen Bruterfolges in den Jahren 2003 und 2004 in Skandinavien (Posse & Volet 2005). Eine erste Auswertung für Deutschland (Stand Mitte September 2005) vom DDA ergab fast 12.000 Beobachtungen mit rund 520.000

Vögeln, die von rund 3.000 Personen stammten (PSCHORN et al. 2006). In Europa war diese Invasion ungewöhnlich stark zu spüren. Im Westen erreichten die Vögel Irland, im Süden die Atlantikküste Spaniens sowie das Mittelmeer in Spanien und die Adria in Italien (POSSE & VOLET 2005).

Die zurückliegende Invasion bescherte auch Osnabrück und Umgebung Individuenzahlen von bisher nicht bekannter Höhe (vgl. SEEMANN 1889, KUMERLOEVE 1950, BRINKMANN 1959, RINGE 1970, 1977, KOOIKER 1993, 1997, ZUCCHI 1996). Ein Trupp von 250 (Maximum 350-400) Seidenschwänzen ist für diese Region bisher einmalig und somit auch ein spektakuläres Ereignis. Meist wurden Truppgrößen unter 10 Individuen festgestellt, wie bei der Invasion 1995/96, mit maximalen Truppgrößen von 30 bis 50 Vögeln (KOOIKER 1997). Ähnliches gilt für die ungewöhnlich lange Rastdauer von einem Monat. Auch hierüber gab es bislang keine dokumentierten Feststellungen. Im Gegenteil, Seidenschwänze ziehen gewöhnlich rasch durch Stadt und Land Osnabrück und verweilen nur wenige Tage, ausnahmsweise bis zu drei Wochen (RINGE 1970).

Seidenschwänze sind frugivore Nahrungsspezialisten (BERTHOLD 1976). Durchziehende Vögel rasten dort, wo Beeren tragende Bäume und Sträucher wachsen. Städte und Ortschaften werden bevorzugt aufgesucht, weil hier ein reichhaltigeres Angebot dieser Gehölze vorhanden ist als in der offenen, vielfach ausgeräumten Landschaft (z. B. KÖHLER & SCHNEBEL 1972, FLADE & JEBRAM 1995).

Auf ihren Wanderungen erleiden Seidenschwänze zum Teil beträchtliche Verluste. So wurden sie in der Vergangenheit bis zum 1. Weltkrieg beim Krammetsvogelfang in den Dohnenstiegen mitgefangen und erlegt und oft wegen ihrer Schönheit ausgestopft. Leider werden die Vögel auch heute noch rund um das Mittelmeer geschossen, wie unter anderem niedersächsische Ringfunde berichten: Von elf Ringfunden wurden acht geschossen, zwei gefangen und einer tot gefunden (KOOIKER 2001). Über Verluste durch Beutegreifer liegen keine quantitativen Angaben, sondern nur Einzelbeobachtungen vor. So werden Seidenschwänze als Beute vom Wanderfalken (*Falco peregrinus*) und Sperber (*Accipiter nisus*) angegeben (BURR 1954, BRÄUNING 1981, H.-J. KELM briefl.).

Überdies verunglücken zahlreiche Seidenschwänze an Drähten und Glasscheiben, die genaue Zahl ist jedoch unbekannt und es existieren nur einige Zufallsbeobachtungen. So berichtet RAUHE (1949) von einem „Hochspannungsopfer“ und TEMME (1995) zweimal von Kollisionen mit Glasscheiben. Sicherlich sind solche Anflüge viel häufiger als vermutet wird, zumal viele Opfer von Katzen, Rabenvögeln und anderen Beutegreifern abgesammelt werden dürften. Andere sterben nicht gleich, erholen sich und erliegen erst später an anderen Orten ihren Verletzungen.

Von sehr hohen Verlusten an Scheiben weiß WINKLER (2006) vom Naturhistorischen Museum Basel zu berichten. Er erhielt 129 Unfallopfer, die überwiegend aus dem Schweizer Mittelland und der Region Basel von Anfang Januar bis Mitte März 2005 stammten. Die häufigsten Todesfallen waren Glasscheiben. Von 119 Vögeln mit bekannter Todesursache waren 105 Glasopfer (88 %). Entsprechend der Stärke der Invasion war auch die Zahl der Todesopfer höher als bei früheren Einflügen. Die Invasion von 1965/66 ist im Museum Basel nur mit 16 Unfallopfern dokumentiert, die übrigen Einflüge sind gar nicht oder nur durch 1 bis 2 Präparate belegt. Den weiteren Ausführungen WINKLERS (2006) zufolge verunglückten in einem Fall 36 Seidenschwänze zusammen an der Glasfront eines Kindergartens in der Region Basel. Auch an einem Spital in Basel, einem Bürogebäude in Zürich und in einer Überbauung in Thun (Kanton Basel) starben bis zu 11 Seidenschwänze gleichzeitig beim Anflug gegen Glasscheiben.

Der Tod an Glasscheiben ist inzwischen ein häufiges Schicksal für viele Vogelarten geworden, da die „Verglasung“ in Siedlungsräumen allgegenwärtig ist und weiterhin zunimmt: Telefon- und Wartehäuschen, Glasfassaden an Gebäuden, Wintergärten und verglaste Schallschutzwände an Straßen sind hier einige der tödlichen Vogelfallen. Nach RICHARZ et al. (2001) ist Glas eine doppelte Gefahrenquelle: a) Es reflektiert die Umgebung: Bäume und Himmel spiegeln sich und täuschen dem Vogel einen Lebensraum vor. b) Es ist durchsichtig: Der Vogel sieht nur den Hintergrund und nimmt das Hindernis davor nicht war. So fliegen laut

Buer (2004) allein in Europa täglich mindestens 250.000 Vögel an durchsichtigen oder spiegelnden Scheiben in den Tod. In den USA schätzte Klem (in Richarz et al. 2001) die Zahl der jährlichen Todesfälle an Glasfenstern auf mindestens 97,6 Millionen Vögel. Dies sind unvorstellbar hohe Opferzahlen.

Zum Schutz der Vögel vor Glasfenstern werden selbstklebende Greifvogelsilhouetten unterschiedlicher Größe im Fachhandel angeboten. In der Regel, so die Hersteller, genügen zwei bis drei Motive pro m² Fensterfläche. Leider nützen die gut gemeinten meist schwarzen Schattenrisse nur wenig. Ich glaube, dass Greifvogelsilhouetten kaum eine abschreckende Wirkung haben. Man könnte ebenso andere Attrappen an die Scheiben kleben, um auf das Hindernis aufmerksam zu machen. Zu ähnlichen Auffassungen gelangen Buer (2004), Rettig (2005) und H.-H. Bergmann (mündl.).

Am besten haben sich ungeputzte Scheiben und senkrechte Streifen bewährt, die etwa 2 cm breit sind und im Abstand von 10 cm zueinander angebracht werden. Gute Wirkungen lassen sich auch mit Gardinen, Jalousien, Rollos, Kordel- und Folienbändern, Lamellen und Kinderzeichnungen (Fingerfarbe), ferner mit gelben Kunststoffreflektoren, die frei vor die Fenster gehängt werden, so dass sie sich drehen, erzielen (ausführlich Richarz et al. 2001).

Einen bemerkenswerten Punkt zur Vermeidung von Glasanflügen steuert Buer (2004) bei. Er erläutert, dass Vögel ultraviolettes Licht sehen können, das für das menschliche Auge unsichtbar ist. So reflektiert z. B. ein Spinnennetz UV-Licht und wird dadurch von Vögeln erkannt. Eine geputzte Scheibe reflektiert UV-Licht nur schwach und überdies flächig, so dass sie für Vögel wegen mangelnder Kontraste nicht wahrnehmbar ist. Betupft man jedoch eine Scheibe mit einer Lichtschutzlotion Faktor 30 in einem Raster mit etwa Handabstand, dann entsteht ein Spinnennetz, so der Autor. Denn die Lichtschutzlotion absorbiert UV-Licht, die blanken Bereiche der Scheibe reflektieren UV-Licht. Letztlich sehen die Vögel ein auffälliges Muster, das sie vor dem Hindernis warnt.

Entsprechende Versuche zur Wirksamkeit von UV-reflektierenden „Vogelschutzgläsern“ hat jüngst Ley (2006) publiziert. Er kommt zu dem Ergebnis, dass der Einsatz UV-reflektierender Scheiben und Gläser geeignet sein könnte, das Problem des Scheibenanflugs durch Vögel zu minimieren. Insofern besteht die Chance, dass mittelfristig – bei entsprechender Information von Bauherren, Verwendung bei großen Bauten und finanzieller Unterstützung – eine tatsächliche Besserung des Problems erreichbar ist.

Summary - The invasion of Bohemian Waxwings (*Bombycilla garrulus*) in winter 2004/05 in Osnabrück, Lower Saxony, with comments about collision with pane of glass and his avoidance

In winter 2004/05 the presumably biggest invasion in Osnabrück of Bohemian Waxwings took place after the one in 1995/96. I received 74 single reports concerning about 4400 birds. The invasion began in mid November 2004 and lastet until January 1st, 2005. The biggest flock consisted of 400 individuals. A part of the winter visitors stayed for one month in Osnabrück. Some details about nutrition, sociability and flock size are mentioned. During December 2004 ten dead Bohemian Waxwings were found beyond the window-wall of the schoolbuilding. Presumably the number of victims was much higher because not all bodies were found. Some aspects how to reduce the deadly collisions are discussed.

Literatur

Berthold, P. (1976): Der Seidenschwanz *Bombycilla garrulus* als frugivorer Ernährungsspezialist. Experientia 32: 1445.

Berthold, P. (1996): Vogelzug: eine kurze, aktuelle Gesamtübersicht. Darmstadt.

Bezzel, E. (1966): Die Invasion des Seidenschwanzes 1965/66 in Bayern. Anz. orn. Ges. Bayern 7: 847-854.

Brinkmann, M. (1959): Die Vögel der Stadt Osnabrück. Osnabrück.

Buer, F. (2004): Gegen den Vogeltod an Scheiben und Spiegeln. Gartenpraxis (Nr.10): 52-55.

Burr, F. (1954): Der Seidenschwanz in Deutschland 1946-1954. Orn. Mitt. 6: 245-255.

Bräuning, C. (1981): Die Vogelwelt der Leineaue südlich Hannover. Hannover.

Flade, M. & J. Jebram (1996): Die Vogelwelt des Wolfsburger Raumes. NABU, Wolfsburg.

Glutz von Blotzheim, U. N.(1966): Das Auftreten des Seidenschwanzes in der Schweiz und die von 1901 bis 1965/66 West- und Mitteleuropa erreichenden Invasionen. Orn. Beob. 63: 93-146.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1985): *Bombycilla garrulus* (LINNAEUS 1758) – Seidenschwanz. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 10/II: Passeriformes (1. Teil) Motacillidae – Prunellidae: 927-956. Wiesbaden.

KINZELBACH, R. (1995): Der Seidenschwanz in Mittel- und Südeuropa vor dem Jahr 1758. Kaupia, Darmstädter Beiträge zur Naturgeschichte. Heft 5: 1-62.

KÖHLER, K.-H. & G. SCHNEBEL (1972): Aus der Vogelwelt der Lüneburger Heide. Uelzen.

KOOIKER, G. (1993): Die Vögel der Stadt Osnabrück - eine Artenliste mit Status- und Häufigkeitsangaben. Osnabrücker naturwiss. Mitt. 19: 83-102.

KOOIKER, G. (1997): Der Seidenschwanzeinflug in Niedersachsen im Winter 1995/96. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 29: 177-185.

KOOIKER, G. (2001): Seidenschwanz - *Bombycilla garrulus*. In: ZANG, H. & H. HECKENROTH: Die Vögel Niedersachsens, Lerchen bis Braunellen. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. B, H. 2.8.

KUMERLOEVE, H. (1950): Zur Kenntnis der Osnabrücker Vogelwelt (Stadt- und Landkreis). Veröff. naturwiss. Ver. Osnabrück 25: 147-309.

LEY, H.-W. (2006): Experimentelle Tests zur Wahrnehmbarkeit von UV-reflektierenden „Vogelschutzgläsern“ durch mitteleuropäische Singvögel. Ber. Vogelschutz 43: 87-91.

POSSE, B. & B. VOLET (2005): L`invasion 2004-2005 des Jaseurs boreaux (*Bombycilla garrulus*) en Suisse. Nos Oiseaux 52: 195-212.

PSCHORN, A., D. DOER, S. FISCHER & J. WAHL (2005): Ein Seidenschwanz kommt selten allein – der Einflug im Winterhalbjahr 2004/05. Falke 52: 310-313.

PSCHORN, A., D. DOER, S. FISCHER & J. WAHL (2006): Seidenschwanz-Einflug im Winter 2004/05 in Deutschland – erste Ergebnisse der DDA-Datensammlung. Poster. 139 Jahresversammlung der DO-G, Hamburg 2006.

RAUHE, H. (1949): Die Vogelwelt zwischen Niederelbe und Wesermündung. Ornithol. Abh. 4.

RETTIG, K. (2005): Schattenrisse von Raubvögeln an großen Fensterscheiben. Beitr. Vogel- u. Insektenwelt Ostfriesl. 229: 21-24.

RICHARZ, K., E. BEZZEL & M. HORMANN (Hrsg., 2001): Taschenbuch für Vogelschutz. Wiebelsheim.

RINGE, F. (1970): Die Vogelwelt in Stadt- und Landkreis Osnabrück. 160 Seiten (unveröff. Manuskript).

RINGE, F. (1977): Die Vogelwelt des „Altkreises“ Osnabrück – eine Darstellung in tabellarischer Form. Osnabrücker naturwiss. Mitt. 5: 73-93.

SEEMANN, W. (1889): Die Vögel der Stadt Osnabrück und ihrer Umgebung. Veröff. naturwiss. Ver. Osnabrück 7: 77-117.

TEMME, M. (1995): Die Vögel der Insel Norderney. Cuxhaven.

WINKLER, R. (2006): Die Unfallopfer der Seidenschwanz-Invasion von 2004/05: Alter, Geschlecht, Mauser und Schädelpneumatisation. Ornithol. Beob. 103: 221-227.

ZUCCHI, H. (1996): Zum Auftreten des Seidenschwanzes in Osnabrück im Winter 1995/96. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 28: 81-84.

Die nordwestliche Diepholzer Moorniederung als Rast- und Überwinterungsgebiet für Schwäne (*Cygnus* spp.)

Volker Blüml, Axel Degen, Hermann Dirks & Holger Schürstedt

Blüml, V., A. Degen, H. Dirks & H. Schürstedt (2007): Die nordwestliche Diepholzer Moorniederung als Rast- und Überwinterungsgebiet für Schwäne (*Cygnus* spp.). Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 39: 103–120.

Die Rastbestände von Schwänen werden in der nordwestlichen Diepholzer Moorniederung seit dem Winter 2000/01 erfasst, wobei die Saisonmaxima der Singschwäne zwischen 2000/01 und 2006/07 von etwa 120 auf über 300 Ind. und die der Zwergschwäne von etwa 50 auf über 200 Ind. gestiegen sind. Schlafplätze liegen überwiegend in Wiedervernässungsflächen im Großen Moor bei Barnstorf sowie im Nördlichen und Mittleren Wietingsmoor, die Nahrungsflächen um diese Moore herum in landwirtschaftlichen Nutzflächen. Das Umfeld des Großen Moores wird am intensivsten genutzt, im Spätwinter gewinnen jedoch die Flächen um die Wietingsmoore an Bedeutung. Verlagerungen der Rastbestände, Schlafplatzflüge und Ablesungen halsringmarkierter Singschwäne belegen einen starken Austausch zwischen den einzelnen Teilräumen während des Winters, wobei sich in jeder Saison ähnliche Muster der Raumnutzung zeigen. Der Individuenaustausch mit anderen Überwinterungsplätzen im westlichen Niedersachsen ist dagegen gering. Zwergschwäne rasten im Untersuchungsgebiet auf dem Weg-, vor allem aber während des Heimzugs. In milden Wintern überwintern sie auch in größerer Zahl.

Wie für Westniedersachsen typisch, sind Maisstoppelfelder das bevorzugte Nahrungshabitat. Daneben werden abgeerntete Kartoffelfelder, Wintergetreide- und Rapsfelder sowie Grünland genutzt; aquatische Nahrung spielt hingegen keine Rolle. Während im Laufe des Winters Stoppelfelder an Bedeutung verlieren, nimmt der Anteil von Wintergetreide und Raps sowie im Spätwinter auch der von Grünland zu. Zwergschwäne nutzen insgesamt mehr Grünland und weniger Maisstoppelfelder, was auch durch ihr phänologisches Muster mit einem deutlicheren Schwerpunkt im Frühjahr erklärbar ist. Von Winter zu Winter variiert die Habitatwahl stark. Die wenigen überwinternden Höckerschwäne fressen überwiegend auf Rapsfeldern.

Das Gebiet erreicht derzeit alljährlich eine nationale Bedeutung als Rastplatz für Sing- und Zwergschwäne, wohingegen den Höckerschwan-Beständen bislang keine herausgehobene Bedeutung beizumessen ist.

V. B., Hasestraße 60, D-49074 Osnabrück, volker.blueml@gmx.de; A. D., Elsa-Brandström-Str. 4, D-49076 Osnabrück, axel.degen@t-online.de; H. D., Stormstraße 17, D-49624 Löningen, chmsdirks@t-online.de; H. S., Surmannskamp 15, D-49424 Goldenstedt-Lutten, holger.schuerstedt@gmx.de

Einleitung

Der Singschwan (*Cygnus cygnus*) hat in Niedersachsen zahlreiche wichtige Überwinterungsplätze. Neben der Mittelelbe erlangt auch das westliche Niedersachsen eine große Bedeutung (Degen et al. 1996). Die Überwinterungsbestände haben in den letzten zehn Jahren deutlich zugenommen, und es wurden einige neue Rastplätze bekannt. So stieg die Zahl der in Deutschland überwinternden Vögel bei den internationalen Mittwinterzählungen im Januar 1995 und 2005 von etwa 15.000 auf fast 30.000 Individuen, was jedoch auch auf eine höhere Erfassungsintensität zurückzuführen sein dürfte (Laubek et al. 1999, DDA 2005, Wahl & Degen i. Vorb.).

Ende der 1990er Jahre wurden auch aus dem Umfeld des Großen Moores bei Barnstorf, Landkreise Diepholz und Vechta, vermehrt Beobachtungen von Sing- und Zwergschwänen (*Cygnus bewickii*) bekannt. Dies veranlasste uns, hier regelmäßige Zählungen und Singschwanberingungen durchzuführen.

Ziel dieser Arbeit ist es, die Schwanen-Rastplätze in diesem Raum hinsichtlich Bestandsgrößen, Phänologie, Raumnutzung und Habitatwahl darzustellen. Aus den Ablesungen halsringmarkierter Singschwäne sollen Austauschbewegungen mit anderen Rastplätzen sowie die Rastdauer und Raumnutzung innerhalb des betrachteten Raumes aufgezeigt werden. Auch vor dem Hintergrund verschiedener Eingriffsplanungen soll damit auf die Bedeutung des Untersuchungsgebietes als Rastgebiet hingewiesen werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Untersucht wurden das Umfeld des Großen Moores bei Barnstorf sowie des Nördlichen und Mittleren Wietingsmoores (Abb. 1). Dieser Raum wird im Text in die Bereiche „Großes Moor“ (Rastplätze um das Große Moor bei Barnstorf, nordwestlich der Bundesstraße B 51 und der Bahnlinie Osnabrück–Bremen) und dem Raum „Wietingsmoore“ (Rastplätze südöstlich dieser Verkehrswege) unterschieden. Überwiegend während des Durchzuges zusätzlich genutzte Rastplätze südlich der B 214, insbesondere um das Rhedener Geestmoor und das Neustädter Moor, bleiben in dieser Arbeit wegen nur unvollständig durchgeführter Zählungen unberücksichtigt.

Das Untersuchungsgebiet (UG) umfasst eine ca. 350 km² große Fläche in den Landkreisen Diepholz und Vechta; die innerhalb dieser Fläche abgegrenzten Zählgebiete (Nahrungsräume der Schwäne) machen davon ca. 70 km² aus (Abb. 1). Naturräumlich liegt es innerhalb der Region „Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung“ in der Einheit „Diepholzer Moorniederung“ mit Übergängen in die Einheiten „Cloppenburger Geest“ und „Syker Geest“. Das UG wird von Südwesten nach Norden von der Hunte durchflossen, der die Wagenfelder Aue von Südosten zufließt. Westlich davon liegt das ca. 3.500 ha umfassende Große Moor bei Barnstorf, das aktuell noch weitflächig von industriellem Torfabbau geprägt wird. In Teilbereichen ist es bereits wiedervernässt und weist größere offene Wasserflächen auf, deren Umfang während des Untersuchungszeitraumes durch die Wiedervernässung aus der Abtorfung genommener und eingeebneter Flächen erheblich auf mehrere km² zugenommen hat. Teile des Großen Moores sind als Naturschutzgebiete (NSG) „Goldenstedter Moor“ und „Drebbersches Moor“ ausgewiesen. Im Umfeld herrschen degradierte Niedermoore vor, die überwiegend ackerbaulich genutzt werden. Nur im Süden ist großflächig feuchtes Grünland im NSG „Boller Moor“ gesichert. Ansonsten prägen Mais-, Kartoffel-, Getreide- und in geringerem Maße auch Rapsfelder das Bild. Der Grünlandanteil ist nur noch gering. Auf angrenzenden Geeststandorten, so im Raum Rüssen/Aldorf, herrschen Sandäcker mit Getreide und Raps vor; Maisanbau ist aber auch hier verbreitet. Daten über etwaige Verschiebungen der Anbauarten fehlen. Generell ist durch den starken Ausbau der Biogasnutzung im Bereich der Diepholzer Moorniederung aktuell jedoch ein verstärkter Maisanbau zu Lasten aller anderen Anbaufrüchte wie auch bislang noch als Grünland genutzter Standorte zu verzeichnen. Zunehmend erfolgt eine Ganzpflanzenverwertung von Mais statt einer Körnermaisernte, wobei deutlich weniger Ernterückstände auf den Flächen verbleiben. Zudem erfolgt bei entsprechend trockener Witterung vermehrt ein Umbruch der Stoppeln noch im Spätherbst und eine Einsaat von Wintergetreide, häufig Grünroggen, zur Biogaserzeugung.

Die Wietingsmoore sind bereits großenteils als NSG ausgewiesen und als einzige Bereiche innerhalb des UG auch Teil des EU-Vogelschutzgebietes V40 „Diepholzer Moorniederung“. Das NSG „Nördliches Wietingsmoor“ weist derzeit noch einen Wechsel aus Torfabbau und Wiedervernässungsflächen auf. Das NSG „Mittleres Wietingsmoor“ ist durch einen Wechsel aus offenen Wiedervernässungen und stärker verbuschten Flächen charakterisiert. Im westlich angrenzenden NSG „Freistätter Moor“ liegen im Norden landwirtschaftlich genutzte Grünlandflächen mit eingestreuten kleinen Wäldern. Im Süden und Westen des NSG befinden sich eingeebnete und teilweise wiedervernässte Abtorfungsflächen und Handtorfstiche. Diese sind allerdings durch die stark aufkommenden Moorbirken (*Betula pubescens*) in ihrer Offenheit beeinträchtigt. Darüber hinaus ist das Gebiet durch einen im Zentrum liegenden, extensiv beweideten Hochmoorgrünlandkomplex gekennzeichnet. Im Norden grenzt mit dem NSG „Sprekelsmeer“ ein

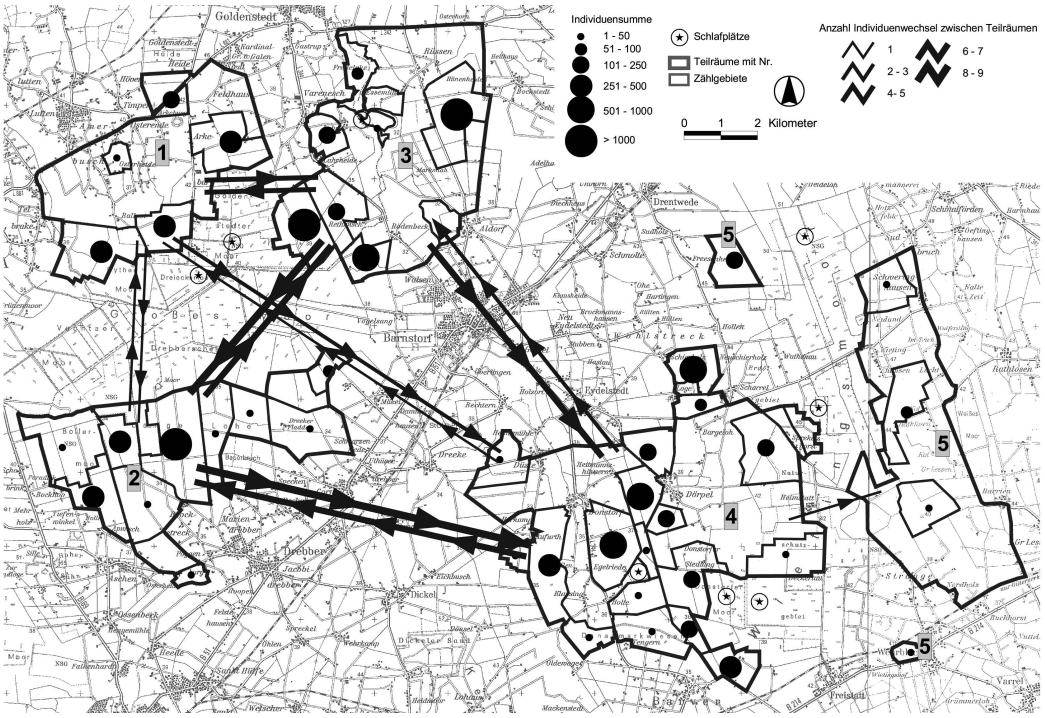


Abb. 1: Raumnutzung nahrungssuchender Singschwäne 2000/01 bis 2006/07 (Individuensummen der Dekadenzählungen je Zählgebiet; n = 11.908), Abgrenzung der Zählgebiete sowie Austausch halsberingter Individuen zwischen den Teilräumen (Pfeile). Umgrenzt sind auch Zählgebiete, bei denen nur im Rahmen weiterer, hier nicht ausgewerteter Zählungen innerhalb des Untersuchungszeitraumes Singschwäne beobachtet wurden. Teilräume: 1: Nordwestseite, 2: Südseite, 3: Ostseite des Großen Moores bei Barnstorf; 4: Raum Eydelstedt; 5: Flächen am Nördlichen Wietingsmoore und östlich des Mittleren Wietingsmoores. – *Spatial distribution of feeding Whooper Swans 2000/01-2006/07.*

nährstoffarmer, knapp 2 ha großer Schlatt an das Freistätter Moor. Das westlich gelegene NSG „Großes Meer“ südwestlich von Eydelstedt stellt einen ca. 20 ha großen, mesotrophen Flachsee dar. Kleinere Stillgewässer finden sich zudem in Form von Kolken und Handtorfstichen im Nördlichen Wietingsmoor. Das auch hier überwiegend von Niedermoorstandorten geprägte Umfeld unterliegt ähnlichen Nutzungen wie das des Großen Moores. Gleiches gilt für die Niederungen von Hunte und Wagenfelder Aue, die bereichsweise aber einen höheren Gehölzanteil aufweisen.

Während längerer Frostperioden frieren alle als Schwanen-Schlafplätze geeigneten Stillgewässer zu. Lediglich die Fließgewässer bleiben teilweise eisfrei und dienen dann in strömungsarmen Abschnitten ersatzweise als Schlafplatz.

Datenaufnahme

Seit dem Winter 2000/01 erfolgen im UG jeweils im Zeitraum Mitte/Ende Oktober bis Ende März wöchentliche Zählungen von Schwänen, Gänsen (*Anser* spp.) und Kranichen (*Grus grus*). In dieser Arbeit werden die Winter 2000/01 bis 2006/07 ausgewertet. Im ersten Erfassungswinter wurde der Bereich Eydelstedt/Wietingsmoore erst ab Anfang März erkundet, dieser wurde vorher aber offenkundig nur kurzzeitig und in geringem Maße von Schwänen genutzt. Durch Nebellagen, Störungen und Nutzung zunächst unbekannter Nahrungsräume blieben einige Zählungen lückenhaft. Sofern für eine Monatsdekade (s. Kap. Auswertung) nach einer Zählung eindeutig unvollständige Ergebnisse vorlagen, wurde diese in der Regel kurzfristig wiederholt, so dass für nahezu jede Monatsdekade eine Zäh-

lung mit hohem Abdeckungsgrad vorliegt. Die meisten Zählungen fanden an Wochenenden statt, Ersatzzählungen erfolgten zumeist an Werktagen. Trotz der während des Untersuchungszeitraumes gestiegenen Kenntnis der Rastgebiete hat die Vollständigkeit der Erfassungen abgenommen: Die ansteigenden Schwanenbeständen haben in den letzten Jahren dazu geführt, dass ein zunehmend größerer Raum sowie mehrere Schlafplätze gleichzeitig von den Vögeln genutzt und somit nicht immer alle anwesenden Vögel auch gefunden wurden. Gelegentliche Doppelzählungen durch Ortswechel während der Zählfahrten sind möglich, betreffen sicher aber jeweils nur wenige Vögel.

An den Zähltagen wurde das UG tagsüber von einem Zähler mit dem Auto abgefahren, um die Bestände nahrungssuchender Schwäne zu erfassen. Die Zählgebiete wurden auf Basis der von Schwänen genutzten Bereiche abgegrenzt und anhand erkennbarer Geländestrukturen (vor allem Straßen) unterteilt. Administrative Grenzen blieben dabei weitgehend unberücksichtigt. Für die Darstellung der Raumnutzung erfolgt eine Abgrenzung von fünf Teilräumen: 1. Bereiche an der Nordwest-, 2. Süd- und 3. Ostseite des Großen Moores bei Barnstorf (Ostseite einschl. Huntetal unterhalb Barnstorf mit Rüssener Heide), 4. die Flächen um Eydelstedt (Scharrel bis Barver mit Wagenfelder Aue) sowie 5. die Bereiche um das Nördliche Wietingsmoor (Freesenheede, Ostseite) und östlich des Mittleren Wietingsmoores (s. Abb. 1).

Für jeden Schwanentrupp wurden die Jungvogelanteile und die Nahrungshabitate notiert. In den ersten drei Wintern des Untersuchungszeitraumes erfolgten zu Beginn der meisten Zählfahrten morgendliche Schlafplatzzählungen zur Ermittlung des Gesamtbestandes und der Abflugrichtungen; zudem ermöglichten sie oftmals zusätzliche Ringablesungen. Mit zunehmender Verteilung auf mehrere, z. T. weit auseinander liegende und schlecht erreichbare Schlafplätze und gleichzeitig verbesserter Kenntnis über die Nahrungsflächen erfolgten solche Kontrollen nur noch ausnahmsweise.

Beringung und Ringablesungen

Am 20.01. und 17.02.2001 wurden im Bereich Goldenstedt mittels Kanonennetzen insgesamt 19 Singschwäne gefangen und mit Halsringen markiert. Darunter waren drei Paare sowie jeweils das Männchen zweier weiterer Paare, zwei vermutlich unverpaarte Altvögel (je ein Männchen und Weibchen) sowie neun Jungvögel aus zwei Familien, von denen fünf männlich und vier weiblich waren. Auf beringte Vögel wurde bei allen Zählungen intensiv geachtet; beobachtete Halsringe konnten größtenteils auch abgelesen werden. Dies betrifft außerdem acht an anderen norddeutschen Überwinterungsplätzen markierte Individuen (DEGEN, unveröff.) und drei als nicht flügge Jungvögel in Lettland beringte Singschwäne (D. BOIKO, briefl.). Auf die Ablesungen beringter Zwergschwäne im UG wird in dieser Arbeit nicht eingegangen.

Auswertung

Zur Auswertung wurden Dekadenmaxima zugrunde gelegt, d. h. es wird für die Zeiträume 1.-10., 11.-20. und 21.-28./29./30./31. jeden

Tab. 1: Erst- und Letztbeobachtungen, Maximalbestände, Vogeltage und Jungvogelanteile von Singschwänen im gesamten Untersuchungsgebiet. – *First and last sightings, maximum numbers, bird days and percentages of juveniles of Whooper Swans.*

Saison	Erstbeob.	Letztbeob.	Maximalbestand [Ind.]	Anzahl Vogeltage	Anteil juv. [%] (nach Alter unterschiedene Ind.)
2000/2001	13.11.	14.03.	121	8.120	23,1 (793)
2001/2002	03.11.	22.03.	137	10.353	24,6 (1.032)
2002/2003	22.10.	22.03.	208	19.415	25,8 (1.941)
2003/2004	22.10.	14.03.	223	20.338	13,7 (2.012)
2004/2005	05.11.	19.03.	225	20.290	18,5 (2.028)
2005/2006	27.10.	12.03.	324	26.608	17,2 (2.661)
2006/2007	28.10.	17.03.	253	16.300	10,7 (1.605)

Monats und Jahres die Zählung mit dem zahlenmäßig höchsten Ergebnis ausgewertet.

Zur Darstellung der Phänologie wurden die Mittelwerte der Dekadenmaxima aus den sieben Untersuchungszeiträumen (Winter 2000/01–2006/07) gebildet. Für Sing- und Zwergschwan wurden außerdem Vogeltage berechnet. Hierzu wurden die Rastbestände zwischen den Zähltagen interpoliert und die so errechneten Rastbestände für alle Tage zwischen Erst- und Letztbeobachtung addiert. Diese Größe kann die Rastplatznutzung besser beschreiben als die Saisonmaxima allein, da für die Vogeltage zahlenstarke Rastvorkommen über längere Zeiträume und nicht (kurzfristige) Maximalbestände entscheidend sind (vgl. RÖSNER 1993, BLÜML & BRINKSCHRÖDER 1995).

Raumnutzung und Habitatwahl wurden monats- und saisonweise ausgewertet. Dazu wurden die Einzelzählungen für jedes Habitat sowie Zählgebiet bzw. Teilraum addiert. Zur Darstellung der Raumnutzung halsberingter Singschwäne wurden nur Vögel berücksichtigt, die in einem Winter über einen Zeitraum von mindestens 20 Tagen rasteten. Ausgewertet wurde dabei die Reihenfolge der Nutzung verschiedener Teilräume und die Zahl der räumlichen Wechsel im Verlauf einer Rastsaison. Hierbei wurden alle Ablesungen berücksichtigt, auch außerhalb der Dekadenzählungen sowie Meldungen anderer Beobachter.

Ergebnisse

Singschwan

Bestandsgröße und -entwicklung, Jungvogelanteile

Die Maxima rastender Singschwäne erhöhten sich im Untersuchungszeitraum alljährlich, lediglich im Winter 2006/07 lagen sie unter dem Maximum der Vorsaison. Annähernd proportional dazu stieg auch die Zahl der Vogeltage, d. h. die Bestände nahmen über die gesamte Rastperiode zu. Der Jungvogelanteil schwankte zwischen 10,6 und 25,8 % (Tab. 1). Über die jeweilige Rastsaison nahm ihr Anteil zu (Abb. 2).

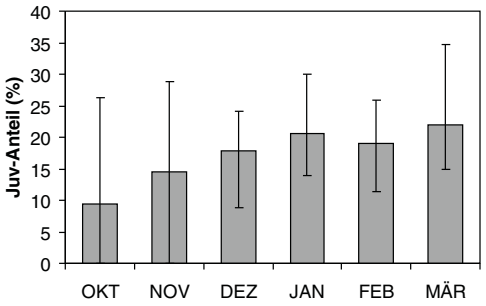


Abb. 2: Mittelwerte (Balken) sowie Maxima und Minima der monatlichen Jungvogelanteile von Singschwänen (n = 12.098 Ind.). – *Average, maximum and minimum juvenile percentages of Whooper Swans per month.*

Jahreszeitliches Auftreten

Die ersten Singschwäne wurden immer in den letzten Oktober- oder ersten Novembertagen beobachtet (Tab. 1). Nur 2007 wurde ein adulter Vogel bereits am 13.10. gesichtet. Nach der Ankunft stiegen die Rastbestände fast kontinuierlich an. Die Maxima wurden zwischen Mitte Januar und Ende Februar erreicht (Abb. 3). Die letzten Singschwäne verließen zumeist in der 2. oder Anfang der 3. Märzdekade das UG. Der Zeitraum zwischen Erst- und Letztbeobachtung betrug somit 120 Tage (2000/01) bis 151 Tage (2002/03), im Mittel 138 Tage.

Herkunft, Ortstreue, Beziehungen zu anderen Rastplätzen

Alle im UG als Paar bzw. Teil eines Paares beringten Singschwäne (n = 8) kehrten in den Folgejahren mindestens in einem Winter in das UG zurück. Von den vermutlich unverpaart beringten Altvögeln wurde einer in einem spä-

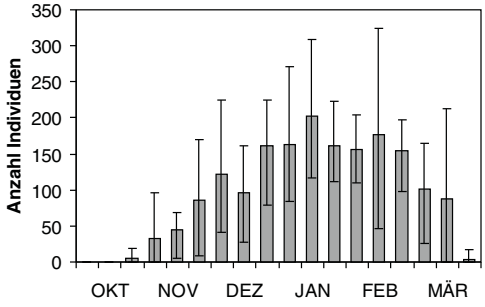


Abb. 3: Mittelwerte (Balken) der Dekadenmaxima sowie Dekadenminima und -maxima von Singschwänen 2000/01 bis 2006/07. – *Average maximum numbers of Whooper Swans per month decades.*

teren Winter wieder beobachtet, jedoch nicht im UG. Von den neun beringten Jungvögeln wurden vier in den Folgejahren erneut gesehen, davon zwei auch im UG (Tab. 2).

Außerdem wurden im UG sechs Vögel festgestellt, die am 11.01.1999 (fünf von 22 beringten Ind., davon zwei miteinander verpaart) bzw. 29.01.2004 (ein Vogel, einzig Beringter bei diesem Fang) im Hasetal (ca. 35 km südwestlich) als adulte Vögel beringt wurden. Die fünf im Jahr 1999 beringten Vögel rasteten allesamt in mehreren Wintern im UG. Einer dieser Vögel wechselte im Winter 2003/04 zweimal für jeweils wenige Tage vom UG in das Hasetal. Das Paar 4R04/ 4R05 wechselte Anfang Januar 2003 vom UG in die Allerniederung (Landkreis Soltau-Fallingbostel), kehrte aber Anfang März 2003 nochmals für mindestens neun Tage in das UG zurück.

Zwei weitere Vögel (adult bzw. juvenil) wurden am 03.12.1998 an der niedersächsischen Mittelelbe beringt, sie rasteten aber nur jeweils in einer Saison kurzzeitig im UG, bevor sie weiter westlich (Emstal, Niederlande) überwinterten.

Neben diesen in Deutschland beringten Singschwänen, konnten drei am Schlupfort in Lettland beringte Jungvögel abgelesen werden. Von diesen wurde einer nur am 14.11.2005 im UG abgelesen. Dieser Vogel zog dann ins Hasetal, wo er auch in den Folgejahren überwinterte, ohne dass er vorher im UG gesehen wurde. Die beiden anderen lettischen Schwäne rasteten im Winter 2005/06 über mehrere Monate im UG, jedoch nur einer auch im Folgewinter, während der andere seitdem nicht wieder beobachtet wurde.

Raumnutzung, Rastdauer

Singschwäne nutzten die Rastgebiete im Umfeld des Großen Moores insgesamt stärker (68 % aller Ind., vgl. Abb. 4 oben) als jene nahe der Wietingsmoore (32 %).

Im Raum „Großes Moor“ waren im Teilraum „Nordwestseite“ besonders das Oyther Moor und Bereiche direkt nördlich des NSG „Goldenstedter Moor“, im Teilraum „Südseite“ das NSG „Boller Moor“ und die Lange Lohe sowie im Teilraum „Ostseite“ die Bereiche Pulvermoor, Flächen westlich der Ortschaft Rödenbeck und die Rüssener Heide bedeutsam.

Im Bereich der Wietingsmoore erlangten die westlich an das Mittlere Wietingsmoor angrenzenden Bereiche (Teilraum „Eydelstedt“) besonders um die Ortschaften Schierholz, Scharrel, Dörpel, Donstorf und nordwestlich von Bar-

Tab. 2: Überwinterungsplätze und sozialer Status der im UG beringten Vögel, die in mindestens einem späteren Winter hier erneut rasteten. o. P.: ohne Partner/unverpaart; u. P.: mit unberingtem Partner verpaart. Für Vögel, die im UG abgelesen wurden, sind weitere Rastplätze im betreffenden Winter nicht genannt. – *Roosting sites and social status of Whooper Swans ringed in the study area. Birds are only included if they were seen in the study area at least for one season after the ringing season.*

Saison	4R00 & 4R03	4R04 & 4R05	4R06 & 4R07	5R55 & u. P.	5R56 & u. P.	4R08 (juv.)	4R11 (juv.)
2000/01	0 juv.	0 juv.	5 juv.	0 juv.	4 juv.	-	-
2001/02	UG, 0 juv.	UG, 0 juv.	UG, 4 juv.	UG, 0 juv.	UG, 4 juv.	Mittelweser, o. P.	UG
2002/03	UG, 0 juv.	UG, 0 juv.	?	UG, 2 juv.	UG, 5 juv.	UG, o. P.	UG
2003/04	UG, 0 juv.	Sachsen & Mittelelbe, nur 4R04 o. P.	?	UG, 2 juv.	UG, 2 juv.	UG, o. P.	UG
2004/05	UG, 0 juv.	Sachsen, nur 4R04	?	?	?	Mittelweser	?
2005/06	UG, nur 4R03	UG, nur 4R04	?	?	?	?	?
2006/07	UG, nur 4R03 u. P.	?	?	?	?	?	?

ver die mit Abstand größte Bedeutung. Weitere wichtige Nahrungsräume lagen innerhalb dieses Teilraumes weiter westlich an der Wagenfelder Aue. Weniger frequentiert wird der Teilraum „Nördliches Wietingsmoor“ mit den Flächen östlich von Freesenheede sowie südlich von Wietinghausen.

In der Nutzung der Teilräume stellten wir beträchtliche Unterschiede zwischen einzelnen Jahren fest (Abb. 4 oben). Im Winter 2000/01 wurde monatelang ein einziges Maisstoppelfeld im Pulvermoor genutzt. In allen anderen Wintern zeigte sich, dass die Nutzung der Teilräume um das Große Moor bei Barnstorf untereinander wechselte. Seit dem Winter 2001/02 rasten alljährlich ca. 25–40 % aller Individuen um die Wietingsmoore, im Winter 2000/01 wurde dieser Bereich noch unzureichend erfasst (vgl. Kap. Methodik).

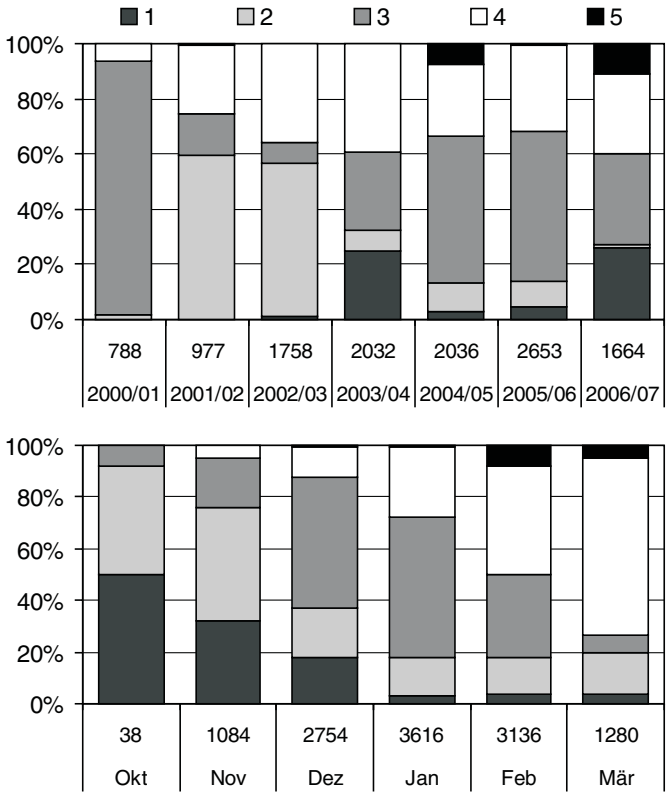


Abb. 4: Verteilung der nahrungssuchenden Singschwäne auf die Teilräume: Individuensummen je Saison (oben) und Monaten (unten) 2001/02 bis 2006/07 (n = 11.908 Ind.). Zur Nummerierung der Teilräume vgl. Abb. 1. – *Spatial distribution of feeding Whooper Swans per season and per month.*

In den ersten Rastwochen konzentrierten sich die Rastbestände fast immer auf die Teilräume „Südseite“ und „Nordwestseite“ des Großen Moores. Meist im Laufe des Dezembers wechseln die Vögel großenteils in den Teilraum „Ostseite“. Dies setzte sich jeweils im Januar fort, zudem erlangten die im November noch unbedeutenden Rastgebiete im Teilraum „Eydelstedt“ nun zunehmend Bedeutung. Im Februar nutzten durchschnittlich 50 % aller Singschwäne Nahrungsflächen im Umfeld der Wietingsmoore, im März waren es 73 %. Über die gesamte Rastsaison hinweg kann jedoch der Bereich Boller Moor/Lange Lohe eine wesentliche Rolle spielen (Abb. 4 unten).

Diesem Raumnutzungsmuster entsprechend wurde die Mehrheit der halsberingten Vögel entweder nur im Umfeld des Großen Moores abgelesen oder es wurde ein Wechsel zu den Flächen um die Wietingsmoore nachgewiesen. Eine deutlich kleinere Zahl von Vögeln wurde

Tab. 3: Häufigkeit von Wechseln halsberingter Singschwäne zwischen Nahrungsflächen in den Bereichen im Umfeld des Großen Moores und der Wietingsmoore innerhalb eines Winters. Einbezogen wurden nur Vögel mit einer Rastdauer von mind. 20 Tagen im jeweiligen Winter. – *Interchanges of Whooper Swans between the northwestern and the southeastern parts of the study area during a single season.*

Ausgangspunkt	**kein Wechsel**	**ein Wechsel**	**zwei Wechsel** (einmal hin u. her)	**drei Wechsel** (hin - her - hin)	**vier Wechsel** (hin - her - hin - her)
Großes Moor	15	8	3	4	-
Wietingsmoore	3	2	-	-	1

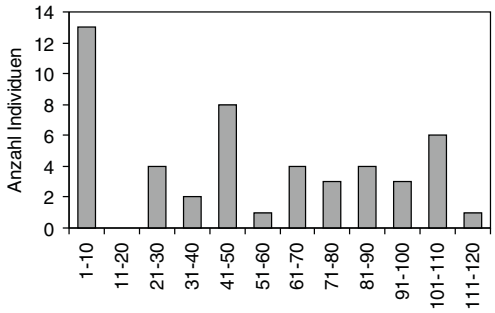


Abb. 5: Rastdauer halsberingter Singschwäne im UG; mehrfache Rast im UG mit zwischenzeitlicher Nutzung anderer Rastgebietes wird mehrfach gewertet (n = 48). – *Duration of stay of neck-collared Whooper Swans.*

nur um die Wietingsmoore beobachtet oder wechselte in andere Richtung. In wenigen Fällen konnte ein zwei- bis viermaliger Wechsel zwischen den Flächen um das Große Moor und denen um die Wietingsmoore innerhalb einer Saison nachgewiesen werden (Tab. 3). Besonders häufig wechselten Vögel dabei zwischen der Süd- und Ostseite des Großen Moores sowie dem Raum Eydelstedt (Abb. 1). Viele Vögel nutzten dabei das UG über mehrere Monate als Überwinterungsplatz (Abb. 5).

Habitatwahl

Singschwäne nutzten zur Nahrungssuche abgeerntete Mais- und Kartoffelfelder, Wintergetreide-, Raps- und Rübenfelder sowie Grünland. Auf Mais- und Kartoffelfeldern wurden dabei die z. T. reichlich vorhandenen Ernterückstände gefressen, die auch nach einer Grubberung der Flächen noch teilweise verfügbar sind. Sowohl zwischen den einzelnen Wintern als auch im Saisonverlauf zeigten sich dabei deutliche Unterschiede (Abb. 6).

Über den gesamten Winter betrachtet wurden Maisstoppelfelder am häufigsten aufgesucht. Die Nutzung nahm im Verlauf des Winters jedoch kontinuierlich ab. Die Schwankungen zwischen den betrachteten Wintern sind beträchtlich: So fraßen 2000/01 etwa 93 % aller Singschwäne auf Mais, 2003/04 dagegen nur gut 3 %. Tendenziell verlor Mais über den Untersuchungszeitraum an Bedeutung als Nahrungshabitat. Ähnlich stark waren die Schwankungen beim Raps, der in drei Wintern einen Anteil von höchstens 5 %, in einem anderen Winter hingegen von bis zu 50 % an den genutzten Habitaten hatte. Große saisonale Unterschiede gab es bei der Nutzung von Raps nicht. Auch die Nutzung von Wintergetreide variierte von Winter zu Winter, jahreszeitlich schwankte sie dagegen kaum. Grünland (11 %) wurde dagegen fast ausschließlich von Januar

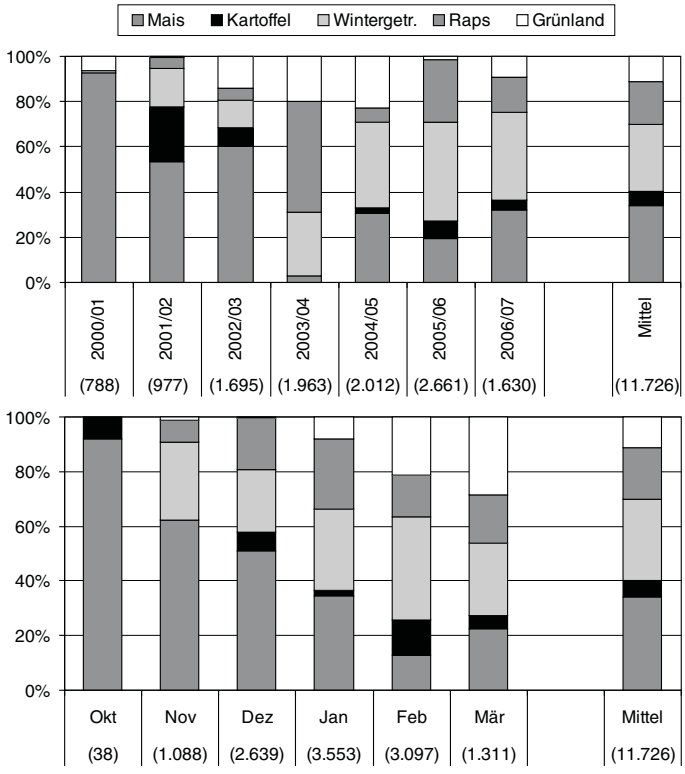


Abb. 6: Habitatwahl von Singschwänen je Saison (oben) und je Monat (unten) 2000/01 bis 2006/07. In Klammern ist die Zahl der gezählten Individuen angegeben. Vereinzelt genutzte Rübenfelder sind mit Rapsfeldern zusammengefasst. – *Patterns of habitat use of Whooper Swans per season and per month.*

bis März in zunehmendem Maße genutzt, wobei der Anteil zwischen den Wintern zwischen 0,3 % und 23 % schwankte.

Auf den Schlafgewässern beobachteten wir morgens häufiger Nahrungsaufnahmen, bei einzelnen Vögeln gelegentlich auch tagsüber. Insgesamt schien diese Nahrung aber keine große Rolle zu spielen. Gefressen wurden offensichtlich Halme und Knospen von Wollgräsern (*Eriophorum angustifolium, E. vaginatum*) sowie Sprosse im Wasser wachsender Torfmoose (*Sphagnum* spp.).

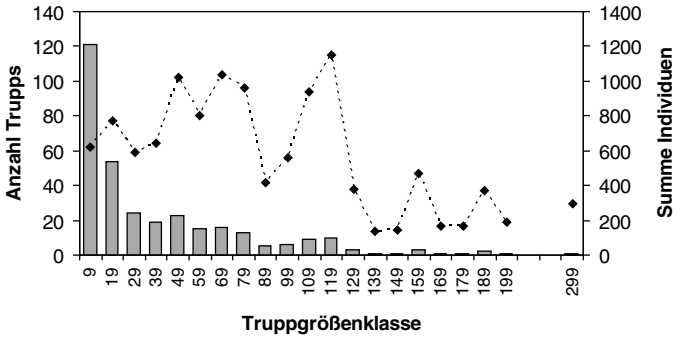


Abb. 7: Häufigkeitsverteilung der Truppgrößen nahrungssuchender Singschwäne (Säulen, gruppiert in Zehnerschritten, n = 329 Trupps) und Summe der Vögel pro Truppgrößenklasse (Rauten, n = 11.841 Ind.). – *Flock sizes of feeding Whooper Swans.*

Truppgrößen

Kleine Trupps von maximal neun Vögeln wurden am häufigsten gezählt, gefolgt von Trupps mit 10-19 Ind.. Trupps bis etwa 120 Ind. traten ebenfalls noch relativ häufig auf (5-24 Trupps je Truppgrößenklasse; Abb. 7), noch größere Trupps waren selten. Maximal wurden 293 Ind. in einem Trupp gezählt. Bezogen auf die Gesamtzahl der Individuen hielten sich etwa gleich viele Vögel in Trupps von weniger als zehn bis ca. 120 Ind. auf. Die durchschnittliche Truppgröße betrug 36 Ind..

Mit zunehmender Truppgröße nahm der Jungvogelanteil zwar tendenziell ab, der Zusammenhang ist jedoch nicht signifikant (Rang-Korrelationskoeffizient nach Spearman: r = -0,10, p = 0,068, n = 329). Familien neigten bei diesen Bestandsgrößen also nicht generell dazu, sich von größeren Trupps zu separieren.

Zwergschwan

Bestandsgröße und –entwicklung, Jungvogelanteile

Die Zwergschwan-Rastbestände stiegen annähernd proportional zu denen der Singschwäne an (Tab. 4, vgl. Tab. 1). Der Jungvogelanteil schwankte zwischen 14,3 und 21,3 %, lediglich 2001/02 war er mit ca. 32,8 % wesentlich höher (Tab. 4). Im Gegensatz zum Singschwan nahm er im Verlauf einer Rastsaison nicht zu, höhere Jungvogelanteile sind im Mittel aller Winter auf dem Wegzug zu verzeichnen (Abb. 8).

Tab. 4: Erst- und Letztbeobachtungen, Maximalbestände, Vogeltage und Jungvogelanteile von Zwergschwänen. – *First and last sightings, maximum numbers, bird days and percentages of juveniles of Bewick's Swans.*

Saison	Erstbeob.	Letztbeob.	Maximum Wegzug/ Heimzug	Vogeltage Wegzug/Heim-zug/gesamt	juv. % (nach Alter unter schiedene Ind.)
2000/01	10.12.	18.03.	12/52	292/1.297/1.589	19,7 (157)
2001/02	11.11.	22.03.	10/76	220/2.958/3.178	32,8 (326)
2002/03	02.11.	22.03.	36/125	1.764/2.395/4.159	18,6 (414)
2003/04	26.10.	14.03.	16/105	731/3.775/4.506	14,3 (453)
2004/05	13.11.	28.03.	53/115	2.136/5.232/7.368	18,6 (742)
2005/06	05.11.	12.03.	30/205	1.400/1.835/7.235	17,5 (753)
2006/07	08.11.	17.03..	112/143	2.712/7.483/10.195	22,1 (1.098)

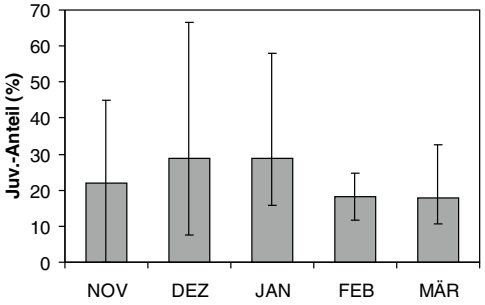


Abb. 8: Mittelwerte (Balken) sowie Maxima und Minima der monatlichen Jungvogelanteile von Zwergschwänen (n = 3.943 Ind.). - *Average, maximum and minimum juvenile percentages of Bewick's Swans per month.*

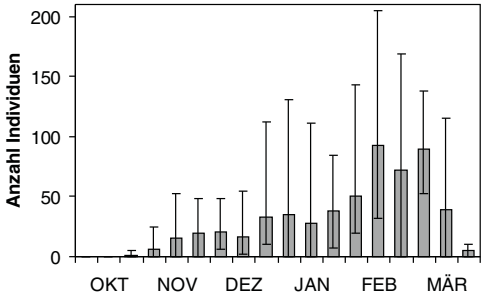


Abb. 9: Mittelwerte (Balken) der Dekadenmaxima sowie Dekadenminima und -maxima von Zwergschwänen 2000/01 bis 2006/07. - *Average maximum numbers of Bewick's Swans per month decades.*

Jahreszeitliches Auftreten

Die ersten Zwergschwäne kamen im Spätherbst meist einige Tage nach den ersten Singschwänen an. In den meisten Jahren deckten sich dagegen die Letztbeobachtungen beider Arten (Tab. 4, vgl. Tab. 1). Der Zeitraum zwischen Erst- und Letztbeobachtung betrug 97 Tage (2000/01) bis 140 Tage (2002/03 und 2003/04), im Mittel 128 Tage und damit 10 Tage weniger als beim Singschwan. Die Rastmaxima und die Intensität der Rastplatznutzung waren jeweils in der 2. Hälfte der Saison deutlich stärker ausgeprägt. Das UG hat jedoch in den letzten Jahren auch als Herbstrastplatz zuneh-

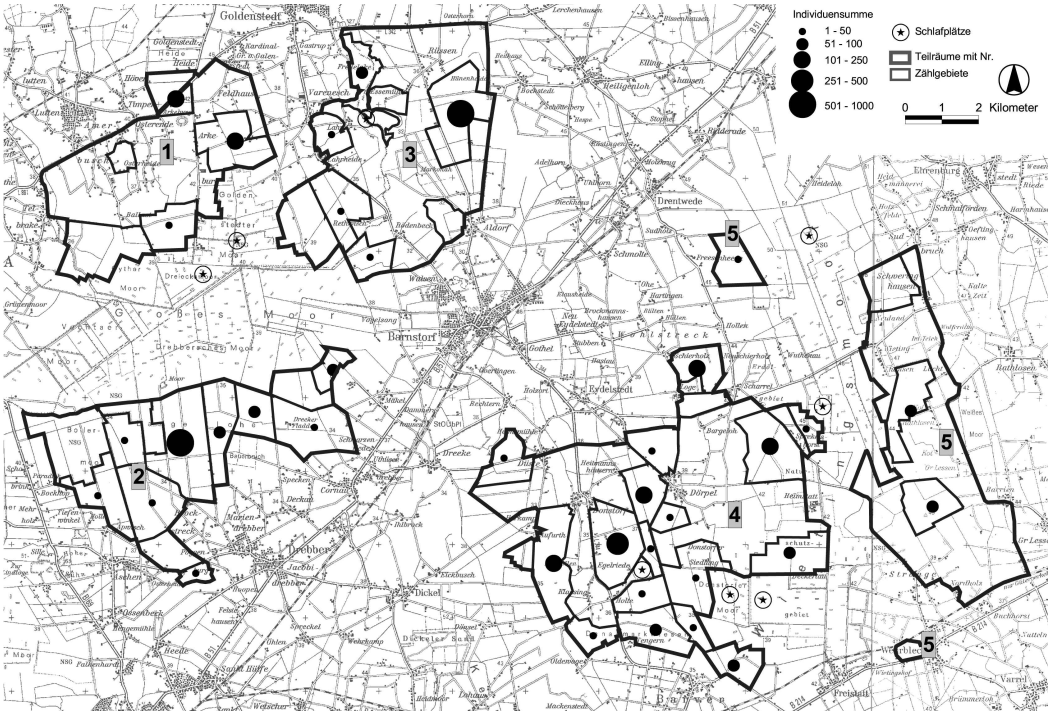


Abb. 10: Raumnutzung nahrungssuchender Zwergschwäne 2000/01 bis 2006/07 (n = 3.780 Ind.; vgl. Abb. 1). - *Spatial distribution of feeding Bewick's Swans.*

mend an Bedeutung gewonnen. Bei milder Witterung verweilten größere Trupps im Dezember und Januar im Gebiet, bei stärkeren Frostperioden verließen die Zwergschwäne hingegen das UG nahezu vollständig. Der Frühjahrszug gipfelte je nach Wettergeschehen zwischen Mitte Februar und Mitte März (Abb. 9).

Raumnutzung

Zwergschwäne zeigten eine ähnliche räumliche Verteilung wie Singschwäne (Abb. 10, 11), rasteten aber anteilig noch etwas stärker im Umfeld des Großen Moores (74 % aller Ind.). Von Saison zu Saison zeigen sich deutliche Unterschiede, es rasteten in allen Wintern aber deutlich über die Hälfte aller Zwergschwäne hier, wo die einzelnen Teilräume jedoch von Jahr zu Jahr unterschiedlich häufig genutzt wurden (Abb. 11 oben).

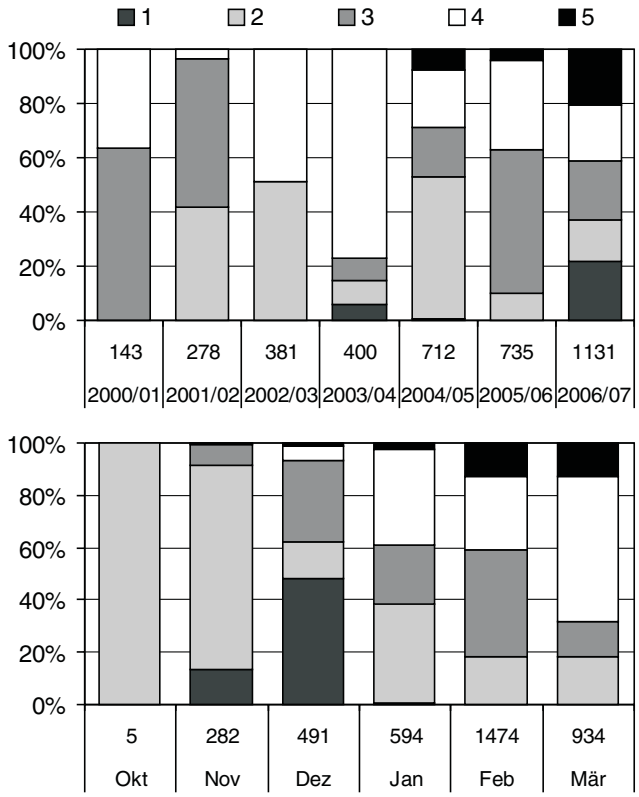


Abb. 11: Verteilung der nahrungssuchenden Zwergschwäne auf die Teilräume: Individuensummen je Saison (links) und Monaten (rechts) 2001/02 bis 2006/07 (n = 3.780 Ind.). Zur Nummerierung der Teilräume vgl. Abb. 1. – *Spatial distribution of feeding Bewick's Swans per season and per month.*

Wie bei den Singschwänen wurden im Herbst erst die Gebiete an der Süd-, teils auch an der Nordwestseite des Großen Moores bevorzugt. Ab Dezember gewannen die Bereiche an der Ostseite an Bedeutung. Ab Januar rasteten die Zwergschwäne zunehmend auch im Umfeld der Wietingsmoore, die vor dem Jahreswechsel keine Rolle spielten. Jedoch sank der Anteil der im Raum Großes Moor rastenden Vögel auch im März durchschnittlich nicht unter 50 % (Abb. 11 unten).

Habitatwahl

Zwergschwäne nutzten die gleichen Nahrungshabitate wie Singschwäne, jedoch spielten Maisstoppelfelder eine geringere Rolle (22,1 %), Wintergetreide (35,4 %) und Grünland (29,5 %) dafür eine größere. Raps war mit 8,6 % weniger bedeutend, ebenso Kartoffeln mit 4,4 %. Auch bei den Zwergschwänen waren die Unterschiede zwischen den einzelnen Wintern sowie im Saisonverlauf groß (Abb. 12).

Auch Zwergschwäne nutzten im Herbst zunächst überwiegend Maisstoppelfelder, ab Januar dann verstärkt Grünland. Bei den übrigen Habitaten zeigten sich keine deutlichen Muster im Verlauf des Winterhalbjahres. Im Winter 2005/06 wurde Grünland deutlich weniger genutzt, die Frühjahrsrast konzentrierte sich stattdessen auf Wintergetreide.

Höckerschwan

Höckerschwäne rasteten alljährlich in geringer Zahl im UG. Klare Unterschiede in der saisonalen Häufigkeit fallen nicht auf (Abb. 13). Im Oktober gelangen durchweg keine Beobachtungen, möglicherweise wurden aquatisch fressende Vögel z. B. auf der Hunte aber öfters übersehen. Auch bei Zählungen in anderen Monaten wurden sicher nicht immer alle Vögel

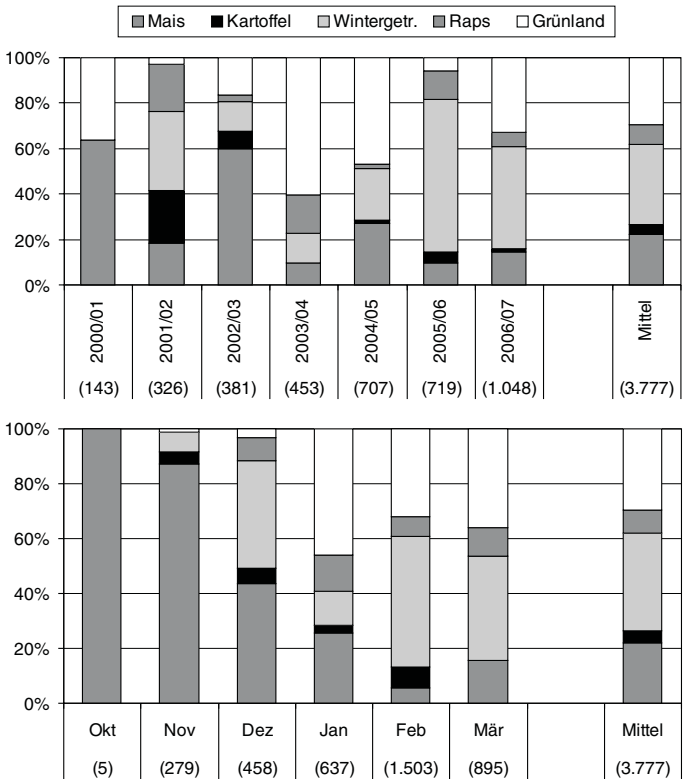


Abb. 12: Habitatwahl von Zwergschwänen je Saison (oben) und je Monat (unten) 2000/01 bis 2006/07 (vgl. Abb. 5). – *Patterns of habitat use of Bewick's Swans per season and per month.*

auf schlecht einsehbaren Flächen im gehölzreichen Huntetal erfasst.

Räumlich konzentrierten sich die Vorkommen auf das Huntetal oberhalb von Goldenstedt, wo die Vögel offenbar auf der Hunte bzw. auf kleinen Stillgewässern im Huntetal schliefen. In allen anderen Zählgebieten wurden nie mehr als zwei Vögel gleichzeitig gesehen, die sich Singschwänen angeschlossen hatten.

Als Nahrungshabitat wurden vor allem Rapsfelder genutzt. Selten wurde auf Wintergetreide, Grünland oder aquatisch, ausnahmsweise auch auf Maisstoppelfeldern gefressen (Abb. 14).

Diskussion

Singschwan

Bestandsgröße und -entwicklung, Jungvogelanteile

Parallel zur positiven Bestandsentwicklung in Nordwest- und Zentraleuropa (WETLANDS INTERNATIONAL 2006) nahmen die Bestände auch im UG deutlich zu. Das Kriterium für eine nationale Bedeutung als Rastgebiet (100 Ind., BUR-

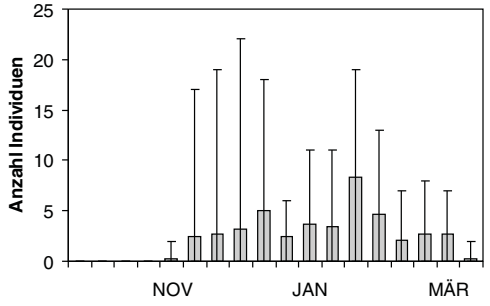


Abb. 13: Mittelwerte (Balken) der Dekadenmaxima sowie Dekadenminima und -maxima von Höckerschwänen 2000/01 bis 2006/07. - *Average maximum numbers of Mute Swans per month decades.*

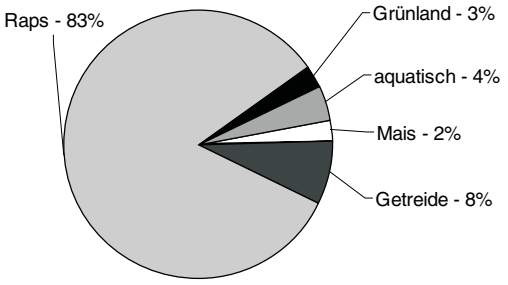


Abb. 14: Nahrungshabitate von Höckerschwänen 2000/01 bis 2006/07 (n = 287). – *Habitat usage of Mute Swans.*

DORF et al. 1997) wurde in allen untersuchten Wintern überschritten.

Dabei entwickelten sich Maximalbestände und Vogeltage in etwa positiv proportional (Tab. 1), d. h. eine entsprechend größere Zahl von Vögeln verweilt mit ähnlich hoher Rastdauer im Gebiet. Dies untermauern auch die Ringablesungen. Die Bestandszunahme etwa um das 2,5fache übertrifft dabei die überregionale Bestandszunahme (vgl. Einleitung) deutlich, ähnelt aber z. B. der im benachbarten Hasetal (BLÜML, unveröff.) und im Biosphärenreservat „Niedersächsische Elbtalaue“ (DEGEN, unveröff.). In allen drei Gebieten waren die Bestände zudem im kalten Winter 2005/06 besonders hoch, da dann höchstwahrscheinlich vermehrt Vögel aus weiter östlich gelegenen Überwinterungsgebieten nach Westen auswichen. So ist auch das geringere Maximum im extrem milden Winter 2006/07 zu erklären, als die Vögel zudem früher abzogen und daher die Zahl der Vogeltage noch geringer ausfiel. Der niedrige Jungvogelanteil in der Saison 2006/07, der sich ebenfalls auf die Bestandsgröße negativ ausgewirkt hat, kann für den kurzfristigen Bestandsrückgang nicht allein verantwortlich sein. Für die positive Entwicklung der Rastbestände dürfte die Attraktivität des Untersuchungsgebietes als Rastgebiet mit einem sich stetig vergrößernden Angebot an überstauten Wiedervernässungsflächen verantwortlich sein. Die großen Wasserflächen wirken auf durchziehende Vögel anziehend und sind als sichere Schlafplätze nutzbar. Dies erklärt auch die ähnlich starke Zunahme der Zwergschwan-Rastbestände im UG, obwohl diese Art im Gegensatz zum Singschwan überregional zurückgeht (s. u.).

Der jährliche Jungvogelanteil schwankt erheblich und ist besonders von der Witterung, den Wasserständen und dem Nahrungsangebot in den Brutgebieten abhängig. Aber auch die Härte des Winters hat einen Einfluss auf die Fitness in der darauf folgenden Brutsaison. Darüber hinaus ist er auch von der Alterszusammensetzung der Population abhängig, denn der Bruterfolg nimmt mit der Dauer der Paarbindung zu (BRAZIL 2003, vgl. auch REES 2006).

Der Vergleich mit den ebenso hohen oder noch höheren Jungvogelanteilen in den Niederlanden im Westen sowie den niedrigeren an der Mittelelbe im Osten lassen vermuten, dass die westlich der Elbe überwinternden Singschwäne einen höheren Bruterfolg haben. Hier ist der Anteil der aus Skandinavien stammenden Vögel größer, was diese Unterschiede erklären könnte. Die weiter östlich überwinternden Singschwäne stammen überwiegend aus Russland (vgl. auch DEGEN & HEINICKE 2007), wo die klimatischen Bedingungen ungünstiger sind. Zudem herrschen auch in den Überwinterungsgebieten strengere Witterungsverhältnisse als im westlichen Niedersachsen und den Niederlanden, was ebenfalls zu dem niedrigeren Bruterfolg beitragen dürfte (vgl. DEGEN 2006b).

Die Zunahme der Jungvogelanteile über die Saison hinweg zeigt, dass Familien später im Untersuchungsgebiet eintreffen und tendenziell länger verweilen als erfolglose Paare bzw. unverpaarte Vögel.

Jahreszeitliches Auftreten, Ortstreue und Beziehungen zu anderen Rastplätzen

Die Phänologie zeigt erwartungsgemäß deutliche Parallelen zu anderen nordwestdeutschen Rastplätzen (vgl. z. B. ZIEGLER 1993, SEITZ et al. 2004, DEGEN 2006a) und belegt wie auch die langen Verweildauern der individuell markierten Vögel, dass dieser Raum von Singschwänen überwiegend als Ruheziel genutzt wird, an dem die Überwinterung stattfindet (vgl. BERTHOLD 2000). Durchzug macht sich demgegenüber nur gering bemerkbar. Gleichwohl gibt es einen Austausch mit nahe gelegenen Rastplätzen. Dies betrifft aber überwiegend Vögel, die im nahe gelegenen Hasetal beringt wurden und in aufeinanderfolgenden Wintern oder auch innerhalb einer Rastsaison den Rastplatz wechselten, im Einzelfall sogar mehrfach.

Ringablesungen von Vögeln, die das UG auf dem Durchzug nutzten und im Emsland überwinterten, belegen eher kurze Rastperioden von Durchzüglern im UG. Insofern decken sich die Ergebnisse mit denen von MATHIASSON (1991), der zwischen ca. 70 und 200 km voneinander entfernten Überwinterungsplätzen in Südschweden keinen Austausch feststellen konnte, sondern nur einzelne Zwischenstopps von Durchzüglern. Die geringere Entfernung zum Hasetal und zum Dümmer dürfte den wiederholten Wechsel mehrerer Vögel zwischen diesen Rastplätzen und dem UG erklären. Die hohe Treue zu einem einmal gewählten Ruhe-

ziel, wie sie u. a. auch von BLACK & REES (1984), MATHIASSON (1991) sowie DEGEN & HEINICKE (2007) beschrieben wird, bestätigt sich für das UG. Dies betrifft hier wie bei BLACK & REES (1984) besonders verpaarte Individuen. Nach Verlust des Partners und darauf folgender Neuverpaarung sind Rastplatzwechsel oder das Fernbleiben in einzelnen Wintern häufiger. Dies belegen auch Beringungen an der Mittelelbe, der Thülsfelder Talsperre (Landkreis Cloppenburg) und im Emsland (DEGEN, unveröff.).

Die Erst- und Letztbeobachtungen sollen nicht weiter interpretiert werden, da die planmäßigen Zählungen zu selten für eine genaue Dokumentation erfolgen und die Daten auch durch eine gestiegene Beobachtungsintensität im Zuge der verstärkten Kranichrast beeinflusst sein können.

Raumnutzung

Die Raumnutzung mit dem saisonalen Wechsel zwischen bestimmten Teilräumen folgt gut erkennbaren, jährlich zu ähnlich wiederkehrenden Mustern, als wesentlich von Störungen beeinflusst zu sein. Da alle wesentlichen Nahrungshabitate in allen Teilräumen zur Verfügung stehen, können zudem weder jahreszeitliche Präferenzen für bestimmte Habitate noch die Erschöpfung einzelner Nahrungsflächen als Erklärung für diese Raumnutzungsmuster herangezogen werden. Ansonsten wäre zu erwarten, dass die Schwäne ohne jährlich ähnlich wiederkehrende Abfolgen gezielt die besten Nahrungsflächen im UG wählen würden und sich Wechsel zwischen Habitaten und einzelnen Parzellen häufiger innerhalb eines Teilraumes vollziehen würden. Sehr wahrscheinlich sind die Raumnutzungsmuster daher auf eine Traditionsbildung zurückzuführen. Diese wird durch eine erfolgreiche Überwinterung und die Weitergabe der Informationen an die Jungvögel begünstigt. Eine ausreichende Nahrungsverfügbarkeit in den einzelnen Teilräumen über die gesamte Rastsaison hinweg zeigt sich auch darin, dass die im Herbst bevorzugten Teilräume südlich und nordwestlich des Großen Moores bis in den März hinein noch von Schwänen genutzt werden und der Anteil der hier überwinternden Schwäne ab Januar im Mittel aller Jahre nicht mehr abnimmt (Abb. 4).

Sowohl das Goldenstedter Moor als auch die Hochmoorkolke und ehemaligen Handtorfstiche im Nördlichen Wietingsmoor und das NSG „Großes Meer“ südlich von Eydelstedt sind als Singschwan-Schlafplätze seit den 1980er Jahren bekannt, werden vermutlich aber schon wesentlich länger genutzt (F. NIEMEYER, pers. Mitt.): Vom Großen Meer wurde über die Rast von etwa 40 Schwänen bereits aus dem Februar 1908 berichtet (Diepholzer Kreisblatt vom 01.03.2008), es dürfte sich um Zwerg- oder Singschwäne gehandelt haben. Kraniche nutzen die Diepholzer Moorniederung seit dem Jahr 2000 in stark steigendem Maße als Herbstrastplatz (bis zu 40.000 Ind. im Herbst 2006; LEHN i. Vorb., F. NIEMEYER pers. Mitt.). In Jahren mit sehr hohen Rastbeständen über lange Zeiträume zeigte sich, dass die Hauptnahrung Mais in Teilbereichen wahrscheinlich erschöpft war und die Kraniche andere Teilräume schwerpunktmäßig nutzten (K. LEHN, pers. Mitt.). Für die in viel geringeren Individuenzahlen auftretenden Sing- und Zwergschwäne war die Kapazität der bevorzugten Rastflächen im Umfeld des Großen Moores dagegen offenbar viel länger ausreichend. Auffallend ist jedoch die nur noch geringe Bedeutung der südlich gelegenen Nahrungsflächen (Boller Moor/Lange Lohe) in den letzten Jahren. Dort konzentriert sich die Herbstrast der Kraniche. Die von Schwänen seit 2003/04 bevorzugte Nordwest- und Ostseite ist für Kraniche dagegen weniger bedeutsam. Vermutlich konzentrierten sich die steigenden Singschwan-Rastbestände in den 1990er Jahren zunächst um das NSG Goldenstedter Moor, da mit der hier vergleichsweise früh begonnenen Wiedervernässung die Schlafplätze vermutlich attraktiver wurden als die erst einige Jahre später großflächig vernässten Wietingsmoore, wo zunächst nur kleinere Stillgewässer existierten (vgl. BLANKE & DRANGMEISTER 1987; F. NIEMEYER, pers. Mitt.).

Die alljährlich im Spätwinter zu beobachtende Verlagerung von den Bereichen im Umfeld des Großen Moores in den Bereich der Wietingsmoore zeigt, dass der gesamte Raum sowohl aus biologischer als auch aus naturschutzfachlicher und landschaftsplanerischer Sicht als ein Rastplatz zu werten ist. Dies wird von den zahlreichen, z. T. mehrfachen Ortswechseln individuell markierter Vögeln unterstrichen und dabei aufgrund der geringen Beringungsquote

und Ringablesefrequenz sicher noch unterschätzt. Ähnliche Beziehungen stellte z. B. KRUCKENBERG (2004) für Blässgänse (*Anser albifrons*) im Ems-Dollart-Raum dar und leitet daraus grundlegende Aspekte großräumiger Schutzerfordernisse ab, die für die Diepholzer Moorniederung ebenso gelten. Diese Aspekte sind bei Planungen etwa von Freileitungen und Windenergieanlagen unbedingt zu berücksichtigen, auch im Bereich der Austauschkorridore zwischen den Nahrungsräumen.

Habitatwahl

Die Nutzung von Maisstoppelfeldern durch Schwäne ist ein regionales Phänomen. Während östlich der Weser eine solche Habitatwahl trotz des Angebotes gleichartiger Flächen, die häufig z. B. von Saatgänsen (*Anser fabalis*) und Kranichen angenommen werden, bis heute eine seltene Ausnahme ist, sind sie im Weser-Ems-Gebiet fast überall bevorzugtes Habitat von Singschwänen (BLÜML & BRINKSCHRÖDER 1995, LAUBEK et al. 1999, BLÜML & DEGEN 2002, neuere eig. Beob.). In deutlich geringerem Maße werden im UG abgeernetete Kartoffelfelder genutzt, die auch im Emsland ein wichtiges Nahrungshabitat für Sing- und Zwergschwäne darstellen (DEGEN 1996, eig. Beob.). Im Gegensatz zu Maisstoppeln sind abgeerntete Kartoffelfelder u. a. auch aus Dänemark und von den Britischen Inseln als zumindest lokal wichtiges Nahrungshabitat schon seit langem bekannt. Wesentlich intensiver werden dort Getreidestoppelfelder angenommen, die im UG nur ausnahmsweise genutzt wurden (z. B. KEAR 1963, REES et al. 1997a, b, LAUBEK et al. 1999). Das Angebot an Maisstoppelfeldern war im UG offenbar bislang so reichlich, dass diese auch im Frühjahr noch relativ stark genutzt werden konnten, obwohl diese Nahrungsquelle bereits in der ersten Winterhälfte von Schwänen ebenso wie von Saatgänsen, Kranichen, Ringeltauben (*Columba palumbus*), Singvögeln und sicherlich auch Kleinsäugern stark genutzt wird. Andererseits nimmt der Anteil abgeernteter Maisfelder an den Nahrungshabitaten in den letzten Wintern tendenziell ab, was z. B. im benachbarten Hasetal bislang noch nicht deutlich wird (BLÜML, unveröff.). Dabei ist aber zu beachten, dass die Gesamtzahl der im UG auf Mais gezählten Vögel in den letzten Wintern ähnlich hoch war wie zu Beginn des Untersuchungszeitraumes, Maisstoppelfelder also über alle Winter hinweg mit Ausnahme von 2003/2004 insgesamt ähnlich stark aufgesucht wurden. Real gestiegen ist die Nutzung von Wintergetreide und zeitweise auch Raps als Nahrungshabitat. Dies deutet doch auf eine Limitierung des Nahrungsangebotes beim Mais, die durch steigende Schwanenbestände wie auch in zunehmender Zahl im Herbst rastende und häufiger überwinternde Kraniche verursacht wird. Hinzu kommt neuerdings die Umstellung von Körner- auf Ganzpflanzennutzung des Mais zur Biomassegewinnung. Diese Faktoren können die bislang offenkundig überaus günstige Nahrungssituation und damit die gesamte Rastplatzfunktion u. a. für Singschwäne künftig in Frage stellen.

Dagegen ist die Nahrungssuche auf Raps, Wintergetreide und Grünland im gesamten nordwesteuropäischen Raum verbreitet (z. B. REES et al. 1997a, b, LAUBEK et al. 1999, BRAZIL 2003) und entspricht auch der Situation in anderen Teilen Niedersachsens (vgl. DEGEN et al. 1996). In den östlichen Landesteilen nimmt besonders Raps eine herausragende Bedeutung ein (z. B. an der Mittelelbe mit über 79 % [n = 89.179] im Vergleichszeitraum; DEGEN, unveröff.) Während Mitte der 1990er Jahre Raps auch andernorts zur wichtigsten Nahrungspflanze wurde (z. B. REES et al 1997b) ist im UG neben Mais auch Wintergetreide bedeutsamer. Eine steigende Nutzung dieses Habitattyps wurde nicht nur im benachbarten Hasetal in den letzten Jahren festgestellt (BLÜML, unveröff.), sondern auch überregional mehrfach beschrieben (z. B. NILSSON 1997, CHISHOLM & SPRAY 2002).

Truppgrößen

Die durchschnittliche Truppgröße entspricht den von BRAZIL (1981, 2003) ermittelten Werten bei in Schottland überwinternden Brutvögeln aus Island. Sehr große Trupps aus mehreren hundert Vögeln, wie im UG im Einzelfall zu beobachten, sind in Rastgebieten mit entsprechend großen Beständen keine Seltenheit (z. B. BRAZIL 2003; DEGEN, unveröff.).

Zwergschwan

Bestandsgröße und -entwicklung, Jungvogelanteile

Das Kriterium für eine nationale Bedeutung als Rastgebiet (70 Ind., BURDORF et al. 1997) wurde seit dem Winter 2001/2002 alljährlich über-

schritten, bislang nur im Winter 2005/06 auch das Kriterium für eine internationale Bedeutung (200 Ind., WETLANDS INTERNATIONAL 2006). Das UG weist somit eine nationale Bedeutung für Zwergschwäne auf.

Die mitteleuropäischen Überwinterungsbestände haben seit Ende der 1990er Jahre wieder deutlich abgenommen (z. B. VAN WINDEN et al. 2005, REES 2006, WETLANDS INTERNATIONAL 2006). Dem gegenüber steht eine starke Zunahme der Rastbestände im UG. Als Erklärung kommt hierfür vor allem eine Lockwirkung der rastenden Singschwäne sowie eine zunehmende Zahl überstauter, als Schlafplatz geeigneter Wiedervernässungsflächen in den Hochmooren in Betracht. Dies unterstreicht die Bedeutung solcher Naturschutzmaßnahmen auch für Rastvögel.

Aus den gleichen Gründen wie bei den Singschwänen (s. o.) sind die Jungvogelanteile deutlichen Schwankungen unterworfen. Im Vergleich zu anderen Rastgebieten waren die Saisonmittel in der Diepholzer Moorniederung ungewöhnlich hoch (vgl. DEGEN 2006b). Besonders in den Niederlanden, wo der Großteil des nordwesteuropäischen Überwinterungsbestandes überwintert, waren die Jungvogelanteile deutlich niedriger. Die Diepholzer Moorniederung könnte demnach eine größere Bedeutung für Familien haben, die ohnehin weiter östlich als erfolglose Paare und Nichtbrüter den Winter zu verbringen scheinen (DEGEN 2006b).

Jahreszeitliches Auftreten

Zwergschwäne waren auf dem Heimzug deutlich stärker vertreten als auf dem Wegzug. Dies ist für die binnenländischen Rastgebiete in Norddeutschland typisch (z. B. DEGEN et al. 1996, SPILLING 1997, SEITZ et al. 2004, DEGEN 2006a), da die Wegzugroute überwiegend entlang der Küstenlinie direkt in die Niederlande verläuft und der Heimzug weiter südlich durch das nordwestdeutsche Binnenland deutlich langsamer erfolgt (eig. Beob., REES 2006).

Habitatwahl

Die stärkere Nutzung von Grünland gegenüber den Singschwänen ist nicht nur mit einer generellen Präferenz dieses Habitats zu erklären, sondern resultiert vor allem auch aus dem saisonalen Auftreten der Zwergschwäne. Sing- und Zwergschwäne halten sich bis Dezember überwiegend auf Maisstoppelfeldern auf und nutzen im Vorfrühling verstärkt Grünland. Da Zwergschwäne stärker auf dem Heimzug im UG rasten, erlangen die auf dem Wegzug vor allem genutzten Maisstoppelfelder insgesamt eine geringere, Grünland dagegen eine höhere Bedeutung. Allgemein wird Grünland im Frühjahr stärker genutzt als im Herbst (z. B. LAUBEK 1995a, b, DEGEN et al. 1996, REES 2006). Der Wechsel zu dieser proteinhaltigen Nahrung wird durch die einsetzende Vegetationsperiode begünstigt. Die Proteine werden besonders für den Aufbau von Reserven für Zug und Brut, aber auch zum Wachstum der Brutmuskulatur benötigt (DRENT et al. 1978).

Raumnutzung

Die Raumnutzung zeigt erwartungsgemäß nur relativ geringe Unterschiede zu der der Singschwäne, da sich Zwergschwäne häufig mit diesen vergesellschafteten. Auffällig ist jedoch, dass der Anteil der Teilräume um das Große Moor noch höher war als bei Singschwänen, obwohl Zwergschwäne im Spätwinter im UG stärker auftraten und Singschwäne dann die Bereiche um die Wietingsmoore verstärkt nutzten. Auch dies spricht dafür, dass die Flächen im Umfeld des Großen Moores über die gesamte Rastsaison hinweg mit Einschränkungen bei Mais ausreichend Nahrungsressourcen vorhalten (vgl. Diskussion zur Raumnutzung von Singschwänen).

Höckerschwan

Höckerschwäne rasten nur in geringer Zahl im UG. Das Kriterium für eine lokale Bedeutung als Rastgebiet (15 Ex.) wurde nur in zwei der untersuchten Winter erreicht, somit ist dem Vorkommen derzeit keine herausgehobene Bedeutung beizumessen.

Die Präferenz für Raps ist vielfach beschrieben (z. B. DEGEN et al. 1996, REES et al. 1997a) und im UG besonders stark ausgeprägt. Maisstoppelfelder werden von dieser Art im Gegensatz zu Sing- und Zwergschwan weitestgehend gemieden (vgl. BLÜML & DEGEN 2002); die wenigen Nachweise im UG betreffen Einzelvögel, die sich Singschwänen angeschlossen hatten und sollten daher nicht überbewertet werden.

Dank

Ringablesungen sowie ergänzende Beobachtungsdaten lieferten D. Casprowitz, B. Hülsmann, M. Kipp, H.-G. Klinger, F. Körner, K. Lehn, J. Linnhoff, U. Marxmeier, H. Muhle, F. Niemeyer, F. Rieken, W. Schott und D. Tornow. D. Boiko überließ uns die Daten zu den in Lettland beringten Singschwänen. W. Schott danken wir zudem für die Sammlung und Zusammenstellung von Beobachtungsdaten.

J. Wahl las das Manuskript kritisch durch. Wertvolle Hinweise verdanken wir außerdem K. Lehn und F. Niemeyer vom BUND-Projekt „Diepholzer Moorniederung“.

Summary – The northwestern parts of the „Diepholzer Moorniederung“ as roosting and wintering area for swans (*Cygnus* spp.)

The numbers of swans have been counted in the northwestern parts of the „Diepholzer Moorniederung“ since winter 2000/01. Between 2000/01 and 2006/07 maximum numbers of Whooper Swans increased from around 120 to more than 300 individuals, and numbers of Bewick's Swans from around 50 to more than 200 individuals. Roosting sites are mainly located in rewetted sphagnum bogs in the „Großes Moor bei Barnstorf“ and the northern and central parts of „Wietingsmoor“ in the southeastern part of the study area. The feeding areas are mainly located around these bogs in agricultural areas. The surroundings of the ”Großes Moor“ are used most frequently, but in late winter many birds shift to the areas around the bogs of the „Wietingsmoor“. These shifts of feeding birds as well as flights to and from the roosting places and resightings of neck-collared Whooper Swans show that there are a lot of interchanges between the different parts of the study area; the patterns of spatial distribution are similar every winter. Interchanges of individual Whooper Swans with other wintering areas in western Lower Saxony are comparatively rare. Bewick's Swans use the study area during autumn migration every year, but in higher numbers during spring migration. Greater numbers of individuals stay here throughout mild winters.

As typical of western Lower Saxony, Whooper Swans prefer maize stubble fields. They also use harvested potato fields, winter cereals, oilseed rape and grassland; aquatic habitats do not play an important role. Maize stubble fields are used less later in the season, whereas cereals and rape are used more frequently in mid-winter and grassland in late winter. Bewick s Swans generally feed more on grassland and less on maize stubble fields. One reason for this is its phenological pattern with more pronounced spring occurrence. The habitat use shows great differences from season to season The few overwintering Mute Swans mainly feed on oilseed rape.

The study area held the level of national importance for Whooper Swans and for Bewick's Swans each winter, whereas numbers of Mute Swans have failed any particular importance levels up to now.

Literatur

Berthold, P. (2000): Vogelzug: Eine aktuelle Gesamtübersicht. 4. Aufl., Darmstadt.

Black, J. M. & E. C. Rees (1984): The structure and behaviour of the Whooper Swan population wintering at Caerlaverock, Dumfries and Gallowa, Scotland: an introductory study. Wildfowl 35: 21-36.

Blanke, J. & D. Drangmeister (1987): Pflege- und Entwicklungsplan für das NSG „Goldenstedter Moor“. Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Weser-Ems, Hannover.

Blüml, V. & W. Brinkschröder (1995): Zum Vorkommen der Schwäne (*Cygnus* spp.) im mittleren Hasetal. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 27: 75-87.

Blüml, V. & A. Degen (2002): Verhaltensbudgets überwinternder Singschwäne (*Cygnus cygnus*) im mittleren Hasetal (Niedersachsen). Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 34: 29-42.

Brazil, M. (1981): The behavioural ecology of *Cygnus cygnus cygnus* in central Scotland. In: Matthews, G. V. T. & M. Smart (eds.): Proc. Second International Swan Symposium, Sapporo. IWRB, Slimbridge: 273-291.

Brazil, M. (2003): The Whooper Swan. London.

Burdorf, K., H. Heckenroth & P. Südbeck (1997): Quantitative Kriterien zur Bewertung von Gastvogellebensräumen in Niedersachsen. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 29: 113-125.

Chisholm, H. & C. Spray (2002): Habitat Usage and Field Choice by Mute and Whooper Swans in the Tweed Valley, Scotland. Waterbirds 25, Spec. Publication 1: 177-182.

Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA, 2005): DDA-aktuell: Erste Ergebnisse der euraweiten Zwerg- und Singschwanzählung im Januar 2005. Vogelwelt 126: III-IV.

DEGEN, A. (1996): Raumnutzung und Aktivitätsbudgets von Zwergschwänen (*Cygnus columbinanus bewickii*) im Emstal. Diplomarbeit, Universität Osnabrück.

DEGEN, A. (2006a): Bestandsentwicklung und Phänologie von Schwänen und Gänsen im Biosphärenreservat „Niedersächsische Elbtalaue“ 1999/2000-2004/05. Gutachten im Auftrag der Biosphärenreservatsverwaltung „Niedersächsische Elbtalaue“, Osnabrück.

DEGEN, A. (2006b): Konzept zum Aufbau eines Monitorings des Jungvogelanteils bei Schwänen. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten e. V., Osnabrück.

DEGEN, A., B.-O. FLORE, J. LUDWIG & P. SÜDBECK (1996): Rastbestände von Höcker-, Zwerg- und Singschwan (*Cygnus olor, C. columbianus bewickii, C. c. cygnus*) in Niedersachsen: Ergebnisse landesweiter Synchronzählungen im Januar und März 1995. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 28: 3-18.

DEGEN, A. & T. HEINICKE (2007): Singschwan *Cygnus cygnus*. In: HEINICKE, T. & U. KÖPPEN (Hrsg.): Vogelzug in Ostdeutschland – Wasservögel Teil 1. Ber. Vogelwarte Hiddensee 18 (Sh.): 44-56.

DRENT, R., B. S. EBBINGE & B. WEIJAND (1978): Balancing the energy budgets of arctic-breeding geese throughout the annual cycle: a progress report. Verh. orn. Ges. Bayern 23: 239-263.

KEAR, J. (1963): The history of potato-eating by wildfowl in Britain. Wildfowl Trust Ann. Rep. 14: 54-65.

KRUCKENBERG, H. (2004): Raumnutzung individuell markierter Blessgänse im nordwestlichen Ostfriesland: Hinweise für eine biologisch begründete Abgrenzung von Vogelschutzgebieten. Natur u. Landschaft 79: 309-315.

LAUBEK, B. (1995a): Udbredelse og faenologi hos rastende og overvintrende Sang- og Pibesvaner i Danmark 1991-93. Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 89: 67-82.

LAUBEK, B. (1995b): Habitat use by Whooper Swans *Cygnus cygnus* and Bewick's s Swans *Cygnus columbianus bewickii* wintering in Denmark: Increasing agricultural conflicts. Wildfowl 46: 8-15.

LAUBEK, B., L. NILSSON, M. WIELOCH, K. KOFFIJBERG, C. SUDFELDT & A. FOLLESTAD (1999): Distribution, numbers and habitat choice of the NW European Whooper Swan *Cygnus cygnus* population: results of an international census in January 1995. Vogelwelt 120: 141-154.

LEHN, K. (i. Vorb.): Rastbestandsentwicklung des Kranichs *Grus grus* in Niedersachsen 1994-2006. Rastgebiete und Bewertung, Habitatwahl, Raum-Zeit-Nutzung, aktuelle Gefährdungssituation.

MATHIASSON, S. (1991): Eurasian Whooper Swan *Cygnus cygnus* migration, with particular reference to birds wintering in Southern Sweden. Wildfowl, Suppl. 1: 201-208.

MOOIJ, J. H. (1992): Behaviour and energy budget of wintering geese in the Lower Rhine area of North Rhine-Westpahlia, Germany. Wildfowl 43: 121-138.

NILSSON, L. (1997): Changes in numbers and habitat utilization of wintering Whooper Swans *Cygnus cygnus* in Sweden 1964-1997. Ornis Svecica 7: 133-142.

REES, E. C. (2006): Bewick's Swan. London.

REES, E. C., J. S. KIRBY & A. GILBURN (1997a): Site selection by swans wintering in Britain and Ireland; the importance of habitat and geographic location. Ibis 139: 337-352.

REES, E., O. EINARSSON & B. LAUBEK (1997b): *Cygnus cygnus* Whooper Swan. BWP Update 1: 27-35.

RÖSNER, H.-U. (1993): Monitoring von Nonnen- und Ringelgänsen (*Branta leucopsis, B. bernicla*) im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer: Das Gänsejahr 1991/92. Corax 15: 245-260.

SEITZ, J., K. DALLMANN & T. KUPPEL (2004): Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flußniederungen – Fortsetzungsband 1992-2001 –. Bremen.

SPILLING, E. (1998): Raumnutzung überwinternder Gänse und Schwäne an der Unteren Mittelelbe: Raumbedarf und anthropogene Raumbegrenzung. Dissertation, Universität Osnabrück.

WETLANDS INTERNATIONAL (2006): Waterbird Population Estimates – Fourth Edition. Wageningen.

WAHL, J. & A. DEGEN (i. Vorb.): Rastbestand und Verbreitung von Sing- und Zwergschwan (*Cygnus cygnus, C. bewickii*) im Winter 2004/05 in Deutschland.

WINDEN VAN E., M. VAN ROOMEN & K. KOFFIJBERG (2005): Ganzen en zwanentrends vanaf 1975/76 en in Vogelrichtlijngebieden en Watersystemen. SOVON-onderzoeksrapport 2005/12, Beek-Ubbergen.

ZIEGLER, G. (1993): Die Schwäne der „Weserstaustufe Schlüsselburg“. Charadius 29: 137-144.

Untersuchungen zur winterlichen Habitatnutzung der Avifauna in der Agrarlandschaft – am Beispiel der Gemeinde Wedemark (Niedersachsen)

Silke Gesemann & Stefan Rüter

Gesemann, S. & S. Rüter (2007): Untersuchungen zur winterlichen Habitatnutzung der Avifauna in der Agrarlandschaft – am Beispiel der Gemeinde Wedemark (Niedersachsen). Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 39: 121–134.

Die Vögel der Agrarlandschaft zählen zu den am stärksten bedrohten Artengilden in Deutschland. Während über die Brut- und Ernährungsmöglichkeiten im Frühjahr und Sommer bereits zahlreiche Untersuchungen vorliegen, ist über die winterliche Habitatnutzung der Avifauna noch relativ wenig bekannt.

Am Beispiel eines landwirtschaftlich geprägten Gebietes in der Wedemark (Region Hannover, Niedersachsen) wurde untersucht, welche Habitatfunktionen die Agrarlandschaft speziell im Winter für Vögel besitzt. Zu diesem Zweck wurde zwischen Dezember 2006 und Januar 2007 eine Kartierung der vorkommenden Vogelarten und der verschiedenen Biotop- und Nutzungstypen durchgeführt. Die Auswertung der Kartierergebnisse zeigt, dass die Flächen sehr unterschiedlich von den einzelnen Arten genutzt werden. Habitatpräferenzen konnten für Grünland und Brachflächen sowie für Stoppelfelder, Wintergetreideäcker und Äcker mit Winterbegrünung festgestellt werden. Die Bevorzugung dieser Biotoptypen kann primär auf das vorhandene Nahrungsangebot sowohl für samen- und insektenfressende Arten, als auch für Greifvögel (Angebot an Kleinsäugern) zurückgeführt werden. Darüber hinaus bestätigte sich die besondere Bedeutung von flurgliedernden Gehölzstrukturen (z. B. Hecken, Baumreihen), die auch in den Wintermonaten wichtige Funktionen für Vögel erfüllen (u. a. als Nahrungsquelle, Rückzugsraum, Ansitzwarte). Maisstoppeläcker wurden trotz des relativ hohen Flächenanteils nur mäßig genutzt und scheinen für den überwiegenden Teil der vorkommenden Arten keine besondere Bedeutung als Lebensraum zu besitzen.

Der Beitrag schließt mit der Forderung, dass eine Bewertung der Habitatfunktion von Agrarlandschaften stets den gesamten Jahresverlauf berücksichtigen muss. Eine besondere Relevanz zeigt sich vor dem Hintergrund des verstärkten Anbaus von Biomasse zur Energiegewinnung, der für die Zukunft einen weiteren Rückgang der den Vögeln zur Verfügung stehenden Nahrungshabitate erwarten lässt. Insgesamt sollte in landwirtschaftlich geprägten Gebieten ein ausgewogener Mix aus verschiedenen Acker- und Grünlandbiotopen sowie naturnahen Biotopstrukturen angestrebt werden.

S. G., Institut für Umweltplanung, Herrenhäuser Str. 2, D-30419 Hannover, gesemann@umwelt.uni-hannover.de; S. R., Institut für Umweltplanung, Herrenhäuser Str. 2, D-30419 Hannover, rueter@umwelt.uni-hannover.de

1. Einleitung

Die Agrarlandschaft stellt einen wichtigen Lebensraum für zahlreiche, z. T. stark gefährdete Vogelarten dar (Flade et al. 2003, Hötker 2004). In den letzten Jahrzehnten ist allerdings ein Rückgang der Vogelbestände festzustellen (Tucker & Heath 1994, Rösler & Weins 1996), besonders drastische Bestandesrückgänge waren zwischen 1970 und 1990 zu verzeichnen (Sudfeldt et al. 2007). Dieser Zeitraum war geprägt durch die Einführung neuer Bewirtschaftungsmethoden und eine deutliche Intensivierung der Landwirtschaft, die sich vor allem durch eine Zunahme des Pestizid- und Mineraldüngereinsatzes, zunehmende Schlaggrößen, Entwässerung und eingeschränkte Fruchtfolgen auszeichnete. Hierdurch verringerten sich die Brut- und Ernährungsmöglichkeiten für Vögel erheblich (Chamberlain et al. 2000).

Mittlerweile bilden die Vögel der Agrarlandschaft die am stärksten bedrohte Artengilde in

Deutschland (BAUER et al. 2002). Heute befinden sich weiterhin viele Arten der Äcker und des Grünlandes im Rückgang. Diese Entwicklung betrifft nicht nur seltene, sondern auch ehemals häufige Arten wie Feldlerche *Alauda arvensis* oder Kiebitz *Vanellus vanellus* (SUDFELDT et al. 2007). Die Ursachen für die Bestandesrückgänge sind vielfältig und inzwischen weitgehend erforscht. So finden sich in der Fachliteratur zahlreiche Arbeiten, in denen entsprechende Aussagen zu Brut- und Nahrungshabitaten (BRICKLE et al. 2000, PANEK 1997), Anbaukulturen (CHAMBERLAIN et al. 2000), Schlaggrößen (STIEBEL 1997), naturnahen Biotopstrukturen (BIBER 1993, BRICKLE et al. 2000), Brachflächen (SEARS 1992, LILLE 1996, LITZBARSKI et al. 1993) sowie zum Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (POTTS 1997) und zur Mortalität durch Jagd (TUCKER & HEATH 1994) oder Prädatoren (BRO et al. 2001) getroffen werden. Der überwiegende Teil dieser Untersuchungen beschränkt sich jedoch auf die spezifischen Habitatfunktionen der Agrarlandschaft für Vögel im Frühjahr und Sommer.

Zur winterlichen Habitatnutzung ist dagegen noch verhältnismäßig wenig bekannt (ATKINSON et al. 2002). Verschiedene Arbeiten dokumentieren die Bedeutung von Getreidestoppelflächen und Brachen als Nahrungsquelle für ausgewählte Arten wie z. B. Grauammer *Emberiza calandra* oder Feldlerche (BAUER & RANFTL 1996, BUCKINGHAM et al. 1999, DONALD & EVANS 1994, GILLINGS & FULLER 2001). LÜBCKE (1990) wies auf die Bedeutung von Rapsfeldern als winterliche Äsungsplätze von Gänsen und Schwänen hin. Andere Studien beleuchten die Effekte der landwirtschaftlichen Praxis auf die Flächenwahl von Wirbellose fressenden Vögeln wie Star *Sturnus vulgaris* oder Wacholderdrossel *Turdus pilaris* (TUCKER 1992) oder heben die Vorteile von ökologisch bewirtschafteten Ackerflächen gegenüber konventionell bewirtschafteten Flächen hervor (CHAMBERLAIN et al. 1999, HÖTKER et al. 2004). BAUER et al. (1995) haben für die Vögel Baden-Württembergs einen Atlas der Winterverbreitung erarbeitet. Systematische, art- und biotoptypenübergreifende Untersuchungen zur Habitatfunktion im Winter liegen bis auf wenige Ausnahmen jedoch nicht vor (z. B. ATKINSON et al. 2002, WILSON et al. 1996).

An diesem Punkt setzt die vorliegende Arbeit an. Am Beispiel eines landwirtschaftlich geprägten Gebietes in der Wedemark (Region Hannover, Niedersachsen) wurde die winterliche Habitatnutzung der Avifauna untersucht (GESEMANN 2007a, b). Ziel war es, Aussagen zu den Habitatpräferenzen der vorkommenden Vogelarten zu treffen. Hierbei stand die Frage im Vordergrund, welche Biotop- bzw. Nutzungstypen im Winter eine besondere Habitatfunktion für die Vogelwelt übernehmen. Nur durch die Kenntnis der wesentlichen Einflussfaktoren und der artspezifischen Habitatansprüche im gesamten Jahresverlauf sind zukünftige Schutzmaßnahmen aussichtsreich.

2. Untersuchungsgebiet

Die Wedemark ist mit 173 km² eine der größten Gemeinden in der Region Hannover und weist mit etwa 53 % landwirtschaftlich genutzter Fläche eine überwiegend ländliche Prägung auf. Naturräumlich ist das Gebiet dem Weser-Aller-Flachland zugeordnet (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1953-1962). Der Naturraum umfasst die Urstromtäler von Aller und Weser sowie die südlich anschließenden, von Leine, Fuhse und Oker gegliederten, flachwelligen Moränenlandschaften, in denen auch noch zahlreiche, teilweise naturnahe Hochmoore liegen.

Innerhalb des Weser-Aller-Flachlandes verläuft die Grenze zwischen der Hannoverschen Moorgeest im Südwesten und der Aller-Talsandebene im Nordosten. Im Gemeindegebiet erhebt sich eine Geestinsel, deren höchste Erhebung der Brelinger Berg bildet. Das untersuchte Gebiet befindet sich nördlich des Brelinger Berges im Bereich des Landschaftsschutzgebietes „Blankes Moor“. Es liegt zwischen den Orten Abbensen, Dudenbostel, Oegenbostel und Vesbeck und umfasst eine Größe von 5,3 km². Lage und Abgrenzung des Untersuchungsgebietes sind Abb. 1 zu entnehmen.

3. Methodik

Erfassung der Avifauna

Für die Erfassung der Avifauna wurde ein auf Linientaxierung und Punkt-Stopp-Zählung (vgl. BIBBY et al. 1995) basierendes, standardisiertes Zählverfahren verwendet. Den Gegenstand der Erfassung bildeten alle Vögel, die sich während der Dauer der Erfassung direkt auf den unter-

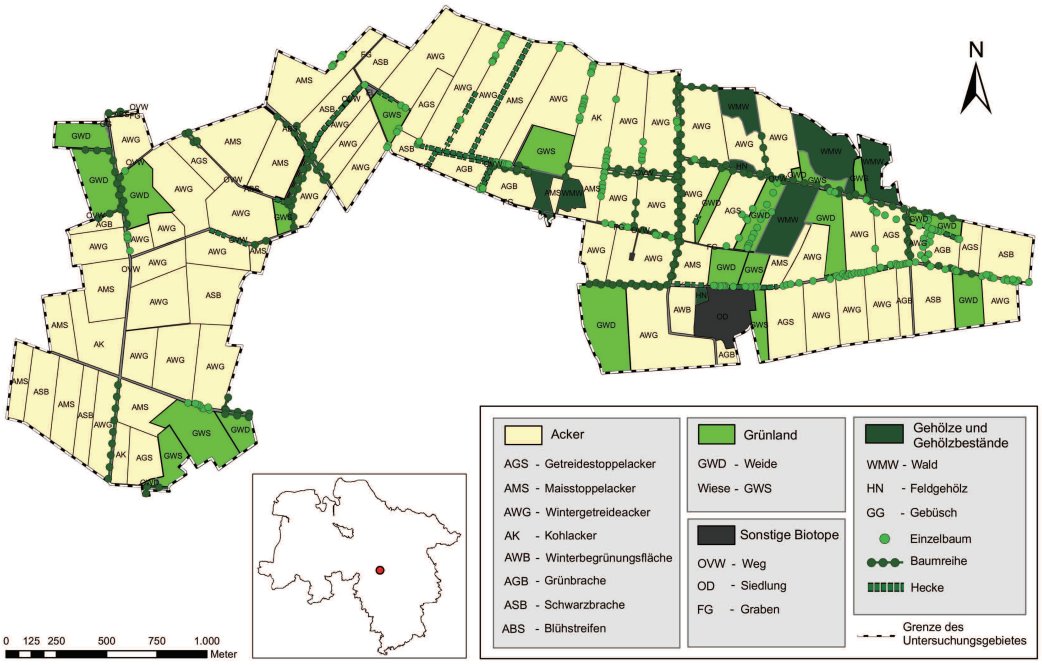


Abb. 1: Biotoptypenverteilung und Lage des Untersuchungsgebietes in Niedersachsen (kleine Karte). – *The distribution of the biotope types and the location of the study site in Lower Saxony (small map).*

suchten Flächen aufhielten oder über ihnen jagten sowie jene, die bei der Ankunft der Kartierer am Erfassungspunkt abflogen. Um potenzielle Außeneinflüsse auf das Verhalten der Vögel auf den landwirtschaftlichen Flächen gering zu halten (insbesondere durch Siedlungen und Verkehr), wurden bei der Abgrenzung des Untersuchungsgebietes Mindestabstände von i. d. R. 500 m zu den Siedlungsrändern eingehalten (vgl. BAUER & RANFTL 1996).

Die Kartierung erfolgte im Zeitraum von Mitte Dezember 2006 bis Ende Januar 2007 im Rahmen von zehn Begehungen von jeweils 4-5 Stunden Dauer (Tab. 1). Die erfasste Transektbreite wurde durch die Grenzen des Untersuchungsgebietes, die Einsehbarkeit des Geländes und die Sichtmöglichkeiten mit dem Fernglas (10x50) bestimmt, in der Regel betrug sie aber 250 m.

Die Begehungsroute wurde so gewählt, dass möglichst jede Fläche bei einer Begehung entlang der Längs- und Breitseite je einmal abgegangen werden konnte (Streckenlänge durchschnittlich 14 km). Die einzelnen Begehungen wurden hierbei abwechselnd von unterschiedli-

Tab. 1: Begehungstermine und Witterungsverhältnisse während der Begehungen. – *Dates of surveys and weather conditions during the surveys.*

Datum	Temperatur-mittel [°C]	Windgeschwin-digkeit [km/h]	Niederschlag
14.12.2006	10,7	9-36	-
19.12.2006	3,1	2-14	schwacher Nebel
21.12.2006	7,0	0-8	-
27.12.2006	-0,5	0-18	schwacher Nebel
29.12.2006	4,6	3-25	-
10.01.2007	12,2	7-42	-
15.01.2007	6,0	3-25	-
16.01.2007	6,3	4-23	Nieselregen
25.01.2007	-2,3	0-17	-
30.01.2007	7,0	4-24	-

chen Startpunkten begonnen. Für die Dokumentation der erhobenen Daten wurden Feldkarten im Maßstab 1:13.000 verwendet. Um systematische Fehler hinsichtlich der Tageszeit auszuschließen (vgl. BAUER & RANFTL 1996, BIBBY et al. 1995), wurden unterschiedliche Uhrzeiten für die Begehungen gewählt (Beginn mind. eine Stunde nach Sonnenaufgang, Ende mind. eine Stunde vor Beginn der Dämmerung). Die Temperaturmittel während der Kartiergänge schwankten zwischen +12,2 und -2,3 °C. Die Windgeschwindigkeit lag zwischen 0 und 42 km/h, wobei während der Begehungen nur vereinzelt morgendlicher Nebel oder Nieselregen zu verzeichnen war (Tab. 1).

Erfassung der Biotoptypen

Zusätzlich zur Vogelkartierung wurde eine flächendeckende Biotoptypenkartierung in dem Untersuchungsgebiet durchgeführt (Abb. 1). Die Erfassung der Biotoptypen erfolgte in Anlehnung an DRACHENFELS (2004) auf der Grundlage von Orthophotos. Da der Schwerpunkt der Untersuchung auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen lag, wurden den Biotoptypen z. T. weitere Untereinheiten hinzugefügt. Anhaltspunkte für die in Frage kommenden Flächentypen wurden der vorliegenden Fachliteratur zur Habitatwahl der Avifauna in der Agrarlandschaft entnommen (z. B. BUCKINGHAM et al. 1999, TUCKER 1992, WILSON et al. 1996). So wurde insbesondere der Biotoptyp Acker sehr differenziert erfasst (z. B. Maisstoppelacker, Getreidestoppelacker, Schwarzbrache, Wintergetreideacker). Auf diese Weise war es möglich, Rückschlüsse zur Bedeutung verschiedenartig ausgeprägter Ackerbiotope für die Vogelwelt in der Agrarlandschaft zu ziehen (z. B. hinsichtlich Anbaukultur, Bearbeitungszustand).

Datenauswertung

Um Aussagen zur winterlichen Habitatnutzung der Avifauna treffen zu können, wurden die Nachweise der Vogelarten mit den Informationen zu den Biotoptypen in Bezug gesetzt. Zunächst wurde analysiert, welche Unterschiede hinsichtlich der absoluten Arten- und Individuenzahlen zwischen den verschiedenen Biotoptypen bestehen. Um Rückschlüsse zur Bedeutung der einzelnen Flächentypen ziehen zu können, wurde für jeden Biotoptyp die durchschnittliche Individuendichte sämtlicher nachgewiesener Arten aus den zehn Begehungen ermittelt. Ziel dieses Auswertungsschrittes war es, Aussagen zur allgemeinen Habitatfunktion der einzelnen Biotoptypen für die Gesamtheit der vorkommenden Vögel zu treffen.

Darüber hinaus wurden die Individuendichten der einzelnen Vogelarten für die Biotoptypen ermittelt und verglichen. Auf diese Weise war es möglich, artspezifische Unterschiede der Habitatnutzung zu identifizieren.

4. Ergebnisse

Insgesamt wurden 25 Vogelarten im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Hierbei handelt es sich zum überwiegenden Teil um häufig vorkommende und aktuell nicht gefährdete Arten. Neben der Wacholderdrossel gehörten Goldammer *Emberiza citrinella*, Grünling *Carduelis chloris*, Buchfink *Fringilla coelebs* und Rabenkrähe *Corvus corone* zu den Arten, die am häufigsten auf den landwirtschaftlichen Flächen auftraten. Ausnahmen bilden die Nachweise von Kornweihe *Circus cyaneus* und Rebhuhn *Perdix perdix*. Darüber hinaus wurden mit der Nilgans *Alopochen aegyptiaca* ein Neozoon und mit dem Silberreiher *Casmerodius albus* ein in Niedersachsen nur spärlich vorkommender Wintergast beobachtet.

Allgemeine Habitatnutzung

Das Biotoptypenspektrum wurde sehr unterschiedlich von den Vögeln genutzt (Abb. 2). Die meisten Arten (n = 17) konnten auf dem Biotoptyp Baumreihe nachgewiesen werden. Einzelbäume und Hecken wiesen mit elf Vogelarten ähnlich hohe Artenzahlen auf. Innerhalb der Ackerbiotoptypen zeigten sich deutliche Unterschiede. Während auf dem Kohlacker keine einzige Art nachgewiesen werden konnte, wurden die flächenmäßig überwiegenden Wintergetreideäcker (Flächenanteil über 40 %) auch von sehr vielen Arten frequentiert (n = 11). Maisstoppeläcker (n = 6) wurden im Vergleich zu den Getreidestoppeläckern (n = 3) von mehr Arten aufgesucht. Die Artenzahlen auf den Wiesen und Weiden lagen mit sechs bzw. fünf Arten ähnlich wie die der Schwarzbrachen, auf denen auch fünf Arten festgestellt wurden.

Betrachtet man die Artenzusammensetzung und die Individuendichten der einzelnen Bio-

toptypen, so stellt sich das Bild etwas differenzierter dar (Abb. 3). Die höchsten Individuendichten konnten auch für die gehölzdominierten Biotoptypen ermittelt werden (Abb. 4). Trotz ihres relativ geringen Flächenanteils wurden die Einzelbäume, Baumreihen und Hecken von zahlreichen Individuen der 11 bzw. 17 nachgewiesenen Arten genutzt. Hierunter befanden sich sowohl typische Arten der Gehölzbiotope wie Eichelhäher *Garrulus glandarius* oder Buntspecht *Dendrocopos major*, aber auch Arten wie Stieglitz *Carduelis carduelis*, Buchfink, Rebhuhn und Mäusebussard *Buteo buteo*, welche zusätzlich die landwirtschaftlichen Flächen im Umfeld nutzten. Vergleichbare Individuendichten konnten nur für die Blühstreifen ermittelt werden. Diese wurden jedoch ausschließlich von den drei samenfressenden Arten Feldsperling *Passer montanus*, Goldammer und Grünling aufgesucht. Besonders für den Feldsperling ließ sich eine Bevorzugung der Blühstreifen gegenüber anderen potenziellen Nahrungshabitaten erkennen.

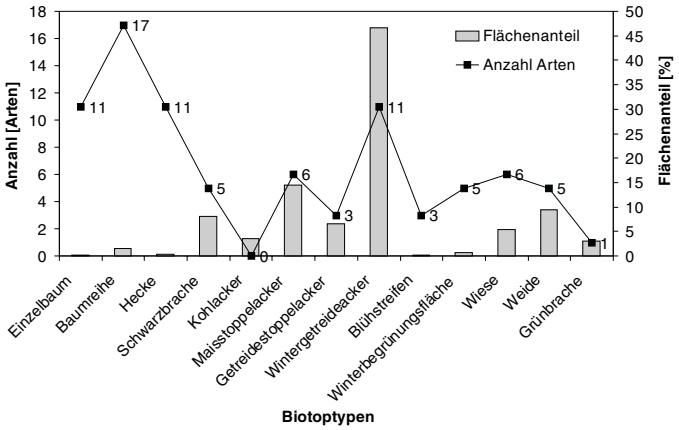


Abb. 2: Flächenanteile der Biotoptypen im Verhältnis zur Anzahl der nachgewiesenen Vogelarten. – *The proportion of biotope types in relation to the numbers of recorded bird species.*

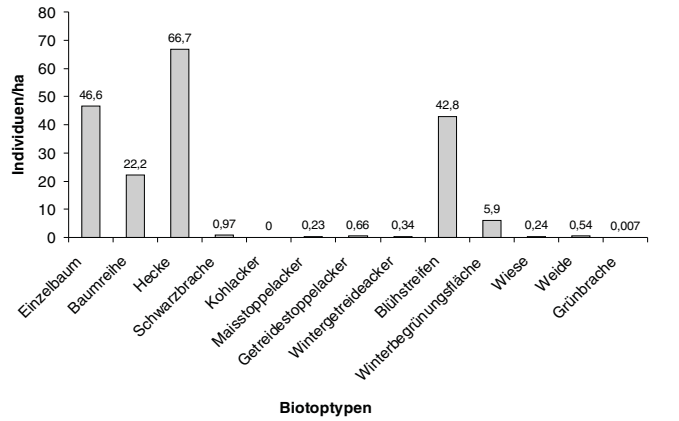


Abb. 3: Durchschnittliche Individuendichte in Abhängigkeit vom Biotoptyp. – *Mean density numbers of individuals dependent on biotope types.*

Die Individuendichten der übrigen Biotoptypen fallen deutlich geringer aus. Allenfalls die einzige Winterbegrünungsfläche des Gebietes weist mit durchschnittlich 5,9 Individuen pro Hektar einen etwas höheren Wert auf. Star und Buchfink gehörten zu den Arten, die die Winterbegrünung überdurchschnittlich nutzten.

Die Getreidestoppeläcker wurden nur von Wacholderdrossel, Goldammer und Rabenkrähe aufgesucht. Die Individuendichte des Biotoptyps liegt mit durchschnittlich 0,66 Individuen pro Hektar noch niedriger als die der Schwarzbrache mit 0,97 Individuen pro Hektar.

Obwohl auf den Maisstoppeläckern insgesamt mehr Vogelarten als auf den Getreidestoppeläckern nachgewiesen wurden, wurden auch diese Flächen nur mäßig frequentiert (Abb. 5). Auffällig war der regelmäßige Nachweis zweier Nilgänse, die sich fast ausschließlich auf ein und demselben Maisstoppelacker aufhielten. Weitere Vorkommensschwerpunkte konnten für die Ringeltaube *Columba palumbus* ermittelt werden, die im Rahmen der zehn Begehungen auf keinem anderen Ackerbiotoptyp oder Grünland kartiert wurde. Auch Rabenkrähe und Stieglitz wurden primär auf den Maisstoppeläckern nachgewiesen.

Abb. 4: In den landschaftsgliedernden Baumreihen konnten die meisten Vogelarten (n = 17) und hohe Individuendichten nachgewiesen werden. Foto: Silke Gesemann. – *The majority of bird species (n = 17) and high density numbers of individuals were found in tree rows structuring the landscape.*

Abb. 5: Die Maisstoppeläcker wurden nur von wenigen Arten wie Ringeltaube und Rabenkrähe als Habitat genutzt. Foto: Silke Gesemann. – *Only few species such as Wood Pigeon and Carrion Crow used maize stubble fields as habitats.*

Abb. 6: Wintergetreideäcker haben im Winter 2006/07 über 40 % des Untersuchungsgebietes eingenommen und wurden von 11 der insgesamt 25 nachgewiesenen Vogelarten frequentiert. Foto: Silke Gesemann. – *In winter 2006/07, winter cereals made up more than 40% of the study area and were utilized by 11 out of 25 mapped species.*

Tab. 2: Habitatnutzung der im Untersuchungsgebiet nachgewiesen Vogelarten (basierend auf zehn Begehungen im Zeitraum Dez. 2006 - Jan. 2007). – *Habitat selection by the bird species surveyed in the study area (based on ten visits between Dec. 2006 and Jan. 2007).*

	Einzelbaum	Baumreihe	Hecke	Schwarzbrache	Kohlacker	Maisstoppelacker	Getreidestoppelacker	Wintergetreideacker	Blühstreifen	Winterbegrünungsfläche	Wiese	Weide	Grünbrache
Graureiher *Ardea cinerea*											x	x	
Silberreiher *Casmerodius albus*								x					
Nilgans *Alopochen aegyptiaca*						x					x		
Kornweihe *Circus cyaneus*						x		x					
Mäusebussard *Buteo buteo*	x		x					x			x	x	
Turmfalke *Falco tinnunculus*								x		x			x
Rebhuhn *Perdix perdix*			x					x					
Ringeltaube *Columba palumbus*	x	x	x			x							
Buntspecht *Dendrocopos major*		x											
Rotkehlchen *Erithacus rubecula*		x	x										
Amsel *Turdus merula*	x	x	x										
Wacholderdrossel *Turdus pilaris*	x	x		x		x	x	x		x	x	x	
Sumpfmeise *Parus palustris*		x											
Blaumeise *Parus caeruleus*		x											
Kohlmeise *Parus major*		x	x										
Kleiber *Sitta europaea*		x											
Waldbaumläufer *Certhia familiaris*	x												
Eichelhäher *Garrulus glandarius*		x											
Rabenkrähe *Corvus corone*	x	x	x	x		x	x	x			x	x	
Star *Sturnus vulgaris*	x	x						x		x			
Feldsperling *Passer montanus*		x	x						x				
Buchfink *Fringilla coelebs*	x	x	x					x		x			
Grünling *Carduelis chloris*	x	x	x	x				x	x				
Stieglitz *Carduelis carduelis*	x	x		x		x							
Goldammer *Emberiza citrinella*	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	

Auf den Weiden war die Wacholderdrossel unter den fünf kartierten Arten die mit Abstand am häufigsten auftretende Art. Als einzige granivore Art wurde die Goldammer mit nur acht Individuen festgestellt. Auf der Gesamtheit der Wiesen wurden sechs Arten kartiert, aber eine geringere Individuendichte als auf den Weiden erreicht. Als weitere Arten konnten auf den Grünländern Graureiher *Ardea cinerea* und

Mäusebussard festgestellt werden, die hier bevorzugt nach Nahrung suchten.
Die Schwarzbrachen weisen nach den Blühstreifen und den Winterbegrünungsflächen die größte Individuendichte unter den Ackerbiotopen auf. Grünling, Goldammer, Rabenkrähe und Stieglitz zählen zu den Arten, die auf diesen Flächen besonders hohe Individuendichten erreichten.

Auf dem Biotoptyp Grünbrache hingegen wurde nur ein einziger jagender Turmfalke *Falco tinnunculus* festgestellt. Für die Gesamtheit der vorkommenden Vogelarten scheint dieser Flächentyp im Vergleich zu den anderen Biotoptypen keine besondere Habitatfunktion zu besitzen.

Auf den Wintergetreideäckern wurden insgesamt 783 Individuen und elf Arten kartiert, von denen die Regenwürmer und Insekten fressende Wacholderdrossel und die allesfressende Rabenkrähe sowie die Körner fressenden Arten Goldammer und Buchfink hier – mit Ausnahme der Biotope der Gebüsche und Gehölzbestände – ihre höchsten Individuenzahlen zu verzeichnen hatten (Abb. 6).

Artspezifische Habitatnutzung

Nur 16 der insgesamt 25 Arten wurden unmittelbar auf den landwirtschaftlichen Flächen (Acker, Grünland) nachgewiesen. Die meisten dieser Arten konnten auch in den umliegenden Gehölzstrukturen kartiert werden. Ausnahmen bildeten Kornweihe und Turmfalke sowie Nilgans, Silberreiher und Graureiher, wobei bei den zwei erstgenannten Arten von einer regelmäßigen Nutzung dieser Habitate ausgegangen werden kann. Neun Vogelarten wurden ausschließlich in den Gehölzstrukturen kartiert (z. B. Amsel *Turdus merula*, Rotkehlchen *Erithacus rubecula*, Kleiber *Sitta europaea*).

Die Habitatfunktion von Wiesen und Weiden konnte nur für sechs bzw. fünf Arten im Gelände bestätigt werden. Der Graureiher war hierbei die einzige Art, die ausschließlich auf Grünländern gesichtet wurde. Die artspezifische Habitatnutzung ist in Tab. 2 zusammenfassend dargestellt.

5. Diskussion

Mit der Wedemark wurde ein Gebiet untersucht, welches ein Spektrum aus verschiedenen Acker- und Grünlandbiotopen sowie landschaftsgliedernden Gehölzstrukturen umfasst. ATKINSON et al. (2002) weisen darauf hin, dass derartig abwechselungsreiche Agrarlandschaften im Winter von den meisten Vogelarten gegenüber reinen Acker- oder Grünlandgebieten bevorzugt werden. Diese Tatsache muss bei der Interpretation der Ergebnisse bedacht werden, da sich die Habitatnutzung in anderen Landschaftstypen in Abhängigkeit vom vorhandenen Biotoptypenspektrum und der Ernährungsbiologie der Arten durchaus unterschiedlich darstellen kann (ebd.).

Darüber hinaus gibt es noch eine Reihe weiterer Einflussfaktoren, die auf der Grundlage der dargestellten Ergebnisse nicht näher analysiert werden können. Hierunter fällt u. a. der Einfluss von Zugereignissen, Landschaftsstrukturelementen (z. B. Hecken, Feldraine) oder anthropogen bedingten Störungen (z. B. durch Verkehr, Siedlung), die sich auch im Winter auf die Flächennutzung der Avifauna auswirken können (z. B. ROBINSON & SUTHERLAND 1999).

Allgemeine Habitatnutzung

Trotz der genannten Interpretationsschwierigkeiten und vor dem Hintergrund, dass nur aus einem Winterhalbjahr Daten vorliegen, lassen die Ergebnisse Tendenzaussagen zur winterlichen Habitatnutzung der betrachteten Arten zu.

Die tendenzielle Meidung der Getreidestoppeläcker, auf denen insgesamt nur drei Vogelarten nachgewiesen werden konnten, stimmt mit Ergebnissen von TUCKER (1992) überein. Bei WILSON et al. (1996) hingegen wurden Getreidestoppeläcker von einer großen Zahl von Arten präferiert und bei BAUER & RANFTL (1996) zeigte sich eine deutliche Bevorzugung von Stoppelbrachen gegenüber gepflügten Ackerflächen (Schwarzbrachen). Eine Ursache für die verschiedenen Ergebnisse kann in der Ausprägung der einzelnen Getreidestoppelflächen liegen. BAUER & RANFTL (1996) beschreiben, dass Flächen dieses Biotoptyps häufig bevorzugt werden, wenn sie eine vergleichsweise höhere Pflanzendiversität aufweisen und weitgehend unbearbeitet (ungegrubbert) bleiben (vgl. RANFTL 1988, RANFTL & SCHWAB 1990, BAUER et al. 1995). Die Getreidestoppeläcker im Untersuchungsgebiet waren zwar zum Großteil nur leicht gegrubbert bzw. gar nicht bearbeitet worden, doch waren dort kaum Pflanzen auf-

gewachsen bzw. fanden sich dort nur monotone Gründüngungen in Form von Gras- bzw. Getreideeinsaaten. Die Ergebnisse von WILSON et al. (1996) und BUCKINGHAM et. al. (1999), wonach Getreidestoppeläcker stark bzw. im großen Umfang von samenfressenden Arten bevorzugt wurden, konnten so nicht bestätigt werden, da im Untersuchungsgebiet fast ausschließlich die Wacholderdrossel – eine Wirbellose fressende Art – auf den Flächen kartiert wurde. Die hohe Individuendichte dieser Vogelart auf diesem Biotoptyp lässt sich durch die im Spätsommer abklingende Wirkung der aufgebrachten Pestizide erklären, die in der Folgezeit eine Wiederherstellung der Wirbellosenfauna zulässt (vgl. WILSON et al. 1996).

Die Präferenz von Weiden durch die Wacholderdrossel wurde auch in anderen Untersuchungen festgestellt und lässt sich auf die hohe Dichte der Makro-Wirbellosen auf den Flächen zurückführen (vgl. WILSON et al. 1996, TUCKER 1992). Die geringere Individuenzahl und -dichte auf den Wiesen als auf den Weiden kann darauf zurückgeführt werden, dass auf beweideten Flächen i. d. R. ein unregelmäßigerer und offenerer Grasteppich vorhanden ist, der eine größere Diversität der Wirbellosen ermöglicht und durch dessen Offenheit ein leichterer Zugang zur Bodenobenfläche gegeben ist (vgl. WILSON et al. 1996). Für samenfressende Arten sind Grünländer (sowie auch dichte Untersaaten auf Ackerflächen) i. d. R. ungeeignet, da hier im Winter nur wenig Nahrung zur Verfügung steht (ROBINSON & SUTHERLAND 1999).

Auf den Schwarzbrachen konnten mit 0,97 Individuen pro Hektar verhältnismäßig hohe Dichten ermittelt werden. Diese Beobachtung ist interessant, da andere Untersuchungen überwiegend zu einem kontroversen Ergebnis gelangt sind. TUCKER (1992) stellt dar, dass Schwarzbrachen neben Wintergetreideäckern im Allgemeinen kaum genutzt werden (vgl. ROBINSON & SUTHERLAND 1999). BUCKINGHAM et al. (1999) sprechen sogar von einer generellen Meidung, was auf die ungenügenden Vorkommen von Samen und Wirbellosen auf diesen Biotoptypen zurückgeführt wird. WILSON et al. (1996) führen an, dass nur wenige Arten eine Präferenz oder Meidung von Schwarzbrachen zeigen. Es wird allerdings auch erwähnt, dass frisch umgepflügte Flächen von einigen Arten für kurze Zeit sehr präferiert werden, da durch das Pflügen viele Wirbellose und Samen an die Oberfläche gebracht werden. Insgesamt betrachtet würden aber nur wenige Arten diese Flächen über den ganzen Winter präferieren (ebd.). Unter den Schwarzbrachen im Untersuchungsgebiet befanden sich nur leicht gegrubberte, aber keine frisch gepflügten Flächen, so dass eine durch das Pflügen entstandene Attraktivität ausgeschlossen werden kann. Gründe für die Attraktivität lassen sich anhand der aufgenommenen Daten an dieser Stelle nicht finden.

In den Studien von WILSON et al. (1996) und BUCKINGHAM et al. (1999) wurden Wintergetreideäcker im Winter überwiegend von Vögeln gemieden. Dies führen WILSON et al. (1996) zum einen darauf zurück, dass Felder mit Wintergetreide in der Regel vor kurzem beackert wurden, eine oft lange Zeitspanne der Kultivierung hinter sich haben und eine Monokultur beinhalteten, die von den meisten Ackerwildkräutern bereinigt ist. Zum anderen sei die Aktivität der Wirbellosenfauna auf der Bodenoberfläche während der Wintermonate eher gering, da diese wie viele in der Streuschicht lebende Arten in den Krautstreifen der Feldränder überwintern. Auch ROBINSON & SUTHERLAND (1999) weisen darauf hin, dass Wintergetreideäcker von Samen und Wirbellose fressenden Vogelarten gemieden werden. Die Beobachtungen in der Wedemark deuten allerdings nicht auf eine tendenzielle Meidung dieses Flächentyps hin. Insgesamt wurden elf Arten in z. T. hohen Individuendichten kartiert. Hierunter befanden sich sowohl allesfressende Arten wie die Rabenkrähe, als auch vor allem Regenwürmer und Insekten bzw. Körner fressende Arten wie Wachholderdrossel und Goldammer. Auch die Greifvogelarten Kornweihe, Turmfalke und Mäusebussard wurden besonders hier festgestellt, was auf eine besondere Bedeutung als Jagdhabitat hinweist. Darüber hinaus gelangen auch die Nachweise des Rebhuhns neben den Feldrandbereichen (Säume, Hecken) nur auf den Wintergetreideäckern.

Artspezifische Habitatnutzung

Die Habitatwahl der Vögel im Winter lässt sich zumindest teilweise durch die taxonomischen Gruppen und die unterschiedlichen Nahrungsansprüche der Arten erklären (ATKINSON et al. 2002). Im Folgenden sollen anhand der erfass-

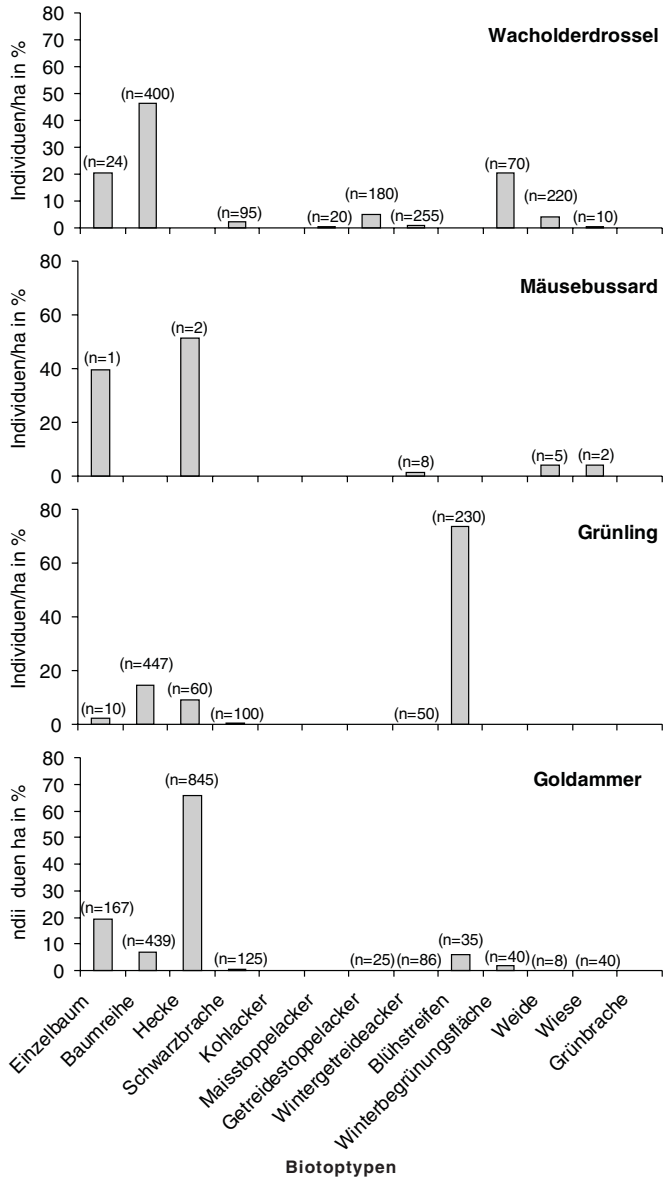


Abb. 7: Relative Individuendichte von Grünling, Wacholderdrossel, Goldammer und Mäusebussard je Biotoptyp (in Klammern ist die absolute Individuenzahl angegeben). – *Relative density numbers of Greenfinch, Fieldfare, Yellowhammer and Common Buzzard of each biotope type (absolute numbers of individuals in brackets).*

ten Individuendichten der drei am häufigsten kartierten Arten Grünling, Wacholderdrossel und Goldammer sowie der am häufigsten kartierten Greifvogelart Mäusebussard die Unterschiede, aber auch die Gemeinsamkeiten der winterlichen Habitatnutzung im Untersuchungsgebiet verdeutlicht werden (Abb. 7).

Der Grünling gehört zu den Arten, die nur selten, aber dafür in großen Trupps von bis zu 200 Individuen im Gebiet angetroffen wurden. Sein bevorzugter Biotoptyp war der Blühstreifen, von dem aus bei Gefahr oder Störung Zuflucht in den umliegenden Baumreihen, Hecken und Einzelbäumen gesucht wurde. Auf den Blühstreifen scheint ein besonders gutes Angebot an pflanzlicher Nahrung vorzuliegen. Neben Blatt- und Blütenknospen, Früchten, Fruchtkernen, Samenanlagen und Fruchtknoten besteht die Nahrung vor allem aus reifen und halbreifen Samen, wobei die Nahrung meist am Boden aufgenommen wird. Ausnahmen bilden Pflanzen wie Sonnenblume oder Brombeere, die den Vögeln eine ausreichende Standfestigkeit bieten.

Die Blühstreifen wurden auch von der Goldammer als Nahrungshabitat aufgesucht. Auch bei dieser Art besteht die Nahrung im Winter vor allem aus Knospen, Sämereien und liegen gebliebenen Getreidekörnern auf Stoppelfeldern, die auf dem Erdboden oder in niedriger Vegetation aufgenommen werden (ROBINSON & SUTHERLAND 1999). Im Gegensatz zum Grünling nutzte die Goldammer allerdings ein breiteres Habitatspektrum, da sie auch auf Winterbegrünungsflächen sowie sporadisch auf Schwarzbrachen und Wiesen angetroffen wurde.

Diese Beobachtungen decken sich mit Ergebnissen von ATKINSON et al. (2002), wonach

Ammernverwandte im Winter vor allem gemischte Ackerbaugebiete mit Grünlandanteil bevorzugen. Wie beim Grünling zeigte sich die gleiche Präferenz für diejenigen Flächen, die in der Nähe zu Gehölzstrukturen (insbesondere Hecken) liegen. Diese wurden regelmäßig als Rückzugsraum aufgesucht. Auch ROBINSON & SUTHERLAND (1999) geben an, dass Goldammern bevorzugt in der Nähe zu Hecken Nahrung aufnehmen, während beispielsweise Feldlerchen im Winter die Zentren der Ackerflächen für die Nahrungssuche vorziehen. Es wird hierbei ein Zusammenhang mit dem artspezifischen Fluchtverhalten gesehen, da Feldlerchen bei Gefahr nicht in angrenzende Gehölze fliehen, sondern rasch auffliegen (ebd.).

Von der Wacholderdrossel wurden die Hecken hingegen gemieden. Sie war vor allem in den durch Baumreihen und Einzelbäumen strukturierten Bereichen anzutreffen. Noch stärker als die Goldammer nutzte sie Winterbegrünungsflächen. ROBINSON & SUTHERLAND (1999) weisen darauf hin, dass Wirbellose fressende Arten im Winter bevorzugt auf Grünländern und Stoppelackern vorkommen (vgl. TUCKER 1992). Dies zeigte sich auch im Untersuchungsgebiet, wo die Wacholderdrossel Weiden, Getreidestoppeläcker und Schwarzbrachen sowie in geringerem Maße Wiesen, Maisstoppeläcker und Wintergetreideäcker als Habitat nutzte.

Die Grünlandbiotope und Wintergetreideäcker wurden auch vom Mäusebussard als bevorzugtes Habitat genutzt. Auf dieses Flächen scheint in den Wintermonaten ein besonderes Nahrungsangebot auch für Greifvögel zu bestehen (vgl. ATKINSON et al. 2002). Einzelbäume und Hecken wurden als Rückzugsraum und Sitzwarte genutzt.

Naturschutzfachliche Bedeutung und Perspektiven

Über die Habitatfunktionen der Agrarlandschaft für Vögel im Winter ist erst relativ wenig bekannt. Dies ist verwunderlich, da gerade die Wintermonate die Vogelwelt regelmäßig vor Überlebensprobleme stellen (CRICK et al. 1991). Ein wesentlicher Grund hierfür liegt in dem saisonal bedingten Nahrungsmangel, vor allem für insektenfressende Arten. Zugvögel sind dadurch angepasst, dass sie in der kalten Jahreszeit in ihre Winterquartiere fliegen und erst im darauf folgenden Jahr wieder zurück ins Brutgebiet kommen (BERTHOLD 2000). Dennoch gibt es natürlich auch im Winter Arten, welche die Agrarlandschaft zeitweise oder permanent als Lebensraum nutzen. Wie die Untersuchungsergebnisse aus der Wedemark zeigen, werden die Biotoptypen hierbei sehr unterschiedlich von den einzelnen Vogelarten genutzt. Es zeichnen sich allerdings auch Habitatpräferenzen ab, die primär auf das Nahrungsangebot auf den Flächen zurück zu führen sind (vgl. ATKINSON et al. 2002, ROBINSON & SUTHERLAND 1999).

Neben Grünland und Brachflächen konnte besonders für Stoppelfelder, Wintergetreideäcker und Äcker mit Winterbegrünung eine besondere Habitatnutzung im Gelände beobachtet werden. Hieraus kann geschlussfolgert werden, dass diese Biotoptypen sehr wichtig für die Nahrungsversorgung im Winter sind (vgl. auch SEARS 1992, WILSON et al. 1996). Diese Flächen, die früher regelmäßiger Bestandteil der Fruchtfolge waren, werden heutzutage jedoch zunehmend seltener. Dem steht eine tendenzielle Steigerung der Maisanbaufläche in Niedersachsen gegenüber (HÖHER 2007). Wie sich zeigte, besitzen Maisstoppeläcker für die vorkommenden Vogelarten im Untersuchungsgebiet aber keine besondere Habitatfunktion, da sie trotz des relativ hohen Flächenanteils nur vereinzelt genutzt wurden. Andererseits können gerade abgeerntete Maisäcker in anderen Regionen auch eine sehr hohe Bedeutung für den Vogelschutz besitzen. Arten wie der Kranich *Grus grus* beispielsweise ernähren sich während der Zugzeiten hauptsächlich von Ernterückständen und Einsaaten und profitieren daher von längeren Stoppelfeldphasen auf Maisäckern (WILKENING 2003). Im Untersuchungsgebiet deutete das Vorkommen der Nilgänse auf diese Flächenfunktion hin, die fast ausschließlich und regelmäßig auf den Maisstoppeläckern beobachtet wurden. Besonders bei den Gast- und Rastvögeln müssen Aufwand und Ertrag bei der Nahrungsaufnahme in einem ausgewogenen Verhältnis stehen (ebd.). Eine verminderte Nahrungsverfügbarkeit und Nahrungsqualität im Winter könnte Einfluss auf die Bestandsentwicklung, die Verbreitung und das jahreszeitliche Auftreten nehmen.

Die dargestellten Ergebnisse dürfen allerdings nicht darüber hinwegtäuschen, dass es sich lediglich um eine Momentaufnahme für einen

relativ kleinen Landschaftsausschnitt handelt, die durch weitere und langfristig angelegte Studien ergänzt werden müsste (u. a. andere Naturräume, andere Arten- und Biotoptypenspektren, detaillierte Erfassung des Nahrungsangebotes auf den Flächen). Vor dem Hintergrund von Begehungsfrequenz und Probeflächenanzahl können lediglich Tendenzaussagen zur Habitatnutzung der Vögel in dem untersuchten Gebiet getroffen werden.

Der verstärkte Anbau von Biomasse zur Energiegewinnung (vgl. RODE 2005), in Verbindung mit Grünlandumbruch und der zunehmenden Nutzung von Stilllegungsflächen für den Energiepflanzenanbau, lässt für die Zukunft einen weiteren Rückgang der den Vögeln zur Verfügung stehenden Nahrungshabitate erwarten (z. B. verkürzte Stoppelfeldphasen, weniger Erntereste durch Grünschnitt; s. hierzu BERNARDY & DZIEWIATY 2005). Die Liste der potenziell betroffenen Arten ist lang. Sie umfasst neben körnerfressenden Arten auch Greifvögel, die auf ein ausreichendes Angebot an Kleinsäugern auf den Flächen angewiesen sind. Auch Gast- und Rastvögel, die auf Äckern und Wiesen weiden oder sich von Ernterückständen und Einsaaten ernähren, können betroffen sein.

Es wird deutlich, dass in landwirtschaftlich geprägten Gebieten insgesamt ein ausgewogenes Mosaik aus verschiedenen Acker- und Grünlandbiotopen angestrebt werden sollte. Die dargestellten Ergebnisse zeigen, dass die Vogelwelt die landwirtschaftlichen Nutzflächen artspezifisch z. T. sehr unterschiedlich nutzt und dass auch die zunächst eher ungünstig erscheinenden Flächen wichtige Funktionen als Lebensraum übernehmen können (z. B. Wintergetreideäcker, Maisstoppeläcker). Außerdem bestätigte sich die besondere Habitatfunktion von flurgliedernden Biotopelementen wie Hecken oder Feldrainen, die auch im Winter für viele Feldvögel wichtige Rückzugsräume darstellen.

Es muss bedacht werden, dass viele Vogelarten im Winter andere Habitatansprüche besitzen als in den Sommermonaten (ATKINSON et al. 2002). Eine Bewertung der Habitatfunktionen muss daher stets den gesamten Jahresverlauf und die konkreten Ansprüche der betrachteten Vogelarten berücksichtigen.

Große Kenntnisdefizite bestehen bezüglich der Auswirkungen des Anbaus von Energiepflanzen auf die Vogelwelt, so dass besonders in diesem Bereich ein großer Forschungsbedarf besteht.

Dank

Für die wissenschaftliche Begleitung der Arbeit gilt unserer besonderer Dank Prof. Dr. Michael Reich vom Institut für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover. Für die sorgfältige Durchsicht des Manuskripts und die hilfreichen Kommentare und stilistischen Anregungen bedanken wir uns herzlich bei Thorsten Krüger.

Summary – Habitat selection by farmland birds in winter: a case study from Wedemark municipality (Lower Saxony)

Farmland birds have suffered alarming declines over the last decades. The main reasons for the decline result from agricultural intensification and are well known already (e.g. loss of nest sites, reduction of food-supply). The objective of this study has been to find out whether there are seasonal habitat preferences of our farmland birds in winter. Using the municipality of Wedemark in Lower Saxony as an example, the agricultural habitats and the distribution of bird species were mapped from December 2006 to January 2007. Grasslands and setasides as well as winter catch crops and winter stubble were identified as preferred sites for most species. It appears from the results that these habitat types provide important food supply for many farmland birds and raptors (seed, invertebrates, small mammals). Moreover, the study proves the value of near-natural biotopes like hedgerows or small woods for birds in the winter months. Although maize stubble takes up a high proportion of the total agricultural land, the use of this habitat type was relatively low. Along with the expanding production of energy-biomass and new cultivation methods there is a strong need to improve the quality of farmland from a wildlife point of view for instance by sowing mixtures of seed-bearing crops or leaving winter stubble.

Literatur

ATKINSON, P. W., R. J. FULLER & J. A. VICKERY (2002):

Large-scale patterns of summer and winter bird distribution in relation to farmland type in England and Wales. Ecography 25: 466-480.

BAUER, H.-G. & H. RANFTL (1996): Die Nutzung überwinternder Stoppelbrachen durch Vögel. Ornithol. Anz. 35: 127-144.

BAUER, H.-G., M. BOSCHERT & J. HÖLZINGER (1995): Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 5: Atlas der Winterverbreitung. Stuttgart.

BAUER, H.-G., P. BERTHOLD, P. BOYE, W. KNIEF, P. SÜDBECK & K. WITT (2002): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 3. überarb. Fassung. Ber. Vogelschutz 39: 13-60.

BERNARDY, P. & K. DZIEWIATY (2005): Zur Problematik des Anbaus nachwachsender Rohstoffe und dem Erhalt einer artenreichen Ackerlandschaft – Literaturrecherche als Vorbereitung zur Errichtung eines Arbeitskreises. Gutachten i. A. des Landkreises Lüchow-Dannenberg. 35 S., Hitzacker.

BERTHOLD, P. (2000): Vogelzug. Eine aktuelle Gesamtübersicht. 4. Aufl. Darmstadt.

BIBBY, C., N. BURGESS & D. HILL (1995): Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Stuttgart.

BIBER, O. (1993): Angebot und Nutzung der Hecken und Gebüsche als Nistorte der Goldammer *Emberiza citrinella* in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft (Schweizer Mittelland). Ornithol. Beob. 90: 115-132.

BRICKLE, N. W., D. G. C. HARPER, N. J. AEBISCHER & S. H. COCKAYNE (2000): Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. J. Appl. Ecol. 37: 742-755.

BRO, E., F. REITZ, J. COLBERT, P. MIGOT & M. MASSOT (2001): Diagnosing the environmental causes of the decline in Grey Partridge *Perdix perdix* survival in France. Ibis 143: 120-132.

BUCKINGHAM, D. L., A. D. EVANS, A. J. MORRIS, C. J. ORSMAN & R. YAXLEY (1999): Use of set-aside land in winter by declining farmland bird species in the UK. Bird Study 46: 157-169.

CHAMBERLAIN, D. E., J. A. VICKERY & S. GOUGH (2000): Spatial and temporal distribution of breeding skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type in periods of population increase and decrease. Ardea 88: 61-73.

CHAMBERLAIN, D. E., J. D. WILSON & R. J. FULLER (1999): A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. Biol. Conserv. 88: 307-320.

CRICK, H. Q. P., P. F. DONALD & J. J. D. GREENWOOD (1991): Seasonal patterns in apparent mortality rates of some seed-eating birds. In: CRICK, H. Q. P., P. F. DONALD & J. J. D. GREENWOOD (Hrsg.): Population processes in some British seed-eating birds. B.T.O., Thetford.

DONALD, P. F. & A. D. EVANS (1994): Habitat selection by Corn Buntings *Miliaria calandra* in Winter. Bird Study 41: 199-210.

DRACHENFELS, O. v. (2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinine, Stand März 2004. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.

Heft A/4, 1-240, Hildesheim.

FLADE, M., H. PLACHTER, E. HENNE & K. ANDERS (Hrsg.; 2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Wiebelsheim.

GESEMANN, S. (2007a): Die winterliche Habitatnutzung der Avifauna unter Berücksichtigung des verstärkten Anbaus von Mais zur Biogasgewinnung. Eine Wintervogelkartierung in einem landwirtschaftlich geprägten Gebiet. 93 S. Unveröff Dipl.arb. Univ. Hannover.

GESEMANN, S. (2007b): Die winterliche Habitatnutzung der Avifauna in der Agrarlandschaft. In: Fakultät für Architektur und Landschaft (Hrsg.): hoch weit 7. Jahrb. 2007: 54-55. Hannover.

GILLINGS, S. & R. J. FULLER (2001): Habitat selection by Skylarks *Alauda arvensis* wintering in Britain in 1997/98. Bird Study 48: 293-307.

HÖHER, G. (2007): Biogas kurbelt Maisanbau an. Land & Forst 160 (1): 18-20.

HÖTKER, H. (2004): Vögel der Agrarlandschaft – Bestand, Gefährdung, Schutz. 45 S., NABU-Studie, Bonn.

HÖTKER, H., G. RAHMANN & K. JEROMIN (2004): Positive Auswirkungen des Ökolandbaus auf Vögel der Agrarlandschaft: Untersuchungen in Schleswig-Holstein auf schweren Ackerböden. Landbauforschung Völkenrode 2004: 43-59.

LILLE, R. (1996): Zur Bedeutung von Bracheflächen für die Avifauna der Agrarlandschaft: Eine nahrungsökologische Studie an der Goldammer *Emberiza citrinella*. 150 S, Agrarökologie Bd. 21, Haupt, Bern.

LITZBARSKI, H., W. JASCHKE & A. SCHÖPS (1993): Zur ökologischen Wertigkeit von Ackerbrachen. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 1: 26-30.

LÜBCKE, W. (1990): Wie wirkt sich die Zunahme von Mais- und Rapsanbau auf die Vogelwelt aus? Vogelkdl. H. Edertal 16: 55-64.

MEYNEN, E. & J. SCHMITHÜSEN (Hrsg., 1953-1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bd. I, II (9 Lieferungen). Bad Godesberg.

PANEK, M. (1997): Density dependent brood production in the Grey Partridge *Perdix perdix* in relation to habitat quality. Bird Study 44: 235-238.

POTTS, D. (1997): Cereal farming, pesticides and grey partridges. In: PAIN, D. J. & M. W. PIENKOWSKI (Hrsg.): Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation. London.

RANFTL, H. & W. SCHWAB (1990): Die Bedeutung kleiner Flächen für den Vogelschutz. Ökol. Vögel 12: 63-71.

RANFTL, H. (1988): Die Vogelwelt des Ausgleichbeckens Altmühltal: 3. Ergänzungsbericht 1986 und 1987. Anz. Ornithol. Ges. Bayern 27: 99-114.

ROBINSON, R. A. & W. J. SUTHERLAND (1999): The winter distribution of seed-eating birds: habitat structure, seed density and seasonal depletion. Ecography 22: 447-454.

RODE, M. (2005): Energetische Nutzung von Biomasse und Naturschutz. Natur und Landschaft 80: 403-412.

RÖSLER, S. & C. WEINS (1996): Aktuelle Entwicklungen in der Landwirtschaftspolitik und ihre Auswirkungen auf die Vogelwelt. Vogelwelt 117: 169-185.

SEARS, J. (1992): The value of set-aside to birds. In: CLARKE, J. (Hrsg.): Setaside. British Crop Protection Council (BCPC) Monograph 50, Farnham.

STIEBEL, H. (1997): Habitatwahl, Habitatnutzung und Bruterfolg der Schafstelze *Motacilla flava* in einer Agrarlandschaft. Vogelwelt 118: 257-268.

SUDFELDT, C., R. DRÖSCHMEISTER, C. GRÜNEBERG, A. MITSCHKE, H. SCHÖPF & J. WAHL (2007): Vögel in Deutschland – 2007. 39 S., DDA, BfN, LAG VSW, Münster.

TUCKER, G. M. & M. F. HEATH (1994): Birds in Europe. Their conservation status. BirdLife International, BirdLife Conserv. Ser. No. 3, Cambridge.

TUCKER, G. M. (1992): Effects of agricultural practices on field use by invertebrate-feeding birds in winter. J. Appl. Ecol. 29: 779-790.

WILKENING, B. (2003): Verhaltensbiologische und ökologische Untersuchungen zu Habitatpräferenzen des Kranichs *Grus grus* im Land Brandenburg sowie mathematisch-kybernetische Habitatmodelle zur Bewertung von Landschaftsräumen während seiner Reproduktions- und Rastzeit. Diss. Humboldt-Univ. Berlin, Berlin.

WILSON, J. D., R. TAYLOR & L. B. MUIRHEAD (1996): Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preferences using resampling methods. Bird Study 43: 320-332.

Eine singende Sperbergrasmücke *Sylvia nisoria* in der Grafschaft Bentheim

Paul Knolle & Jan-Harm Mülstegen

KNOLLE, P. & J.-H. MÜLSTEGEN (2007): Eine singende Sperbergrasmücke *Sylvia nisoria* in der Grafschaft Bentheim. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 39: 135–138.

Vom 1.-14. Juni 2003 wurde eine singende Sperbergrasmücke *Sylvia nisoria* im Landkreis Grafschaft Bentheim, SW-Niedersachsen, beobachtet. Es handelt sich um einen sehr weit westlichen Frühjahrsnachweis für Deutschland. Im vorliegenden kurzen Bericht beschreiben wir das Habitat. Darüber hinaus stellen wir die Beobachtung in einen Zusammenhang mit Frühjahrsvorkommen von Sperbergrasmücken in Nordrhein-Westfalen, den Niederlanden, Belgien und Großbritannien.

P. K., Venderinklanden 13, NL-7542 MK Enschede; J.-H. M., Olderstiege 1A, D-48455 Bad Bentheim

Die Sperbergrasmücke *Sylvia nisoria* ist in Niedersachsen ein sehr seltener Brutvogel, der im äußersten Osten des Bundeslandes die westliche Grenze seines geschlossenen Verbreitungsgebietes erreicht (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1991, KLEIN & SANDKÜHLER 2004, ZANG 2005). Die aktuelle Bestandsentwicklung der Art in Niedersachsen stellt sich alles andere als positiv dar: Seit 1983 ist die Anzahl der Brutpaare um rund 30 % zurückgegangen. In 2003 wurden noch 168 sichere Reviere festgestellt und ca. 200 Reviere geschätzt (KLEIN & SANDKÜHLER 2004). Der europäische Gesamtbestand wird jedoch als stabil eingestuft und in einzelnen osteuropäischen Ländern ist eine Zunahme zu erkennen (z. B. Ungarn; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004).

In Anbetracht der Verbreitung und Bestandsentwicklung ist es unseres Erachtens sinnvoll, den Nachweis und die Habitatwahl einer Sperbergrasmücke, die in 2003 14 Tage lang im äußersten Westen Niedersachsens sang, nachträglich ausführlicher zu erläutern (vgl. KNOLLE et al. 2005).

Den Vogel entdeckte J.-H. Mülstegen (JHM) am 1. Juni 2003 am Rand des EU-Vogelschutzgebietes und NSG Engdener Wüste, einem nur eingeschränkt zugänglichen militärischen Übungsplatz im Osten der Grafschaft Bentheim, ca. 250 km von den nächsten regelmäßig besetzten Brutgebieten der Sperbergrasmücke in Niedersachsen entfernt. Am frühen Morgen des 2. Juni wurde der Vogel von P. Knolle (PK), JHM und G. Niehaus (GN) mehrfach gut in einem Abstand von 60 bis 80 m gesehen, so dass eine Beschreibung angefertigt werden konnte. GN machte Video-Aufnahmen. In den Tagen danach gelang es immer seltener, die sich in dichter Gebüschvegetation aufhaltende Sperbergrasmücke gut zu Gesicht zu bekommen. Ein zweiter Vogel wurde nicht festgestellt. Gertrud Creemer, Jörg Wermes und JHM wiesen die noch stets singende Grasmücke letztmals am 14. Juni nach. Die Avifaunistische Kommission Niedersachsen (AKN) hat die Beobachtung anerkannt (A. DEGEN briefl.).

Die Sperbergrasmücke sang am 2. Juni fast während der gesamten Beobachtungsdauer von 6:35 bis 7:45 Uhr und begann ihren Singflug jeweils von einer höheren Sandbirke *Betula pendula*, Ohrweide *Salix aurita* oder Stieleiche *Quercus robur* aus: Sie beschrieb – von einem Baum zum anderen fliegend – oftmals singend einen leichten Bogen (vgl. NEUSCHULZ 1988).

In der Regel erstreckt sich die Gesangsperiode der Sperbergrasmücke von Mitte Mai bis Anfang Juni (KLEIN & SANDKÜHLER 2004). Die Tatsache, dass der Vogel in der Grafschaft Bentheim relativ lange bis Mitte Juni sang, ist eventuell darauf zurückzuführen, dass er offensichtlich unverpaart war. Möglich erscheint zudem, dass der Vogel kurz vor dem ersten Nachweis im Gebiet eintraf und das Revier besetzte,

Abb. 1: Habitat der Sperbergrasmücke im Juni 2003. NSG Engdener Wüste, Landkreis Grafschaft Bentheim, Mai 2005. Foto Jan-Harm Mülstegen.- *Habitat of the Barred Warbler in June 2003. Engdener Wüste, county of Grafschaft Bentheim, Lower Saxony, May 2005.*

nachdem er woanders kein Weibchen gefunden hatte.

Am Beobachtungsort brüten seit Jahren regelmäßig Neuntöter. Anfang bis Mitte Juni 2003 waren zwei Männchen und ein Weibchen in der Fläche anwesend. Das oft gleichzeitige Vorkommen von Neuntöter und Sperbergrasmücke im Brutgebiet wird auch von anderen Autoren beschrieben (vgl. GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1991, NEUSCHULZ 1988, ZANG 2005).

Kontrollen im Mai und Juni 2004-2007 erbrachten keine weiteren Nachweise einer Sperbergrasmücke.

Habitat

Der Aktionsraum des Vogels war vermutlich nicht groß. Soweit bei der verborgenen Lebensweise des Vogels feststellbar, umfasste er eine Fläche von ca. 120 m x 90 m. Der Bereich wies kaum Relief auf und enthielt ein vergrastes, leicht eutrophiertes Degradationsstadium der feuchten Zwergstrauchheide mit einem Weidengebüsch sowie kleinflächigen feuchten bis wechselnassen Flatterbinsen- und Brombeerbeständen. An seinem Nordrand grenzte er an wechselfeuchte bis wechselnasse Pfeifengrasbestände, in denen das Pfeifengras *Molinia caerulea* auf größerer Fläche einen stark bultigen Wuchs aufwies, wie er für ausgeprägt wechselnasse Flächen charakteristisch ist. An zwei Seiten bildeten Sandwege die Reviergrenze.

Im Gebiet sind dominante Arten des Heide-Degradationsstadiums (Deckungsgrad 100 %, durchschnittliche Höhe 20–50 cm) vor allem die Geschlängelte Schmiele *Avenella flexuosa*, daneben das Felsen-Labkraut *Galium saxatilis*, Rotes Straußgras *Agrostis capillaris* und Rotschwingel *Festuca rubra*. Als weitere charakteristische Arten der Zwergstrauchheiden und der verwandten Borstgrasrasen-Gesellschaften treten unter anderem die Besenheide *Calluna vulgaris* und die Kriechweide *Salix repens* auf sowie als Feuchtezeiger einzelne Exemplare des Pfeifengrases und der Flatterbinse *Juncus effusus*. Die Flatterbinsenbestände mit *Juncus effusus* und dem Rankenden Lerchensporn *Corydalis claviculata* haben eine durchschnittliche Höhe von 80-100 cm.

Die Strauchschicht (durchschnittliche Höhe 3-5 m) ist gekennzeichnet durch ein mehr oder weniger dichtes Gebüsch aus Ohrweide, welches das Zentrum des Aktionsraums der Sperbergrasmücke prägte, und einzelnen Exemplaren der Späten Traubenkirsche *Prunus serotina*. In dieser Fläche stehen mehrere 6–8 m hohe Sandbirken und wenige Stieleichen gleicher Höhe.

Das hier angetroffene Habitat dürfte weitgehend dem von KLEIN & SANDKÜHLER 2004 beschriebenen „(Weiden-) Gebüsch mit angrenzender Feuchtbrache oder Moordegenerationsstadium“ ähneln.

Weitere Frühjahrsnachweise in Niedersachsen

Im äußersten Westen Niedersachsens sind Frühjahrsnachweise der Sperbergrasmücke sehr selten (vgl. ZANG 2005). Aus dem Westteil der Naturräumlichen Region Ems-Hunte-Geest liegen seit 1960 zwei ältere von HAMMERSCHMIDT (1971) zitierte Feststellungen vor:

- 8. Mai 1966: 1 rufend im Wacholderbestand der Haselünner Kuhweide (Tonbandaufnahme)
- 4. Juni 1967: 1 verendet gefunden am Weidengebüsch des Emsufers bei Elbergen

Im Osnabrücker Hügelland hat 1973 und 1975 bei Bad Rothenfelde je eine Brut stattgefunden (BOENIGK 1976). Am Dümmer sang 1972 an mehreren Tagen ein Männchen, eine Brut wird als unwahrscheinlich angesehen (LUDWIG et al. 1990). Der westlichste niedersächsische Brutnachweis erfolgte 1974 auf Borkum (GERDES 2000).

Frühjahrsvorkommen in Nordrhein-Westfalen, den Niederlanden, Belgien und Großbritannien

Um den vorliegenden Nachweis in einen größeren räumlichen Zusammenhang zu bringen, soll hier kurz auf die Frühjahrsvorkommen der Art in Nordrhein-Westfalen, den Niederlanden, Belgien und Großbritannien eingegangen werden.

Von der Avifaunistischen Kommission in Nordrhein-Westfalen wurden folgende Frühjahrs-Meldungen seit 1990 anerkannt (E. MÖLLER, briefl.):

- 2. Juni bis 7. Juli 1991: ein singendes Männchen, Wahner Heide bei Köln
- 23. Mai 1992: ein singendes Männchen, Hückeswagen (Oberbergischer Kreis)
- 25. Mai bis 8. Juni 1996: ein singendes Männchen, Wahner Heide bei Köln
- 17. Mai bis 13. Juli 1997: erfolgreiche Brut, Wahner Heide bei Köln (HAUTH 1999).

Ältere Nachweise liegen nicht vor (vgl. PEITZMEIER 1979, MILDENBERGER 1984, NORDRHEIN-WESTFÄLISCHE ORNITHOLOGENGESELLSCHAFT 2002).

In den Niederlanden bedurften Feststellungen der Sperbergrasmücke bis 1993 einer Dokumentation bei der Commissie Dwaalgasten Nederlandse Avifauna (CDNA). Seitdem nimmt Vogelonderzoek Nederland (SOVON) Meldungen der Art entgegen. Von 1800-1992 liegen 195 Beobachtungen (202 Vögel) vor, davon 107 Feststellungen (109 Individuen) aus dem Zeitraum 1980-1992 und der weitaus größte Teil an der Nordseeküste. Unter den Beobachtungen sind nur fünf Frühjahrsnachweise: Sie stammen vom 18. Mai 1860 (Haren, Groningen), 25. April 1967 (Ameide, Zederik, Zuid-Holland), 28. Mai bis 13. Juni 1969 (Valkenburg, Limburg – nahe der deutschen Grenze), 22. Mai 1987 (Cadzand-Bad, Sluis, Zeeland) und 22. Mai 1988 (Oostvoorne, Westvoorne, Zuid-Holland) (VAN DEN BERG & BOSMAN 2001). Auch in dem Zeitraum 1993-1998, für den von SOVON jährlich 0-24 Vögel angegeben werden, konzentrieren sich die Beobachtungen im Herbst (BIJLSMA et al. 2001). Eine Brut hat in den Niederlanden, soweit bekannt, nie stattgefunden (VAN DEN BERG & BOSMAN 2001). Die in GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER (1991) publizierte und von HAUTH (1999) zitierte wahrscheinliche Brut 1973 in Noord-Brabant wurde nicht durch die CDNA anerkannt (A. VAN DEN BERG, briefl.).

Abb. 2: Singende Sperbergrasmücke am 2. Juni 2003, NSG Engdener Wüste, Landkreis Grafschaft Bentheim (Standbild aus einer Videoaufnahme). Foto Günter Niehaus. - *Singing Barred Warbler on June 2nd, 2003. Engdener Wüste, county of Grafschaft Bentheim, Lower Saxony (videostill).*

Aus Belgien liegen keine sicheren Frühjahrsnachweise der Sperbergrasmücke vor (G. DRIESSENS, M. VANDEGEHUCHTE, briefl.; GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1991).

Um das Bild zu komplettieren: In Großbritannien waren unter den 2.940 im Zeitraum 1958-1985 festgestellten Nachweisen nur sieben aus dem Frühjahr, davon die meisten im Mai an der Ostküste (DYMOND et al. 1989). Seitdem haben sich keine grundlegenden Änderungen ergeben. Von 1968 bis 2002 betrug die Zahl der Beobachtungen 5.004. 2002 war das Jahr mit den bis dahin meisten Nachweisen. Von den 286 Vögeln – davon der weitaus größte Teil an der Nordseeküste – wurde aber kein einziger im Frühjahr beobachtet (FRASER & ROGERS 2004).

Dank

Unser Dank geht an A. van den Berg, G. Driessens, E. Möller, A. Skibbe, S. R. Sudmann und M. Vandegehuchte für die Informationen zum Vorkommen in den Niederlanden, Belgien und Nordrhein-Westfalen. K. Kaplan sind wir zu herzlichem Dank für die Erfassung und Beschreibung der Vegetation verpflichtet. Für kritische Durchsicht des Beitrags danken wir J. Melter und G. Niehaus.

Summary - Singing Barred Warbler *Sylvia nisoria* in the county of Grafschaft Bentheim

From 1-14 June 2003, a singing Barred Warbler *Sylvia nisoria* was observed in the county of Grafschaft Bentheim in the Southwest of Lower Saxony, Germany. This is an extremely western occurence for Germany, especially in spring. In this short review a description of the habitat is given. Besides, the observation is related to spring observations of Barred Warblers in Northrhine-Westphalia, the Netherlands, Belgium and Britain.

Literatur

BERG, A. B. VAN DEN & C. A. W. BOSMAN (2001), Zeldzame vogels van Nederland met vermelding van alle soorten. Avifauna van Nederland 1. Haarlem/Utrecht.

BIJLSMA, R. G., F. HUSTINGS & C. J. CAMPHUYSEN (2001): Algemene en schaarse vogels in Nederland. Avifauna van Nederland 2. Haarlem/Utrecht.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge.

BOENIGK, G. (1976): Zwei Bruten der Sperbergrasmücke (*Sylvia nisoria*) in Südwest-Niedersachsen (Bezirk Osnabrück). Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 8: 45-46.

CRAMP, S. (1992): Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic, Vol. VI. Oxford / New York.

DYMOND, J. N., P. A. FRASER & S. J. M. GANTLETT (1989): Rare birds in Britain and Ireland. Calton.

FRASER, P. A. & M. J. ROGERS (2004): Report on scarce birds in Britain in 2002. Part I: European Bee-eater to Little Bunting. British Birds 97: 647-664.

GERDES, K. (2000): Die Vogelwelt im Landkreis Leer. Leer.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. Bauer (1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 12 II (Sylviidae) Wiesbaden.

HAMMERSCHMIDT, R. (1971): Die Vogelwelt des Regierungsbezirks Osnabrück und der unmittelbaren Grenzgebiete. Bramsche.

HAUTH, E. (1999): Erster Brutnachweis der Sperbergrasmücke (*Sylvia nisoria*) in diesem Jahrhundert für Nordrhein-Westfalen. Charadrius 35: 33-37.

KLEIN, A. & K. SANDKÜHLER (2004): Verbreitung, Bestandsentwicklung und Habitatwahl der Sperbergrasmücke *Sylvia nisoria* in Niedersachsen. Übersicht der Bestandserfassungen von 1998 bis 2003. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 36: 53-68.

KNOLLE, P., E. MEYER, J.-H. MÜLSTEGEN & G. NIEHAUS (2005): Vögel in der Grafschaft Bentheim. Eine kommentierte Artenliste aller beobachteten Vogelarten. Nordhorn. Reihe „Das Bentheimer Land", Band 166.

LUDWIG, J., H. BELTING, A. J. HELBIG & H. A. BRUNS (1990): Die Vögel des Dümmer-Gebietes. Avifauna eines norddeutschen Flachsees und seiner Umgebung. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 21.

MILDENBERGER, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes. Band 2. Düsseldorf.

NEUSCHULZ, F. (1981): Brutbiologie einer Population der Sperbergrasmücke (*Sylvia nisoria*) in Norddeutschland. J. Orn. 122: 231-257.

NEUSCHULZ, F. (1988): Zur Synökie von Sperbergrasmücke *Sylvia nisoria* (BECHST., 1795) und Neuntöter *Lanius collurio* (L., 1758). Ergebnisse einer populationsbiologischen Studie. Lüchow-Dannenberger orn. Jber. 11: 1-234.

NORDRHEIN-WESTFÄLISCHE ORNITHOLOGENGESELLSCHAFT (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beiträge zur Avifauna Nordrhein-Westfalens, Bd. 37. Bonn.

PEITZMEIER, J. (1979): Avifauna von Westfalen. 2. Aufl. mit Anhang von B. GRIES, H. HÖTKER, G. KNOBLAUCH, J. PEITZMEIER, H. O. REHAGE & C. SUDFELDT. Abh. Landesmus. Naturk. Münster/Westf. 41: 1-576.

SÜDBECK, P. & D. WENDT (2002): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel, 6. Fassung, Stand 2002. Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 22: 243-278.

ZANG, H. (2005): Sperbergrasmücke – *Sylvia nisoria*. In: ZANG, H., H. HECKENROTH & P. SÜDBECK (2005): Die Vögel Niedersachsens, Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. B, H. 2.9.

Zum Krammetsvogelfang in Niedersachsen – eine Ergänzung

Christoph Siems-Wedhorn

SIEMS-WEDHORN, C. (2007): Zum Krammetsvogelfang in Niedersachsen – eine Ergänzung. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 39: 139–140.

Diese Arbeit dokumentiert den bislang kaum bekannten Drosselfang im heutigen Landkreis Lüchow-Dannenberg zwischen 1694 und 1840. Insgesamt wurden in dieser Zeit über 50.000 Drosseln gefangen.

Christoph Siems-Wedhorn, Sallahn 5, D-29482 Küsten, siems-wedhorn@web.de

ZANG 2005 berichtet ausführlich über den historischen Fang von Krammetsvögeln in Niedersachsen. Unter dem Begriff Krammetsvögel fasste man früher alle Drosselarten zusammen, wohingegen heute darunter nur Wacholderdrosseln verstanden werden (DUDEN 2006). Die Vögel wurden überwiegend massenhaft mit Netzen auf Vogelherden oder in „Dohnen“ genannten Schlingen gefangen.

Das von ZANG (2005) ausgewertete Material bezieht sich auf verschiedene Landesteile Niedersachsens. Daten aus dem Bereich des heutigen Landkreises Lüchow-Dannenberg befinden sich nicht darunter. An dieser Stelle soll daher ergänzend ein kurzer Überblick über den Fang von Drosseln im südöstlichen Teil des Hannoverschen Wendlandes in der Zeit von 1694 bis 1840 gegeben werden.

Die Daten entstammen dem Gräflich Bernstorff'schen Archiv in Gartow und wurden von JUNACK (1989) in seiner Dissertation zur historischen Waldwirtschaft in Gartow mit ausgewertet.

Der Fang erfolgte wohl mittels Schlingen durch angestellte Förster und Jäger des Hauses Gartow in einem Gebiet, das in etwa die Gartower Elbmarsch, den Gartower Forst und den Lemgow umfasst. Die Drosseln, nach JUNACK (1989) überwiegend Amseln, Sing- und Misteldrosseln, wurden in der Gartower Schlossküche „verbraucht“.

In den 145 Jahren des betrachteten Zeitraumes wurden mind. 52.434 Drosseln getötet (Abb. 1).

Die mittleren jährlichen Fangzahlen stiegen von weniger als 50 Ende des 17. bzw. Anfang des

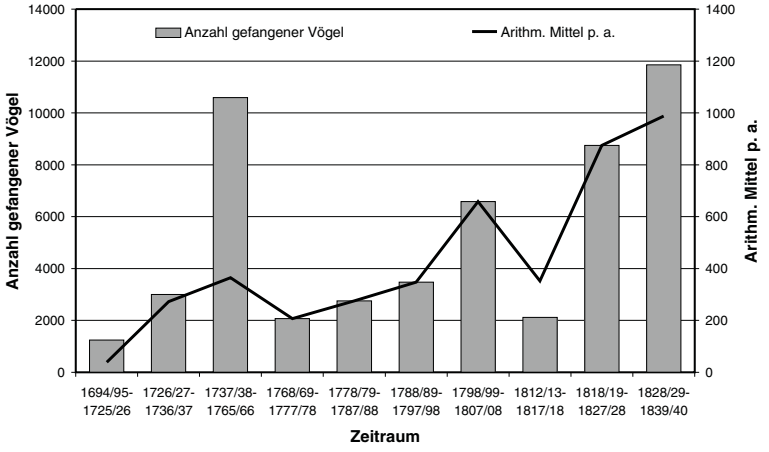


Abb. 1: Anzahl der von 1694–1840 im Raum Gartow, Lüchow-Dannenberg gefangenen Krammetsvögel (nach JUNACK 1989). Anzahl gefangener Vögel linke Ordinate, Arithmetisches Jahresmittel rechte Ordinate. - *Numbers of thrushes caught between 1694 and 1840 near Gartow, district of Lüchow-Dannenberg. Numbers of birds caught left ordinate, arithmetic annual mean right ordinate.*

18. Jahrhunderts bis zur ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts auf knapp 1.000 Fänge an. Zang (2005) nennt für das 19. Jahrhundert aus anderen Teilen Niedersachsens Mittelwerte von 53 bis 2.643 Tötungen pro Gebiet und Jahr.

Summary – Thrush catching in Lower Saxony – additional details

This paper documents the practice of thrush catching in the district of today Lüchow-Dannenberg between 1694 and 1840. Altogether more than 50,000 individuals were caught.

Literatur

DUDEN (2006): Die deutsche Rechtschreibung, 24. Auflage. Mannheim, Leipzig, Wien, Zürich.

JUNACK, H. (1989): Die Vorstufen einer Waldwirtschaft in Gartow von 1687 bis 1840. Göttingen.

ZANG, H. (2005): Krammetsvogelfang und Dohnenstiege. In: ZANG, H., H. HECKENROTH & P. SÜDBECK (2005): Die Vögel Niedersachsens , Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. B, H. 2.9.

Große Ansammlung von Schwarzmilanen (*Milvus migrans migrans*) auf einer Müllkippe in Sachsenhagen, Landkreis Schaumburg

Thomas Brandt

Schwarzmilane sind vor allem außerhalb der Brutzeit gesellige Vögel. Größere Ansammlungen werden meist an Schlafplätzen und auf Müllkippen beobachtet.

Am 27. Juli 2006 konnten im Umfeld des Entsorgungszentrums Sachsenhagen im Landkreis Schaumburg (52°24 N, 9°14 E), um 17:30 Uhr 43 Schwarzmilane gezählt werden. Alle genauer beobachteten Individuen waren Altvögel. Sie suchten die Müllkippe teilweise nach Nahrung ab oder saßen auf Zaunpfählen sowie auf einem Gittermast einer vorbeiführenden Stromleitung (Abb 1). Auf diesem saßen zeitgleich bis zu 33 Schwarzmilane. Außer den Schwarzmilanen waren auf der Müllkippe verschiedene Kleinvögel sowie drei Rotmilane (*Milvus milvus*), zwei Mäusebussarde (*Buteo buteo*), etwa 10 Kolkraben (*Corvus corax*), über 500 Saatkrähen (*Corvus frugilegus*) und Dohlen (*Coloeus monedula*) anwesend.

In den folgenden Tagen konnten weit weniger Schwarzmilane beobachtet werden. Am 28. Juli (vormittags) waren es 30, am 1. August drei (vormittags), am 4. August sieben (17:00 Uhr).

Die große Zahl der Schwarzmilane in Sachsenhagen überrascht vor dem Hintergrund, dass das Entsorgungszentrum Sachsenhagen an der nordwestlichen Arealgrenze der Art liegt (Brandt & Schäfer 2004). Nur wenige Kilometer nördlich des Gebietes brüteten 2006 acht Paare in der Steinhuder Meer Niederung und deren Randbereiche. Von denen waren am selben und am darauffolgenden Morgen zumindest noch zwei überprüfte Paare mit ihren Jungvögeln im Brutrevier anwesend (eigene Beobachtungen). Nur wenige Paare brüten noch weiter nördlich im Landkreis Nienburg, weitere in näherer westlicher und südlicher Umgebung der Müllkippe im Landkreis Schaumburg. Es ist aber kaum vorstellbar, dass die hohe Zahl der Vögel aus Paaren mit Brutausfall zustande kam. Zumindest ein großer Teil dürften (nicht geschlechtsreife?) Nichtbrüter gewesen sein. Eine Altersbestimmung der Vögel, die z. B. an der Augenfarbe möglich ist (Ortlieb 1998, Mebs & Schmidt 2005), konnte aufgrund der großen Entfernung zu den Milanen nicht durchgeführt werden.

Die Anwesenheit von 40 oder mehr Schwarzmilanen auf der Müllkippe Sachsenhagen mag kein Einzelfall sein. Auch am 28. Juli 2001 konnte ich dort 27 Schwarzmilane auf dem Gittermasten beobachten. In dem Jahr waren am 23. Juli und am 27. Juli etwa 25 Schwarzmilane anwesend. In den darauf folgenden Tagen nahm der Bestand ab. Schon am 30. Juli waren nur noch sieben, am 14. August noch zwei Individuen zu sehen.

Zu berücksichtigen ist, dass es sich um Gelegenheitsbeobachtungen handelte. Umfassende Aussagen zur Rastphänologie an der Müllkippe sind nicht möglich.

Die Geselligkeit von Schwarzmilanen wird von Walz (2005) ausführlich beschrieben. Aus Süddeutschland sind große Ansammlungen und Schlafgesellschaften mit teilweise mehreren hundert Individuen, meist in der Nähe von Müllkippen, bekannt geworden. In Norddeutschland sind nach Walz (2005) größere Ansammlungen weniger häufig. Ende Juli sollen die Ansammlungen nach dem Autor fast ausschließlich aus erwachsenen Vögeln bestehen, was durch die hier geschilderte Beobachtung bestätigt wird. Bis Ende der 1980 er Jahre waren Ansammlungen abseits der Brutgebiete in Niedersachsen noch sehr selten. Einen jahresphänologisch „kleines Maximum“ Ende Juli/Anfang August war aber auch zwischen 1950 und 1985 schon festzustellen (Zang 1989).

Weiterhin überrascht die Beobachtung der Vielzahl nahrungssuchender Vögel auf der Müllkippe, weil der Abfall gemäß der neuen TA Siedlungsabfall spätestens seit Juni 2005 (in

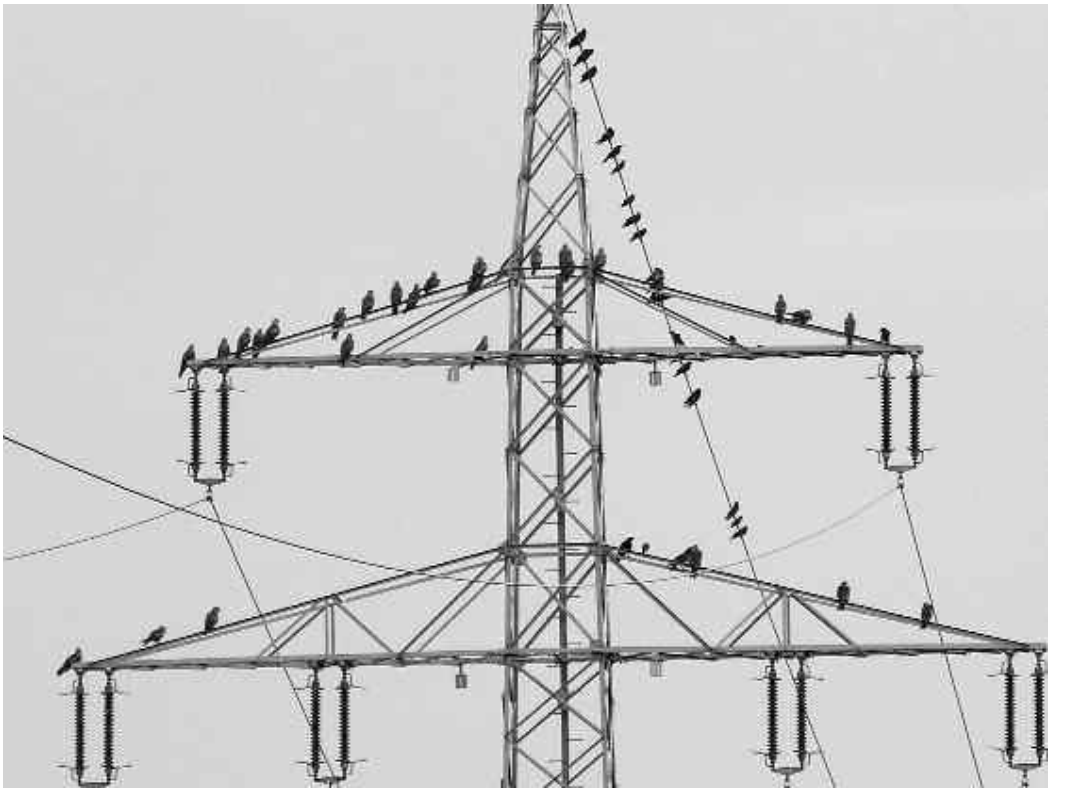


Abb. 1: Schwarzmilane ruhen auf einem Gittermasten am Entsorgungszentrum Schaumburg in Sachsenhagen. Auf dem Bild sind 29 Schwarzmilane (davon 23 auf der oberen Traverse), zwei Kolkraben (untere Traverse rechts) sowie Saatkrähen und Dohlen zu erkennen. Foto: T. Brandt

Sachsenhagen in Kalter Rotte) vorbehandelt wird. Unabgedeckter frisch angelieferter Hausmüll dürfte in größeren Mengen nicht auf der Müllkippe liegen und bestenfalls bei der Anlieferung für kurze Zeit den Vögeln als Nahrungsquelle zur Verfügung stehen. Dennoch zog die Müllkippe Ende Juli 2006 insgesamt hunderte nahrungssuchender Vögel an, an manchen Tagen auch über 20 Weißstörche (*Ciconia ciconia*).

Literatur

Brandt, T. & F. Schäfer (2004): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl des Schwarzmilans (*Milvus migrans migrans*) in Niedersachsen: Ergebnisse einer landesweiten Erfassung 2003. Vogelkdl. Ber. Niedersachs 36: 1-17.

Mebs, T. & D. Schmidt (2005): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Stuttgart.

Ortlieb, R. (1998): Der Schwarzmilan. Die neue Brehm Bücherei 100, Hohenwarsleben.

Walz, J. (2005): Rot- und Schwarzmilan – Flexible Jäger mit Hang zur Geselligkeit. Wiebelsheim.

Zang, H. (1989): Schwarzmilan – *Milvus migrans*. In : Zang, H., H. Heckenroth & F. Knolle: Die Vögel Niedersachsens – Greifvögel. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. B, H. 2.3.

T. B., Ökologische Schutzstation Steinhuder Meer (ÖSSM e.V.), Hagenburger Str. 16, 31547 Rehburg, brandt@oessm.org

Schriftenschau

BEAMAN, M. & S. MADGE (2007): **Handbuch der Vogelbestimmung. Europa und Westpaläarktis.** 2., korr. Aufl.. Übersetzung D. SINGER. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 869 S., ca. 8000 Farbzeichnungen, 641 Verbreitungskarten, geb. ISBN 978-3-8001-5494-4. 39,90 €.

Neun Jahre nach dem Erscheinen der Erstauflage ist nun eine 2., korrigierte Auflage dieses Handbuches erschienen. Die Änderungen gegenüber der ersten Auflage sind nicht leicht erkennbar; auf der Rückseite wird angegeben, dass die neue Systematik umgesetzt wurde. Dieses beschränkt sich jedoch offensichtlich auf zwei Übersichtstabellen am Ende des Buches. Wer die erste Auflage besitzt, findet hier nichts wirklich Neues.

Nach wie vor ist das Handbuch von Beaman und Madge das umfassendste Bestimmungswerk über die Vögel der Westpaläarktis. Es besticht durch die große Anzahl der Zeichnungen von namhaften, vornehmlich britischen und skandinavischen Vogelzeichnern (H. Burn, M. Elliott, A. Harris, P. Hayman, L. Tucker, D. Zetterström). Die breite Artenpalette ist denn auch ein gewichtiger Vorteil gegenüber den gerade in den letzten Jahren immer besser gewordenen Feldführern, die teilweise noch mehr Zeichnungen je Art abbilden und auch im Textteil gleichwertig, z. T. sogar besser sind. Die Vielzahl der Zeichner führt zwangsläufig auch nicht zu einem harmonischen Ganzen, sondern lässt die einzelnen Farbtafeln in Bezug auf Haltung, Farbgebung und Gefiederdetails eher unterschiedlich erscheinen.

Das Buch ist eine nützliche Ergänzung für den heimischen Bücherschrank, gerade wenn für Urlaubsreisen an den Rand der Westpaläarktis Vergleichsbeschreibungen und Abbildungen benötigt werden. Mitzunehmen ist es angesichts des über 2 kg Lebendgewicht wohl kaum.

Hervorzuheben und ein echter Pluspunkt ist der sehr günstige Preis, der die Überlegung vereinfacht, ob dieses Bestimmungswerk denn tatsächlich noch zusätzlich nötig ist.

Peter Südbeck

BERGMANN, H.-H., D. DOER & S. KLAUS (2007): **Der Falke-Taschenkalender für Vogelbeobachter 2008.** Aula-Verlag, Wiebelsheim. 288 S., zahlr. farb. Abb., kart. ISBN 978-3-89104-712-5. 4,95 €.

Er passt in jede Tasche, ist schön anzuschauen und nicht nur für interessierte Vogelbeobachter jedes Jahr wieder interessant.

Fachkundige Beiträge der Herausgeber und weiterer Autoren sowie ansprechende Bebilderung vermitteln Fachmann/-frau wie Nicht-Profi immer neue spannende Einblicke in die vielen Facetten von Vogelwelt und Ornithologie. Tipps für Exkursionsziele, hier Lahnaue und Wetterau, Vogelkalendarium, Begriffserklärungen, der „Vogel des Monats“ oder ein umfangreiches Adressenverzeichnis sind wie jedes Jahr gut aufbereitet. Sonderartikel behandeln u. a. die Instrumentalsprache der Vögel, Blasius Merrem als Ornithologe, „Inseldialekte der Singvögel auf den Kanarischen Inseln“ und die ihrer Beobachter. In „Über das Schnickern und das Schnärren – Die Sprache der Vogelkundler“ oder „Warum die Mehlschwalbe nicht weiblich sein darf“ wird auch der nicht ganz so ernste Teil unseres Hobbys berücksichtigt. In diesen und weiteren Artikeln erhält der Leser in kurzer knapper Form fundierte Informationen zu den vorgestellten Themen (so die „Vogelgrippe“ im internet).

Wichtig wie immer sind natürlich die kalendarischen Teile, ein Zugvogelkalender für den deutschen Raum sowie eine Auflistung der hier und in Mitteleuropa vorkommenden Arten mit einer Beobachtungsliste für eigene Aktivitäten.

Insgesamt ist auch dieser Kalender ein hilfreicher und freundlicher Begleiter durch das Vogelbeobachtungsjahr 2008.

Peter Bartz

BERGMANN, H.-H., H.-W. HELB & S. BAUMANN (2008): **Stimmen der Vögel Europas.** 474 Vogelportraits mit 914 Rufen und Gesängen auf 2.200 Sonagrammen. 1. Aufl. 2008. Aula-Verlag. Wiebelsheim. 672 S., 474 Farbfotos, geb. mit DVD. ISBN 978-3-89104-710-1. 39,95 €.

28 Jahren nach dem ersten Führer durch die Stimmen der Vögel liegt hier ein völlig neues Buch vor. Es ist weit mehr als eine Neubearbeitung oder neue Auflage, sondern vollständig neu erstellt, erweitert und umfasst somit tatsächlich auch wichtige Ergebnisse von 28 Jahren bioakustischer Forschung, neuer technischer Qualitäten und feldornithologischer Erkenntnisse. Um es vorweg zu nehmen, jeder, der an Vogelstimmen interessiert ist, der sich fachlich damit beschäftigt oder seine feldornithologische Arbeit ganz wesentlich auch an Gesängen und Rufen der Vögel ausrichtet, braucht dieses Buch als Standard und Referenz, zum Hören, Erleben und Üben.

Da es nicht jedermanns Sache ist, Sonagramme zu lesen, wird für diesen Buch-Schwerpunkt hier ein Lern-Kapitel in Schriftform sowie extra zum Mit-Hören auf der DVD mitgeliefert. So sind Stimme und Sonagramm leicht zuzuordnen und zu verstehen, ein ganz wichtiger Aspekt dieses Buches.

Die europäischen Vogelarten werden in neuer Systematik und annähernd vollständig bearbeitet. Je Art wird im Text eine kurze Beschreibung der Feldkennzeichen (mit Farbfoto) voran gestellt, danach folgen Informationen zu Verbreitung und Lebensraum, letzterer mit einer Vignette auch symbolisiert. Die akustischen Äußerungen der Vögel werden getrennt nach Gesang, Rufen und Instrumentallauten differenziert beschrieben, als Sonagramm abgebildet und auf der beiliegenden DVD präsentiert. Je nach Bedeutung, Verfügbarkeit der Aufnahmen und Variabilität der Signale werden jeweils mehrere Stimmen/Laute gezeigt. Dabei wird Wert darauf gelegt, dass die in Deutschland zu hörenden Rufe auch abgebildet werden, was aber nicht immer gelingen kann, da es noch immer kein wirklich vollständiges Aufnahmeinventar gibt oder wohl auch nie geben wird, angesichts der großen Flexibilität von Vogelstimmen. Diese zwang zur Auswahl bei vielen Arten, denn: Welche Gesangsform ist typisch für den Sumpfrohrsänger oder andere spottende Arten? Aber auch hier gibt das Buch eine sehr gute Orientierung, indem Beschreibung, Sonagramm und Tonaufnahme sich jeweils gut ergänzend eingesetzt werden.

Im einleitenden Text werden die Grundlagen der Bioakustik beschrieben und Erläuterungen zur Verwendung des Buches gegeben. Im Anhang folgt ein Art-Register sowie eine Dokumentation der Tonaufnahmen.

Die beiliegende DVD enthält neben einem Lern-Programm für Einsteiger auch für fast alle behandelten Arten Tonaufnahmen im MP3- und im WAV-Format. Dabei sind zwar nicht alle im Buch abgebildeten Gesänge/Rufe aufgenommen, aber durch die längere Aufnahme erhält der Hörer andere und noch mehr Informationen als nur Text und Sonagramm allein.

Das alles für einen wahrhaft günstigen Preis!

So ist ein Kompendium der Vogelstimmen Europas entstanden, das für die nächsten Jahre Maßstäbe auf diesem Feld gesetzt hat.

Peter Südbeck

Bezzel, E. (2007): **Vögel im Jahreslauf.** BLV-Verlag München. 128 S. 103 Farbphotos. Broschiert. ISBN 978-3-8354-0186-0. 10,95 €.

Den Vogelkundler und Vogelschützer freut es, wenn der Büchermarkt mit Erzeugnissen über das eigene Hobby immer vielfältiger wird. Manchmal mag man sich fragen, wer das alles lesen soll (oder mag). Aber in erster Linie zeigt es doch, dass Vogelthemen einen steigenden Marktwert haben, was auf größere Nachfrage, also mehr und neue Leser hinweist, mithin ein Erfolgsindikator für all diejenigen ist, die sich um eine breitere Verankerung von Vogelkunde und Vogelschutz in der Gesellschaft bemüht haben. Dass Bücher, die hierin ihren Ursprung haben, nicht für jeden „Fachmann“ etwas Neues bieten, liegt auf der Hand.

Das vorliegende Buch gibt Tipps und Hinweise zur Vogelbeobachtung im Laufe eines Vogeljahres – von März bis Februar für Interessierte, für Laien, für Jedermann. Garniert mit überwiegend hervorragenden Photos gibt E. Bezzel in locker geschriebener Form Wissenswertes zum jeweiligen Monat aus Sicht der Vögel wieder. Sortiert nach „Lebensräumen“ (ums Haus und im Garten, in Park und Wald, auf Wiese und Feld, am Wasser) werden Beobachtungshinweise, Tipps zum Vogelschutz, biologisch Interessantes dargebracht. So gelangen viele sinn- und wertvolle Botschaften an einen weiten Leserkreis – der ist dem Buch zu wünschen –, der sonst von vergleichbaren Medien nicht erreicht wird. Jeder Monat wird eingeleitet durch einen übergreifenden Text, die Besonderheiten und die Herausforderungen der Vögel in diesem Monat.

Insgesamt ist ein nettes Vogelbuch entstanden, das sich gut zum Verschenken eignet an Personen, die offen sind für Natur-Information, an junge Menschen und Kinder, die noch gepackt werden können von Biologie und Naturerlebnis und motiviert werden, hinaus zu gehen und das Beschriebene tatsächlich zu suchen, zu beobachten und sich davon faszinieren zu lassen. Das ist eine wichtige Basis für den Vogelschutz.

Peter Südbeck

Bollen, L. (2008): **Der Flug des *Archaeopteryx* – Auf der Suche nach dem Ursprung der Vögel.** Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim. 272 S., geb., 122 zumeist farb. Abb., darunter viele Zeichnungen des Autors und einige Farbfotos. ISBN 978-3-494-01421-0. 24,95 €.

Mittlerweile ist es 147 Jahre her, dass nahe des bayerischen Solnhofens das erste Skelett des „Urvogels“ *Archaeopteryx* entdeckt wurde. Wissenschaftler hatten damit – so weiß man heute – das „missing link“, das Bindeglied, zwischen den Reptilien und Vögeln in den Händen. Aus Mangel an anderen Fossilfunden blieben die Kenntnisse über die Vogelevolution jedoch noch lange Zeit beschränkt, bis Mitte der 1990er Jahre eine Fülle neuer Funde, vornehmlich aus China, die Diskussion um die Stammesentwicklung der Vögel wieder belebte.

Die Geschichte der Vögel und die des Fliegens sind nunmehr Gegenstand eines umfangreichen Buches von Ludger Bollen. Der Autor studierte an der Kunsthochschule in Bremen, arbeitete in der Grafik-Redaktion des SPIEGELS und beschäftige sich lange Zeit mit zoologischen und paläontologischen Themen. Er berichtet über die Evolution des Fluges, den deutschen Wundervogel *Archaeopteryx*, die

Dinosaurier als Vorfahren der Vögel, andere Flieger im Tierreich, die biometrischen Grundlagen des Fluges, den Bau und die Funktion von Federn und über die fossilen Funde der letzten Jahre. Jedes der neun Kapitel wird von einem sorgfältig ausgesuchten Zitat und einer liebevoll gezeichneten Vignette eingeführt. Der Text ist spannend, elegant geschrieben, bindet die Entdeckungen in die Geschichte ein und endet mit einem Appell zum Artenschutz. Besonders schön sind die Abbildungen des Autors. Das deutet das Titelbild bereits an. Ich kenne kaum ein Buch mit so lebhaft wirkenden Grafiken, die noch dazu in einem modernen Layout eingebunden sind.

Es ist ein gelungenes Buch, zweifellos, und da ist es auch ganz egal ob es nun „der" oder „die" Archaeopteryx heißt (vgl. BERGMANN [1987]: Die Biologie des Vogels). Der erste Fossilfund des *Archaeopteryx* wurde übrigens ein Jahr nach seiner Entdeckung von Darwins Gegenspielern – vier Jahre zuvor erschien Darwins Origin of Species – als Beweis gegen (!) die Evolutionstheorie nach London gebracht, wo er noch heute weilt.

Thomas Brandt

BUM-JOO, Y. (2007): **Vögel Koreas**. AULA-Verlag, Wiebelsheim. 378 S., zahlreiche Farbfotos, geb.. ISBN 978-3-89104-714-9. 39,95 €.

Das vorliegende Buch wurde in Südkorea im Jahr 2005 zum Sachbuch des Jahres im Bereich „Leben und Natur" gekürt. Nicht zuletzt deshalb wurde es wohl vom AULA-Verlag nun in deutscher Übersetzung herausgegeben. Der Autor ist ein hervorragender Naturfotograf und in diesem Buch ist ein Teil seiner Arbeit veröffentlicht. Im ersten Teil des Buches werden etwa 250 Vogelfotos – verteilt auf sieben Kapitel – z. T. doppelseitig abgebildet. Die Bilder sind von überwiegend hervorragender Qualität, der eher mittelmäßige Druck lässt den Genuss dieser Bilder jedoch nur bedingt zu. Die Texte bieten einen guten Überblick über die Lebensweise der Vögel, nach europäischem Standard sind sie jedoch wenig gehaltvoll. In einem weiteren Teil des Buches werden auf 34 Seiten die 204 „wichtigsten" Vogelarten Südkoreas mit Foto sowie einigen Angaben zu Status, Verbreitung, Lebensraum, Bestimmungsmerkmalen und Ökologie vorgestellt. Auch hier sind die meisten Fotos von sehr guter Qualität, es gibt jedoch auch einige Ausnahmen. In einem Schlusswort gibt der Autor noch einige Tipps zum Fotografieren. Ein wesentlicher Kritikpunkt ist hier die Darstellung der Nestfotografie: Das Foto von der Kamera am Nest des Flussregenpfeifers auf Seite 349 wird wohl kaum die Herzen eines Naturschützers hoch schlagen lassen, ebenso wenig wie die Bilderserie am Nest der weltweit stark bedrohten Saundersmöwe! Der Sinn des 15-seitigen Fototagebuches ist mir nicht ersichtlich, schade ist auch, dass die Liste der Beobachtungsgebiete Südkoreas kaum Informationen über die Gebiete enthält.

Insgesamt ist hier ein ansehnlicher Bildband über die Vogelwelt Südkoreas entstanden. Das Buch ist jedoch weder als Bestimmungsbuch noch als Gebietsführer geeignet. Auch aufgrund des Buchformats gehört das Buch nicht ins Reisegepäck, sondern kann nur zu Hause Lust auf eine Reise in diese von Vogelbeobachtern immer öfter aufgesuchte Region machen.

Jochen Dierschke

BURGER, J. (2007): **Wissen neu erleben.** Vögel. BLV-Verlag München. 304 S., 600 Farbfotos. Fest gebunden mit Schutzumschlag. ISBN 978-3-8354-0104-4. 24,90 €.

Die Vielfalt der Vögel, ihre wunderbaren Anpassungen an Luft, Land und Meer, die Fülle einzigartiger Leistungen faszinieren uns Menschen, sprechen uns an, lassen uns staunen.

Das vorliegende Buch breitet diese Vielfalt in einem weiten Bogen aus und lässt die Leser an dieser Vogel-Welt teilnehmen. Es gliedert sich in sechs Hauptkapitel, die jeweils weiter unterteilt sind: Die Welt der Vögel, in der vor allem die anatomisch-morphologischen Besonderheiten der Vögel dargestellt werden, Lebensweise und Verhalten, in dem es um Brutbiologie, Nahrungssuche und Ethologie geht. Das dritte Hauptkapitel stellt die Vogelarten auf Ordnungsebene vor, das vierte betrachtet die Verbreitung der Vögel vor allem anhand der Großlebensräume und ihrer Vogelwelt. Die beiden abschließenden Kapitel beschreiben die besonderen Anpassungen der Vögel z. B. an das Nachtleben, besondere Ernährungsgewohnheiten oder den Vogelzug sowie die Gefährdungen durch den Menschen, der Vogelschutz kommt allerdings zu kurz.

Jedes Kapitel illustriert und beschreibt mit einem knappen Text und einer Reihe von gut ausgewählten und erläuterten Bildern, zumeist Fotos manchmal Zeichnungen, des jeweilige Thema.

Die Fotoauswahl ist daher von besonderer Bedeutung und durchweg gut bis hervorragend gelungen, und die Bilder sind es natürlich, die dem Leser „Geschmack" an den Vögeln vermitteln können. Somit zeigt das Buch auch dem gut Vorgebildeten die Fülle an Leistungen, Eigenschaften und Anpassungen der Vögel eindrucksvoll auf. Auch wenn dort keine fachlichen Neuheiten verbreitet werden, ist die Gesamtheit der Darstellung beeindruckend schön. Gerade aber Einsteigern kann dadurch die Faszination, die von Vögeln ausgehen kann, eingehend vermittelt werden und zur weiteren Beschäftigung mit Ornithologie und Avifaunistik motivieren.

Die Beispiele sind durchweg aus weltweiter Perspektive gewählt, dadurch wird es auch zu einem weltweit

einsetzbaren Buch ohne deutliche regionale Schwerpunkte.

Das Buch erschien erstmals 2006 in den USA und wurde von einer profunden Kennerin der Ornithologie verfasst. Joanna Burger ist Ornithologie-Professorin und vielen durch ihre Studien an Seeschwalben bekannt. Die deutsche Übersetzung durch E. Bezzel garantiert fachliche Kompetenz. Insgesamt ist ein Buch entstanden, bei dem es immer wieder Spaß macht zu blättern, sich faszinieren zu lassen von der Welt der Vögel. Gelingt das – davon kann man überzeugt sein – ist es den (geringen) Preis schon wert.

Peter Südbeck

Deutscher Rat für Vogelschutz (DRV) & Naturschutzbund Deutschland (NABU; Hrsg., 2006): **Berichte zum Vogelschutz Heft 43.** Schriftleitung: U. Mammen. 158 S., broschiert. ISSN 0944-5730. Bezug: Landesbund für Vogelschutz (LBV), Artenschutz-Referat, Eisvogelweg 1, 91161 Hilpoltstein. E-Mail: bzv@lbv.de. 15,– €.

Erneut haben der Deutsche Rat für Vogelschutz und der Naturschutzbund Deutschland einen beeindruckenden Bericht über aktuelle Themen des Vogelschutzes in Deutschland vorgelegt.

Inhaltlich wird wieder ein sehr weiter Bogen gespannt: Neben den stets wiederkehrenden Rubriken, wie dem Bericht des DRV-Präsidenten, einer Übersicht aus dem weltweiten Vogelschutzgeschehen aus World Birdwatch und vielen Informationen aus Rechtsverfahren, Tagungen und von den Mitgliedsorganisationen, werden durchweg hoch interessante Beiträge zu den Bereichen Monitoring in Important Bird Areas (H. Hötker), Auswirkungen von Windkraftanlagen auf Feldlerchenbestände (keine bzw. kaum feststellbar!; O. Elle) oder zum Geiersterben in Indien mit wichtigen Aspekten zur Ursachenanalyse, Schutzmaßnahmen und Konsequenzen (N. Schäffer) geliefert.

Ein zentraler Beitrag widmet sich der Bedeutung der Ostsee vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns für Küstenvögel (J. Bellebaum und Mitarb.). Hierin werden nicht nur aktuelle Verbreitungskarten und Rastbestandszahlen der wichtigsten Ostseevögel publiziert, die aus niedersächsischer Perspektive fast unwirklich erscheinen (bis 10.000 Mittelsäger oder bis zu 200.000 Eisenten), sondern auch Schutzgebiets- und Maßnahmenvorschläge unterbreitet. Die wichtige Arbeit schließt sich somit nahtlos an entsprechende Auswertungen für die Nordseebereiche in vorherigen Heften an.

Zunehmend wichtig wird die rechtliche Würdigung des Vogelschutzes in der Naturschutzpraxis bzw. in Eingriffsverfahren: J. Trautner und Mitarbeiter geben dazu eine wichtige Übersicht über die Europäischen Vogelarten im Planungs- und Zulassungsrecht und E. Ditscherlein bewertet die Mängel in den bestehenden deutschen Kormoranverordnungen und benennt gravierende Mängel auch der niedersächsischen Verordnung.

Von erheblicher Vogelschutzrelevanz ist auch der Beitrag von H.-W. Ley über „Vogelschutz-Glasflächen“, die vielleicht eines Tages das gravierende Problem des Vogelanfluges an Glasflächen minimieren könnten sowie die Arbeit von P. Petermann, der überzeugend darauf hinweist, wie wenig „Nachweis“ es dazu gibt, dass der Vogelzug ursächlich mit dem Auftreten der Vogelgrippe in Mitteleuropa zu tun hat.

So ist wieder ein Bericht zum Vogelschutz entstanden, der unverzichtbares Rüstzeug für den Vogelschutz-Interessierten, die Praktiker und Behördenmitarbeiter in Deutschland liefert. Der „Bericht zum Vogelschutz“ zeigt damit einmal mehr, dass dies der wichtigste Band über vogelschutzrelevante Themen innerhalb der deutschen Zeitschriftenszene ist.

Peter Südbeck

Flade, M., H. Plachter, R. Schmidt & A. Werner (Ed., 2006): **Nature Conservation in Agricultural Ecosystems.** Results of the Schorfheide-Chorin Research Project. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim. 720 Seiten, 188 Grafiken, 83 Farbfotos, zahlreiche Tabellen, geb. ISBN 3-494-01306-3. 59,80 €.

Dieses Buch ist die wissenschaftliche Abschlusspublikation eines durch das (damalige) Landesamt für Großschutzgebiete in Brandenburg (heute Landesumweltamt) durchgeführten und vom Bundesforschungsministerium und der Deutschen Bundesstiftung Umwelt zwischen 1993 und 1998 geförderten Projektes zum Naturschutz in Agrarlandschaften. Es folgt damit einer deutschsprachigen Buchpublikation aus dem Projekt heraus und ergänzt diese, die 2003 in demselben Verlag unter dem Titel „Naturschutz in der Agrarlandschaft“, ebenfalls unter der Federführung von M. Flade, herausgegeben wurde.

Angesichts der aktuellen Veränderungen in der Agrarlandschaft mit heute kaum darstellbaren Konsequenzen für die Vogelwelt in diesem Großlebensraum ist das Thema hochaktuell und ebenso zukunftsweisend.

Im Unterschied zum deutschsprachigen Buch sind naturgemäß hier die eher wissenschaftlichen Erarbeitungen Schwerpunkt setzend und reichen dort erheblich über die vorherige Publikation hinaus. Dies gilt vor allem für Kapitel über die Landschaftsanalyse, Bewertungssysteme für Naturschutzqualitäten in der Agrarlandschaft, Implementierung von Naturschutzleistungen in der Agrarwirtschaft oder über Modelle zur gemeinsamen Entwicklung von Naturschutzstandards in der Landwirtschaft mit den Bewirtschaftern zusammen.

Das Projekt hat viele umsetzbare Methoden und Verfahren erarbeitet, die geeignet sind, den anhaltenden Verlust von Biodiversität in unserer Agrarlandschaft zu verringern. Für Land-Manager, sei es auf dem Gebiet der Landwirtschaft oder des Naturschutzes, sollte die Lektüre des Buches zur Pflicht werden, zeigt sie doch eine Fülle von Beispielen für konkretes Handeln samt theoretischem und konzeptionellem Hintergrund.

Vögel spielen in diesem Buch nicht die Hauptrolle, sie sind aber als Zielarten für die Bewertung von landwirtschaftlichen Einflüssen wichtig und dann gut untersucht. Für Grauammer, Rebhuhn, Wachtel, Feldlerche, Schleiereule und Kranich sind diese Studien dargestellt, in vielen Fällen jedoch bereits in der deutschen Ausgabe beschrieben und somit nicht immer neu, aber allein die Daten zur Habitatwahl von Hand aufgezogener Rebhuhn-Küken oder zur Telemetrie der Wachtel geben spannende Details zur Raum- und Habitatnutzung dieser für den Agrarraum wichtigen Arten.

Und was passiert nach dem Buch? Angesichts des steigenden Nutzungsdrucks auf landwirtschaftliche Flächen (Energiepflanzen, Wiederaufnahme der Nutzung auf ehemaligen Brachflächen etc.) sowie einer zögerlichen Umsetzung im Projektgebiet selbst (wie die Herausgeber resümieren) befallen einen Zweifel. Doch trotzdem: Wir brauchen im Natur- und Vogelschutz Konzepte wie diese, um unser Anliegen gut begründet und nahvollziehbar zu positionieren. Das ist Grundlage für Erfolg und somit zeitlos. M. Flade begründet in einem Editorial, warum das Buch so spät erschienen ist: Er dokumentiert damit, was vielen bekannt ist, denn wechselnde Prioritäten im Behördenalltag und Finanzknappheit öffentlicher Haushalte führen dazu, dass Durchführung und Umsetzung solcher Projekte oft zögerlich erfolgen. Gerade deshalb ist es so gut, dass die Ergebnisse dieses Leuchtturmprojektes zum Naturschutz in der Agrarlandschaft nun vollständig erschienen sind und jedem nur empfohlen werden können.

Peter Südbeck

Lohmann, M. (2007): **Das 1x1 der Vogelfütterung.** Futter und Futterstellen für das ganze Jahr. Die wichtigsten Vogelarten. BLV-Verlag. München. 96 S., 90 Farbphotos, 10 farbige Zeichnungen, broschiert. ISBN 978-3-8354-0221-8. 9,95 €.

Das 1x1 lernt man in der Grundschule. Mit der Beurteilung der Vogelfütterung scheint es nicht so zu sein, denn kurz nacheinander erschienen eine Reihe neuer Bücher zum Thema mit sehr unterschiedlichem Inhalt und kontroverser Beurteilung der Materie. Das 2006 veröffentlichte Buch von Berthold und Mohr aus dem Kosmos-Verlag war darunter sicherlich eines, welches am meisten polarisiert hatte und folglich eine intensive und emotionsgeladene Diskussion zur Frage der Fütterung von Vögeln während des ganzen Jahres zur Folge hatte. Zudem war es in jenem Buch vor allem auch der Duktus der Argumentation, der von vielen als überheblich und arrogant empfunden wurde, der die fachliche Gegenseite mobilisierte und vehemente Reaktionen provozierte. Eine kontroverse Fachdiskussion sollte anders geführt sein!

Das vorliegende Buch kommt ohne den erhobenen Zeigefinger daher, was es sympathischer macht. Es kommt zu einem ähnlichen Ergebnis wie Berthold und Mohr, dieses wird aber mit viel weniger Vehemenz und Forderung vorgetragen. Vogelfütterung wird vielmehr als eine – unschädliche – Möglichkeit, einzelnen Vögeln im ganzen Jahreslauf etwas Gutes zu tun und gleichzeitig sich selbst immer schöne Beobachtungen und Erlebnisse zu sichern, dargestellt. Das ist legitim, es hätte dem Buch gut getan, wenn der Autor diese „unaufgeregte" Betrachtung auch bei der Beurteilung der – in dieser Frage kritischen – Position des Naturschutzbundes Deutschland e. V. (s. Naturschutz heute Heft 2/2007) aufrecht erhalten hätte. Insofern wird das Buch auch durch die vorherige, öffentlich geführte Diskussion geprägt.

Insgesamt wird somit ein Büchlein vorgelegt, welches dem Interessierten viele gute Tipps und nützliche Ratschläge für eine vernünftige Vogelfütterung (Futterhäuser, Futtersorten, Krankheiten etc.) gibt. Zusätzlich werden die Vogelhausbesucher vorgestellt, wobei Zugvögeln kaum Platz geschenkt wird – was das Thema ganzjähriger Fütterung relativiert.

Der eindeutige Schwerpunkt bei Vogelfütterungen sollte nach Lohmann bei der Winterfütterung in Notzeiten liegen. Diese wird von allen akzeptiert und baut überdies emotionale Bindungen zwischen Vogel und Mensch als Grundlage für einen verantwortungsvollen Umgang mit Natur und Umwelt auf. Hervorgehoben wird die Eigenverantwortlichkeit des Menschen beim Füttern und ein Primat des Lebensraumschutzes, der im eigenen Garten und vor der eigenen Haustür anfängt.

Dieses Buch bringt die Diskussion um die Vogelfütterung dorthin, wo sie hingehört: als Randthema des Vogelschutzes mit geringen Auswirkungen auf das Wohlergehen der wirklich gefährdeten Arten in Deutschland, aber mit wichtigen Bezügen zum Umgang des Menschen mit den Vögeln.

Peter Südbeck

Meier-Peithmann, W. (Hrsg.; 2007): **Lüchow-Dannenberger Ornithologische Jahresberichte Band 17.** 96 S., zahlr. s/w-Abb, 4 Farbfotos und 4 Verbreitungskarten. Bezug: Avifaunistische Arbeitsgemeinschaft Lüchow-Dannenberg, c/o C. Siems-Wedhorn, Sallahn Nr. 5, D-29439 Küsten. ISBN 978-3-926322-45-6. 14,80 €.

Mit insgesamt 19 Beiträgen im neuen Jahresbericht, von denen 16 ornithologisch ausgerichtet sind, hält der Leser nun im Unterschied zum voluminösen Vorgänger-Doppelband eine breite Mischung verschiedener Fachartikel in den Händen.

Die wichtigsten Arbeiten sind auch in diesem Band die gerade aus überregionaler Sichtweise bedeutenden Übersichten zum Vorkommen von Heidelerche, Nachtigall und Kiebitz im Landkreis Lüchow-Dannenberg (H.-J. Kelm, W. Plinz, S. Spalik). Diese Arbeiten schließen nahtlos an vorherige Art-Übersichten in dieser vogelkundlich bemerkenswert vielfältigen Region Niedersachsens an.

So wurden mit 1.400–1.600 bzw. 1.700 Revieren von Nachtigall bzw. Heidelerche alleine etwa 25 % der niedersächsischen Bestände ermittelt, beide Arten sind im Unterschied zu anderen Gegenden in Niedersachsen noch fast überall regelmäßige „Begleiter", auch in der Kulturlandschaft.

Beim Kiebitz hingegen sieht die Bilanz ernüchternd aus: gegenüber dem Ende der 1960er Jahre sind hier etwa 90 % des Bestandes verloren gegangen! Im gesamten Kreisgebiet wurden 2002/2003 nur noch 130–170 Brutpaare kartiert.

P. Bernardy untersucht die Habitatnutzung der Wiesenschafstelze im Biosphärenreservat „Niedersächsische Elbtalaue" und hat damit wahrscheinlich eine der ersten Arbeiten zu dieser „neuen Art" publiziert.

Viele Kurzmitteilungen runden diesen gehaltvollen Band ab.

Angesichts der Fülle des Materials haben sich die Herausgeber entschieden, den Beobachtungsbericht im nächsten Band separat zu veröffentlichen.

Peter Südbeck

Möckel, R. & T. Wiesner (2007): **Zur Wirkung von Windkraftanlagen auf Brut- und Gastvögel in der Niederlausitz (Land Brandenburg).** Otis 15, Sonderheft 2007. Bezug: W. Mädlow, Konrad-Wolf-Allee 53, D-14480 Potsdam. WMaedlow@t-online.de. ISSN 1611-9932. 10,- €.

Dieser Sonderband stellt Untersuchungsergebnisse aus insgesamt 11 Windparks (auf 2.643 ha) in der Niederlausitz, Brandenburg vor. In vier Gebieten waren dabei Vorher-Nachher-Vergleiche zur Brutvogelbesiedlung möglich. Die Untersuchungen betrafen halbquantitative Brutvogelgemeinschaften und Revierverteilung ausgewählter Arten, die gezielte Suche nach Kollisionsopfern sowie die Nutzung der Windparkflächen durch Durchzügler und Wintergäste einschließlich der Raumbezüge zu Schläfplätzen.

Wie bereits in anderen Untersuchungen bestätigt sich auch hier, dass Windparke weniger direkt auf die Bestände und Verteilung von Brutvogelarten wirken, sondern gerade Kollisionen gefährdend wirken können, da Jung- und Altvögel betroffen sind und auch gefährdete Großvögel zu den Opfern zählen (Rotmilan, Seeadler u. a.).

Für Gastvögel bestätigt sich die langfristige Meidung der Windparkflächen v. a. für Gänse oder Kraniche mit Abständen bis über 1.000 Meter, mit allen negativen Folgewirkungen bis hin zu Konzentrationswirkungen auf anderen landwirtschaftlichen Flächen, was zu einer Verschärfung der Fraßschadensproblematik führen kann.

Die Schlussfolgerungen beziehen sich auf die Standortwahl, artspezifische Abstandskriterien, mögliche Ausgleichsmaßnahmen sowie Anforderungen an laufende Planungen und Untersuchungen an ein „Repowering" von Windkraftanlagen.

Insgesamt eine wichtige und solide Darstellung zu diesem nach wie vor wichtigen und aktuellen Naturschutz- und Vogelschutzthema in Deutschland.

Peter Südbeck

Moning, C.. & F. Weiss (2006): **Vögel beobachten in Norddeutschland.** Kosmos Verlag. Stuttgart, 288 S., 220 Farbfotos und Karten. ISBN 3-440-10779-5. 19,95 €.

Vogelbeobachtung kann und soll Freude bereiten; dies ist vor allem an „spannenden" Orten möglich. In diesem Buch werden nach Aussage des Untertitels die besten ornithologischen Beobachtungsgebiete zwischen Sylt und Niederrhein vorgestellt. Behandelt werden insgesamt 24 Gebiete aus Schleswig-Holstein, zwei aus Hamburg, 20 aus Niedersachsen und zehn aus Nordrhein-Westfalen. Die einzelnen Gebiete werden nach einem festen Muster beschrieben: Interessante Arten (charakteristische Brut- und Rastvogelarten aus allen Jahreszeiten werden aufgelistet), Anfahrt (ÖPNV, Autoanfahrt, Karten), Allgemeine Hinweise (incl. Beobachtungshinweise mit Routenvorschlägen) und weitere Informationen (Öffnungszeiten bei Naturschutzzentren, Gebietsbetreuer, Literaturhinweise). Angehängt wird eine Liste der Vögel Norddeutschlands, in der u. a. auch grobe Beobachtungswahrscheinlichkeiten für die Vogelarten und bezogen jeweils auf die Bundesländer angegeben werden, natürlich „ohne Gewähr".

Das Buch richtet sich vor allem an den gerne reisenden Ornithologen und Vogelbeobachter. In der Regel werden die „interessanten Arten" lediglich aufgelistet, konkrete Bestandsangaben werden nur in wenigen Einzelfällen angegeben. Dazu wird für alle Gebiete aber auf die wesentlichen Quellen der Fachliteratur verwiesen, so dass sich der tiefer interessierte Beobachter näher informieren kann. Die Auswahl der Gebiete ist subjektiv, wobei in Niedersachsen natürlich die Küsten- und Feuchtgebiete dominieren; aus

dieser Reihe tritt eigentlich nur die Lüneburger Heide heraus.

Das Buch appelliert einleitend an eine Beobachtungsethik und erinnert auch in den konkreten Beobachtungshinweisen an die Einhaltung von gebietsspezifischen Regelungen, was den örtlichen Gebietsbetreuern vielleicht ein wenig Arbeit abnimmt. Das reich bebilderte Buch liefert aktuelle und gute Beobachtungstipps und dokumentiert gleichzeitig die Vielfalt der norddeutschen Vogelwelt. Da es zudem auch die Begeisterung für die Vogelwelt und Einsicht in den Vogelschutz fördert, ist es Vogelbeobachtern zu empfehlen.

Johannes Melter

Avifaunistische Arbeitsgemeinschaft Soltau-Fallingbostel (Hrsg., 2007): **Naturkundliche Beiträge aus Soltau-Fallingbostel,** Heft 13/14, Bezug: F.-U. Schmidt, Carl-Peters-Str. 42, D-29614 Soltau-Fallingbostel. 148 S. ISSN 0946-7858. 7,– €.

Hochaktuell wird ein neuer Band der avifaunistisch-naturkundlichen Schriftenreihe aus Soltau-Fallingbostel vorgelegt. Zentraler Beitrag ist der avifaunistische Jahresbericht für 2005/2006 von T. Hellberg und F.-U. Schmidt.

R. Grimm legt Ergebnisse einer Wiederholungskartierung der Brutvorkommen der Elster in der Stadt Soltau vor mit spannenden Vergleichen zwischen 1995/96 und 2006. Die Elster hat seither nicht weiter zugenommen, sich aber innerhalb der Stadt neu verteilt. Im selben Zeitraum nahm der Bestand der Rabenkrähe auf das Dreifache zu. Die weitere Koexistenz der Krähenvögel ist – nicht nur in Soltau – eine wichtige Frage für Avifaunisten in den Städten Niedersachsens.

C. Broocks, U. Röhrs und F.-U. Schmidt legen eine interessante Vorher-Nachher-Studie zu den Auswirkungen der Errichtung eines Windparks auf dem Hahnenberg bei Lünzen, Stadt Schneverdingen, vor. Sie dokumentieren dabei weniger deutliche Bestandsrückgänge, jedoch sehr klare Verlagerungen der Brutbestände von Wachtel, Großem Brachvogel und Kiebitz. Kiebitzreviere waren zumeist mehr als 500 m von den Anlagen entfernt, alte Besiedlungsschwerpunkte aus der Zeit vor der Errichtung der Anlagen waren nachher verwaist.

Weitere Beiträge des interessanten Heftes behandeln u. a. das Vorkommen der Heidelerche im Landkreis Soltau-Fallingbostel, den Einflug des Seidenschwanzes 2004/2005, aber auch einen Beitrag über den Luchs sowie entomologische und naturschutzfachliche Arbeiten.

Peter Südbeck

Arbeitskreis Göttinger Ornithologen (AGO, Hrsg. 2007): **Naturkundliche Berichte zur Fauna und Flora in Süd-Niedersachsen**. Band 12. 123 S., farbig, 14 Tab., 4 Karten, 47 Fotos, 2 Abb. Bezug: Planungsbüro Prof. U. Heitkamp, Bergstr. 17, D-37130 Gleichen-Diemarden. 12,– €.

Auch dieses Mal nimmt der sehr umfangreiche (54 S.) avifaunistische Jahresbericht (2006) für den Raum Göttingen und Northeim den Hauptteil des vorliegenden Heftes ein (H.-H. Dörrie). Zu den bemerkenswerten Beobachtungen zählen die Nachweise von u. a. Nacht- und Seidenreiher, Mornellregenpfeifer, Falkenraubmöwe, Brandsee- und Zwergseeschwalbe, Bienenfresser und Rötelschwalben.

Es folgt eine ausführliche „Kommentierte Artenliste (exkl. Vögel)“ vom Denkershäuser Teich nördlich von Northeim. Beschrieben werden die Wirbeltierklassen Fische, Amphibien, Reptilien und Säuger (U. Heitkamp).

Aus gegebenem Anlass (Abbauvorhaben) stellt U. Heitkamp die Flora und Fauna sowie den naturschutzfachlichen Wert einer Gipskarst-Doline des Ravensberges nordwestlich von Einbeck vor.

Der Band 12 schließt mit einer kritischen Würdigung einer Arbeit von Oelke et al. (2007, Beitr. Naturkde. Niedersachs.) über eine Siedlungsdichte-Untersuchung im Leinetal aus dem Jahr 2007 ab (G. Brunken).

Frank-Ulrich Schmidt

Naturschutzbund Deutschland, Bezirksgruppe Oldenburger Land (Hrsg., 2007): **Jahresberichte der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft Oldenburg (OAO) Band 19.** 293 S., zahlr. Abb. und (Farb-) Fotos. Schriftleitung: V. Moritz & T. Krüger. Bezug: Naturschutzbund Deutschland – Bezirksgruppe Oldenburger Land e. V., Schloßwall 15, D-26122 Oldenburg. ISSN: 0948-0846. 15,– €.

Zwei Jahre nach dem letzten Band erschien pünktlich zur Jahresversammlung der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung (NOV) in Oldenburg im September 2007 erneut ein voluminöser und überaus gehaltvoller OAO-Jahresbericht, mittlerweile zum 19. Mal.

Neben dem zentralen Beobachtungsbericht, der mit seinen fast 150 (!) S. einmal mehr die intensive Beobachtungs- und Analysetätigkeit der OAO belegt, ist hier auch eine Aktualisierung der Artenliste der Vögel des Oldenburger Landes enthalten (T. Krüger), die eine kompakte Übersicht über alle je festgestellten Arten, ihres Status, Bestandsgröße und -trend beinhaltet. Im Vergleich zur Vorgängerliste aus dem Jahr 1994 wird die Intensität der Bestands- und Verbreitungsdynamik heimischer Vögel klar erkennbar.

V. Moritz legt eine umfassende Dokumentation der Gastvögel des Zwischenahner Meeres vor, die erste avifaunistische Bearbeitung dieses wichtigen Sees im Nordwesten Niedersachsen überhaupt.

Weitere Arbeiten befassen sich mit den Brutvogelbeständen des Dammer Bergsees, Landkreis Vechta (T. Laumann) und der Avifauna des Hohenbökener Moores, Landkreis Oldenburg (H. Meinecke). W. Menke berichtet über Beobachtungen zum Totfund-Monitoring im Landkreis Friesland, welches im Zusammenhang mit der „Vogelgrippe“ durchgeführt wurde. Der Autor deckt dabei Fälle eklatanter Fehlbestimmungen und Falschbezeichnungen auf, wobei Rez. sich fragt, wie auf dieser Grundlage solide fachliche Entscheidungen zum Umgang mit kranken Vögeln getroffen werden können.

G. Reichert stellt die Verteilung rastender Gänse im nördlichen Oldenburger Land vor und dokumentiert dadurch die „Wieder-Besiedlung“ dieses Raumes durch große winterliche Gänsetrupps.

Kurzmitteilungen, Rezensionen, Kontaktadressen vervollständigen diesen wichtigen Band, der für die Beurteilung avifaunistischer Vorgänge in Niedersachsen unverzichtbar ist und somit in seiner Bedeutung weit über das Bearbeitungsgebiet hinaus reicht.

Peter Südbeck

NLWKN (Hrsg.; 2007): **20 Jahre Ackerwildkrautschutz in Niedersachsen.** Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 2/2007 (S. 77-128). Bezug: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) – Naturschutzinformation. Göttinger Postfach 91 07 13, 30427 Hannover, www.nlwkn.de, 2,50 €.

Niedersachsen fördert seit 1987 den Erhalt seltener und gefährdeter Ackerwildkrautarten und –gesellschaften in verschiedenen Naturschutzprogrammen. Im vorliegenden inhaltsreichen Heft wird über die Entstehung der Programme, über Ergebnisse aus 20 Jahren Förderung sowie über Erfahrungen bei der Anwendung der Programme berichtet. Die Bedeutung von Wildäckern für den Ackerwildkrautschutz wird beleuchtet. Beiträge über den Schutz gefährdeter Ackerwildkräuter im Spannungsfeld zwischen Nutzungsaufgabe und –intensivierung runden das Heft ab. Für den am Vogelschutz Interessierten wird ein Schutzprojekt zum Rebhuhn im Landkreis Göttingen vorgestellt.

Insgesamt ein guter Überblick über die Schutzbemühungen für Ackerwildkräuter in Niedersachsen und darüber hinaus. Dazu ein kleiner Lichtblick für solche Vogelarten, die von Samen und Insekten auf und an Ackerflächen überleben müssen.

Peter Südbeck

Rettig, K. (2007): **Brutvogelatlas Stadt Emden**. Herausgeber: Stadt Emden, Fachdienst Umwelt. 285 S., geb., zahlr. farbige Abb. und Karten, Bezug: Stadt Emden, Fachdienst Umwelt, Ringstraße 38b, D-26721 Emden, Tel.: 04921-871416. 19,95 €.

Für die Avifaunisten in Niedersachsen sind die „Beiträge zur Fauna und Flora Ostfrieslands“, die mittlerweile fast 300mal herausgebracht wurden, eine Datenquelle der besonderen Art. In großer Regelmäßigkeit werden ornithologische Beobachtungsdaten, grobe Vergleiche von Brutbestandszahlen, floristische Notizen, Daten zur Insektenwelt und Beiträge über „heiße“ Naturschutzthemen (z. B. Rebhuhnbejagung) frei Haus geliefert. Für Emden und Umgebung ist diese Quelle unverzichtbar zur Einschätzung der Ornis, das Heraussuchen der jeweils relevanten oder interessierenden Informationen ist aber nicht immer einfach. Klaus Rettig hat diese „Beiträge“ im Selbstverlag geschrieben, erstellt und herausgegeben – über 30 Jahre lang!

Mit dem vorliegenden Brutvogelatlas Emden hat Rettig einen ganz neuen Weg beschritten und ein Buch vorgelegt, welches zunächst durch gelungenes Aussehen, eine durchgängige farbige Bebilderung und moderne Graphik und Layout besticht und dann erst durch eine akribische Datensammlung der Brutvögel Emdens in 133 km²-Rastern.

Der Leser erhält in diesem Brutvogelatlas Emdens eine übersichtliche Darstellung der Brutvögel Emdens 2006/2007 mit quantitativen Bestandsabschätzungen, einer Verbreitungskarte und knappen Beschreibung je Art, vor allem aber auch ein schönes Buch zum Blättern und Sich-daran-erfreuen.

Hier ist eine gelungene Symbiose entstanden, traditionell erhobene ornithologische Fachdaten modern aufzubereiten. Dies war möglich durch die intensive Einbindung des Fachdienstes Umwelt der Stadt Emden, die Aufbereitung, Textredaktion, Graphik und Layout professionell organisiert hat.

Die Vogelwelt Emdens ist nicht gerade typisch für norddeutsche Städte: mit großen Anteilen an Acker- und Grünlandmarsch, Hafengebieten und (kleinflächig) Küstenlebensräumen weist sie besondere Habitate auf, die die Artenvielfalt und die Dominanzverhältnisse nicht direkt vergleichbar mit anderen Städten in NW-Niedersachsen machen. Rettig kartierte in insgesamt über 800 Stunden, jeweils mindestens dreimal 1,5 Stunden je 100-ha-Raster. Sein Ziel war es, die Gesamtfläche Emdens vollständig zu bearbeiten, um die Bestandsschätzungen nicht auf Hochrechnungen aufbauen zu müssen.

Häufigste Brutvogelart in Emden ist der Haussperling, der anderenorts führende Buchfink oder die Amsel landen in der Häufigkeitsskala erst auf den Rängen 9 bzw. 4. Einzige Art, die in allen 133 Rasterfeldern kartiert wurde, ist die Stockente! Charakterart Emdens ist sicherlich das Blaukehlchen mit einer

Rasterfrequenz von annähernd 80 % und mit über 390 kartierten Revieren.

Emden weist einen erheblich niedrigeren Brutvogelbestand auf als etwa Hamburg oder Osnabrück. Dies liegt sicherlich an der viel offeneren Landschaft Emdens mit sehr viel weniger Baumbestand. Die Lebensraumbeschreibung orientiert sich an 7 abgegrenzten Landschaftsausschnitten, worunter die eigentliche Stadt lediglich einer ist.

Die Texte sind durchweg knapp und allgemeinverständlich gehalten – das Buch ist wohl vor allem für die Emder Bevölkerung geschrieben und herausgegeben worden, liefert aber auch weit darüber hinaus wichtige Informationen – etwa für die Avifauna von Niedersachsen.

Am Ende des Buches bedankt sich RETTIG bei der Stadt für die Initiative – ein Abdruck eines Briefes auf seiner leicht erkennbaren Schreibmaschine. Ganz ohne – es hätte etwas gefehlt!

Peter Südbeck

ROTHENBERG, D. (2007): **Warum Vögel singen. Eine musikalische Spurensuche.** Spektrum Akademischer Verlag Berlin, Heidelberg. 313 S., 53 Abb., geb. ISBN 978-3-8274-1860-9. 24,95 €.

Vogelgesänge faszinieren viele Mitmenschen unserer Gesellschaft, sie werden zu wissenschaftlichen Zwecken analysiert, zu therapeutischen Zwecken eingesetzt und viele Naturfreunde gehen einfach auch deswegen in den Wald, um den Vögeln zu lauschen. Vogelgesang ist in Kunst, Literatur und Musik fest verankert und hat immer wieder Menschen verschiedenster Profession und Motivation bewegt, erfreut und gepackt.

Das Buch von David ROTHENBERG, einem amerikanischen Musiker, Philosophen und Naturforscher nimmt eine Analyse, vielleicht besser Beschreibung der Vogelgesänge, in dieser Vielschichtigkeit vor und schafft dadurch Zugänge zu Bioakustik, Vogelmelodie und Liedgut gleichermaßen, die dem nüchternen „Nur-Naturwissenschaftler" in der Regel nicht eingängig sind. Dabei wird ein weiter Bogen geschlagen zwischen der Verhaltensökologie, Neurophysiologie, der Musikgeschichte, der Naturphilosophie oder der Literatur. Gerade die Spuren der Vogelgesänge in Musik und Literatur sind ein wichtiges Element dieses Buches.

Der Autor spielt auf der Klarinette „Duette" mit Wildvögeln, wie dem Braunrücken-Leierschwanz, und versucht so mit den Vögeln zu kommunizieren, um mehr über Bedeutung und Sinn der Vogelmusik zu erlernen. Dabei geht er immer wieder der Grundfrage nach, warum Vogelgesänge so vielfältig und reichhaltig sind und warum Vögel so überschwänglich singen. Eine wichtige Erkenntnis ist für ihn dabei, dass es nicht nur uns Menschen Spaß macht zuzuhören, sondern auch die Vögel Spaß haben, sich musikalisch-künstlerisch zu betätigen.

Insofern ist dieses Buch ein echtes „crossover-Buch", was nicht nur den Autoren beschreiben mag, sondern auch die verschiedenen Wege aufzeigt, sich dem Phänomen Vogelgesang und Vogelmusik aus unterschiedlichen Richtungen zu nähern und Blicke darauf zu werfen, die dem Leser zunächst ungewohnt erscheinen, bei näherer Betrachtung aber durchaus interessant und neuartig sind.

Das Buch ist eine Bereicherung für die, die offen sind, ungewöhnliche Betrachtungen über Natur-Phänomene wie den Vogelgesang anzustellen und die Emotionalität in der Beantwortung naturwissenschaftlicher Fragen erlauben. Die musikalische Spurensuche liefert keine fertigen Antworten, bringt aber eine Fülle von Aspekten zum Nach-Denken.

Peter Südbeck

WENDT, D. (2007): **Die Vögel der Stadt Hannover**. 2. Aufl. 328 S., geb., 281 farbige Abb. Bezug: D. Wendt, Heinrich-Spoerl-Straße 7, D-30880 Laatzen, wendt-laatzen@t-online.de. ISBN 3-89384-035-4. 15,- €.

Es ist in heutiger Zeit selten, dass avifaunistische Fachbücher einen guten Absatz erzielen. Nicht so bei der Avifauna der Landeshauptstadt. Nach nur einem Jahr war die erste Auflage (1.100 Expl.) verkauft, und der Autor nutzte bei der Zweitauflage (700 Expl.) die Chance, einige Korrekturen, Verbesserungen und Erweiterungen vorzunehmen. Gegenüber der ersten Auflage wurden recht umfangreich Fotos ausgetauscht und optimiert und ein Artenregister eingeführt, was vielen, gerade flüchtigen Lesern die Benutzung erleichtern wird. Schließlich wurden am Ende Daten und Trends aus 2007 ergänzt und so das Buch noch aktueller gemacht.

Auch dieser Auflage ist zunehmende Verbreitung zu wünschen, schafft es das Buch doch, eine Brücke zwischen Hobby und Wissenschaft, Politik und Öffentlichkeitsarbeit zu schlagen. Der hohe Absatz zeigt auch, dass gut gemachte Bücher zu „unseren" Themen einen wachsenden Markt haben und lange in den zentralen Buchauslagen der Stadt präsentiert werden. Dies kann Modell auch für andere Publikationsprojekte sein.

Peter Südbeck

WESTPHAL, U. (2007): **Vogelexkursion mit Uwe Westphal.** Musikverlag Edition Ample. Audio-CD. Spieldauer 75:15 min. ISBN 978-3-938147-05-4. 14,95 €.

Wer würde nicht gerne „wie die Vögel singen"? Uwe Westphal legt hier eine CD vor, in der er 95 Vogel-

arten imitiert und den Hörern so einen Eindruck von Klangfülle und –merkmalen, von Schönheit und Vielfalt der Vogelstimmen präsentiert, um zu sensibilisieren, zum Hin-Hören zu bewegen und so zur Begeisterung für die Vogelwelt zu führen.

Ohne technische Hilfsmittel (Ausnahme der unvermeidliche Kamm beim Wachtelkönig) werden die Arten nachgeahmt, in Worten erläutert oder in Versen als „Eselsbrücken" dargeboten. Gegliedert ist die CD nach Lebensräumen und fängt dort an, wo der Laie seine ersten Vogelstimmen bewusst hört, im eigenen Garten. In einer „Exkursion" leitet uns WESTPHAL durch Siedlungsbereiche, Wälder, das Offenland bis hin zu Gewässern und zur Küste. Die häufigen Arten werden vorgepfiffen und erläutert, ein akustischer Exkursionsführer der besonderen Art. Und es ist dieses pädagogische Element, was besonders hervorzuheben ist. Prof. H.-H. BERGMANN weist in seinem Geleitwort bereits darauf hin, dass wir Menschen Vogelstimmen sehr unterschiedlich hören und sie uns über sehr verschiedene Wege merken und wieder erkennen können. Westphal geht hierbei einen neuen Weg. Dieser Weg hatte seinen Ursprung auf den vielen Vogelwanderungen, die WESTPHAL in Hamburg und Umgebung anbietet und wo er sicher viele Fragen zu und über Vogelstimmen gestellt bekommen hat. Man kann sich gut vorstellen, dass das Können – sicher über Jahre intensiv trainiert –, Vogelstimmen zu imitieren, überaus hilfreich ist, diese Fragen zu beantworten. Denn man kann ganz direkt und unmittelbar sehr unterschiedliche Arten quasi nebeneinander akustisch präsentieren oder dieselbe Art mit unterschiedlichen Rufen und Gesängen oder aus großer Ferne oder Nähe präsentieren.

Das Begleitheft wiederholt im Wesentlichen die auf der CD gesprochenen Erläuterungen.

Wer mit Vogelstimmen vertraut ist, wird hier einige Arten sehr ausgezeichnet nachgeahmt empfinden und als überaus naturnah einschätzen. Andere sind nicht so gut gelungen – für das eigene Ohr. Es zeigt sich, dass die vielstimmigeren Gesänge viel schwieriger zu imitieren sind als einfache Pfiffe. Komplexere Gesänge werden daher auch mehr verbal umschrieben und beispielhaft skizziert, ohne dabei Vollständigkeitsanspruch zu erheben. Aber es gibt eben auch nicht „das" Sonagramm des Sumpfrohrsänger-Gesangs (s. Rezension zu BERGMANN et al. in diesem Band).

So ist die CD eine echte Neuheit und beschreibt einen didaktisch neuen Weg, Vogelstimmen einander näher zu bringen und Begeisterung für Vögel und Vogelstimmen zu wecken. Dieser Versuch ist allemal gelungen.

Peter Südbeck

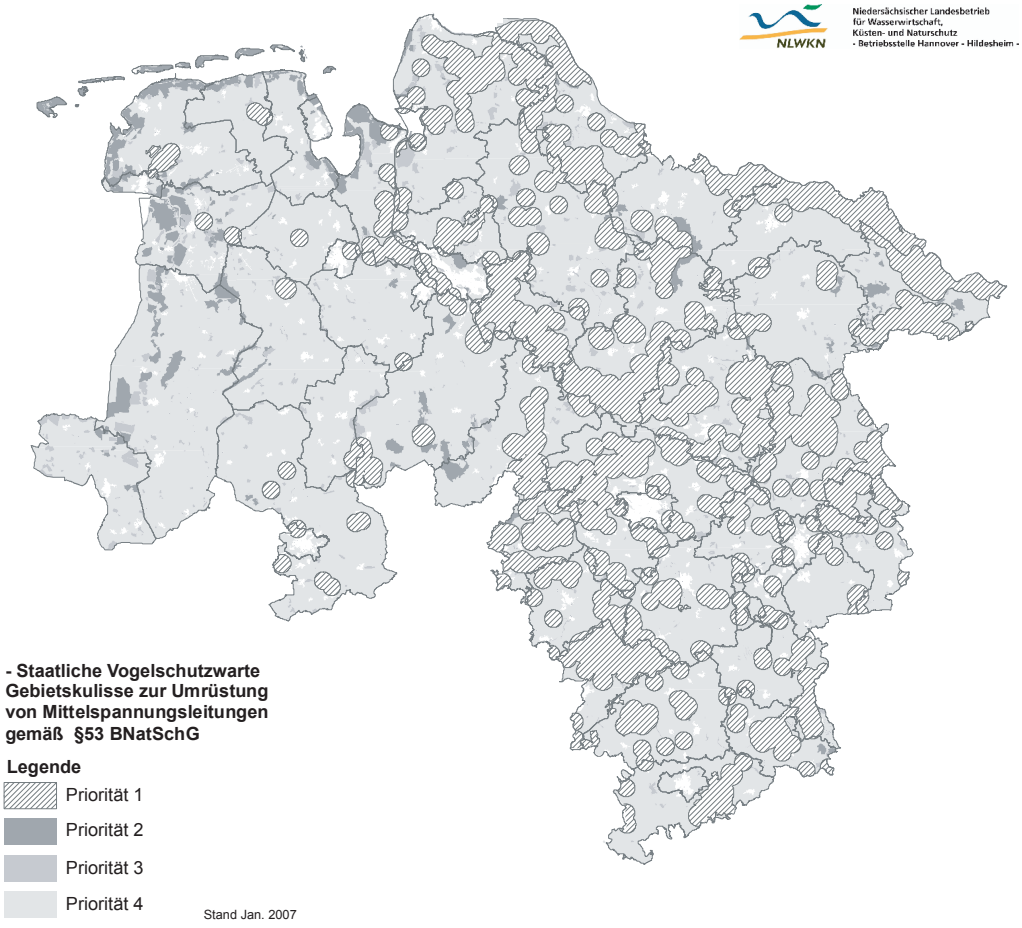
Aus der Staatlichen Vogelschutzwarte

Gebietskulisse zur Umsetzung des § 53 des Bundesnaturschutzgesetzes erarbeitet

Energiefreileitungen führen zu zahlreichen Todesfällen bei Vögeln. Auch wenn genaue Zahlen von Unglücksopfern zumeist unbekannt sind, zeigen Einzelbetrachtungen, wie sie beispielsweise für den Uhu vorliegen, dass es sich um ein gravierendes Problem für den Vogelschutz handelt.

Freileitungen gefährden Vögel in zweierlei Weise: Einerseits kommt es zur Kollision der Vögel mit den Leitungssträngen vornehmlich von Hochspannungsleitungen, andererseits werden Vögel Opfer von Stromschlägen, wenn die Vögel bei Berührung spannungsführender Teile von Mittelspannungsleitungen Erd- oder Kurzschlüsse verursachen. Betroffen sind in erster Linie große Vögel wie Störche, Greifvögel und Eulen, insbesondere wenn sie Strommasten als Sitzwarten oder sogar als Brutplätze nutzen. Die Gefahren gehen vor allem von Mittelspannungsleitungsmasten aus, die ein Erdpotenzial am Mastkopf haben oder die nicht ausreichende Abstände zwischen den spannungsführenden Leitungen aufweisen.

Um die Verluste durch Stromschlag zu minimieren sind die Betreiber dieser Freileitungen gemäß § 53 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) verpflichtet, neu zu errichtende Masten und technische Bauteile von Mittelspannungsleitungen konstruktiv so auszuführen, dass Vögel gegen Stromschlag geschützt sind. An bestehenden Masten und technischen Bauteilen von Mittelspannungsleitungen mit hoher Gefährdung von Vögeln sind bis zum Jahr 2012 die notwendigen Maßnahmen zur Sicherung



gegen Stromschlag durchzuführen. Geeignete Maßnahmen sind unter anderem Abdeckhauben, Schlauchisolierungen und Sitzstangen aus nicht leitendem Material. Grundlage für die technische Umrüstung gefährlicher Mittelspannungsleitungen in Niedersachsen sind, sofern keine Erdverkabelung vorgenommen wird, der Maßnahmenkatalog der Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke (VDEW) und die Handreichung des Verbandes der Netzbetreiber (VDN) von 2005.

Das Niedersächsische Umweltministerium und die Staatliche Vogelschutzwarte im NLWKN vertreten die Auffassung, dass sich die Umrüstungsverpflichtung des § 53 BNatSchG landesweit auf alle gefährlichen Bauteile und Konstruktionen von Mittelspannungsfreileitungen erstrecken. Die Staatliche Vogelschutzwarte hat aus den Daten des Niedersächsischen Vogelarten-Erfassungsprogramms eine Fachkulisse erarbeitet, die aufzeigt, wo Sicherungsmaßnahmen prioritär umzusetzen sind (vgl. Karte). Die Auswahl und Abgrenzung der Gebiete erfolgte anhand der aktuell vorliegenden Daten. Dabei wurden die Lebensräume von sieben besonders betroffenen Arten (gefährdete Arten der Roten Liste und zugleich Arten des Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie) mit den Schwerpunkträumen von Brut- und Gastvögeln (avifaunistisch wertvolle Bereiche) sowie vorhandenen Schutzgebieten verschnitten.

Als Stromschlagopfer sind jedoch auch Arten betroffen, die nicht auf der Roten Liste stehen bzw. unter den Anhang I der Vogelschutzrichtlinie fallen (z. B. weitere Greifvögel wie der Mäusebussard). Zudem liegen die Verbreitungsdaten weiterer betroffener Arten nicht punktgenau vor bzw. fließen in die Bewertungskriterien der avifaunistisch wertvollen Bereiche nicht ein. Zudem ist die Mobilität der betroffenen Arten zu berücksichtigen (z. B. Jungvogeldispersion), so dass auch Wander- und Durchzugsräume einzubeziehen sind. Demnach ist landesweit von einer hohen Gefährdung von Vögeln durch bestimmte Mittelspannungsfreileitungen auszugehen. Entsprechend sind auch die übrigen Landesteile in die Gebietskulisse zur Umsetzung des § 53 aufgenommen worden.

Für die Gebietskulisse ergeben sich somit vier Rangstufen: In die erste Priorität fallen alle Gebiete mit Brutvorkommen der Arten Schwarz- und Weißstorch, See- und Fischadler, Rot- und Schwarzmilan und Uhu einschließlich der bekannten Nahrungsräume sowie alle EU-Vogelschutzgebiete, in denen die genannten Arten und der Wanderfalke wertbestimmende Arten sind. Diese Bereiche decken 30,5 % der Landesfläche Niedersachsens ab. In die zweite Priorität fallen alle weiteren EU-Vogelschutzgebiete sowie die avifaunistisch wertvollen Bereiche für Brut- und Gastvögel von internationaler und nationaler Bedeutung soweit sie nicht bereits von den Flächen der ersten Priorität abgedeckt sind (3,5 % der Landesfläche). In die dritte Priorität fallen alle avifaunistisch wertvolle Bereiche für Brut- und Gastvögel von landesweiter und regionaler Bedeutung sowie alle Naturschutzgebiete (2,6 % der Landesfläche). Alle übrigen Bereiche außerhalb bebauter Ortslagen (60,7 % der Landesfläche) wurden der vierten Priorität zugeordnet.

Auf Basis dieser Fachkulisse ist es den Energieversorgungsunternehmen möglich, die Umrüstung der gefährlichen Freileitungen räumlich-zeitlich effektiv vorzunehmen. Parallel gibt die Staatliche Vogelschutzwarte aktuelle Informationene zu besonders gefährlichen Masten an den VDEW weiter, damit diese als Einzelmaßnahme unverzüglich gesichert werden können. In diesem Zusammenhang bittet die Vogelschutzwarte um Meldung besonders gefährlicher Masten bzw. Leitungsstrecken, an denen sich beispielsweise Beobachtungen tödlicher Unfälle von Vögeln häufen.

Nachrichten, Tagungen, Persönliches

Emmy und Karl Kaus Preis an Eckehard Bühring, Celle, verliehen

Die Karl Kaus Stiftung für Tier und Natur, Hamburg, vergab am 14. Dezember 2007 in Celle erneut den Emmy und Karl Kaus Preis. Mit diesem Preis würdigt die Stiftung herausgehobenes Engagement und Verdienste im Bereich des Tier- und Naturschutzes.

In der Laudatio wurde besonders der Einsatz des Preisträgers für den Kranichschutz hervorgehoben. Eckehard Bühring hat sich vor allem für die Lebensraumerhaltung eingesetzt. Lebensraumverbessernde Maßnahmen seit Anfang der 1970er Jahre, Brutplatzbewachung und weitere Schutzmaßnahmen am Brutplatz haben zur dauerhaften Wiederbesiedlung von Kranich und dann auch von Seeadler und Fischadler im Allerurstromtal geführt.

Anfang der 1970er Jahre hatten die großräumigen Meliorationsmaßnahmen zwecks Intensivierung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzungen viele auch kleinflächige Feuchtgebiete, u. a. Kranichbrutplätze, zerstört. Was andere lähmte und frustrierte, spornte Eckehard Bühring zum Handeln an:

Als Mitinitiator des Arbeitskreises Kranichschutz an der Staatlichen Vogelschutzwarte Niedersachsen übernahm Eckehard Bühring das Allerurstromtal und mit der Brutarealausdehnung des Kranichs dann auch das gesamte Wassereinzugsgebiet der Weser in Niedersachsen. 1976 brütete hier noch ein Kranichpaar, heute sind es 294 (!) Revierpaare, davon 240 Brutpaare. Allein im Landkreis Celle, in dem Eckehard Bühring seit 1988 als Naturschutzbeauftragter ehrenamtlich tätig ist, brüteten 2007 49 Kranichpaare. Zusammen mit dem von Eckhard Seebaß betreuten Wassereinzugsgebiet der Elbe liegt die Anzahl der Revierpaare in Niedersachsen bei mehr als 500 und die der Brutpaare bei fast 400.

Nachdem sich „der Kranich auf Erfolgskurs in Niedersachsen“, so der Titel des vom Preisträger im Anschluss an die Preisverleihung gehaltenen Festvortrages, befindet, ist der Preisträger jetzt auch als zweiter Sprecher der „Arbeitsgemeinschaft Adlerschutz in Niedersachsen (AAN)“ aktiv, um auch diesen Großvögeln zu helfen.

Aufgrund der Einschätzung von Eckehard Bühring wurden Seeadler und Fischadler – damals in Niedersachsen ausgestorben - im ersten Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1980 als „potenzielle Brutvögel“ vor den Verbreitungskarten als Vignetten aufgenommen. Im zweiten Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1981-1995 sind beide Arten in den Verbreitungskarten im Allerurstromtal, hier Landkreis Celle, zu finden – so nach dem Kranich auch auf Erfolgskurs.

Eckehard Bühring bei einem Arbeitseinsatz im Drömling.

Eckehard Bühring wurde 1985 u. a. für seine Arbeit im Ausschuss für öffentliche Einrichtungen und Umwelt der Stadt Celle mit dem Umweltpreis der Stadt Celle und 2007 – obwohl Nichtjäger – mit der Verdienstplakette der Landesjägerschaft Niedersachsen für die jahrelange Zusammenarbeit ausgezeichnet. Er ist sowohl als Mitglied als auch in seiner Funktion als Kreisnaturschutzbeauftragter im NABU, in der OAG Südheide, in der AG Umwelt- und Naturschutz und im WWF aktiv. Als Mitglied der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung unterstützt er stets deren Ziele und arbeitet eng mit der Staatlichen Vogelschutzwarte zusammen. Seine Arbeit ist eine wesentliche Stütze des Tierartenschutzes in Niedersachsen, für die wir Eckehard Bühring danken.

Die Niedersächsische Ornithologische Vereinigung gratuliert dem Preisträger zu dieser bedeutsamen Auszeichnung für seine langjährige ehrenamtliche Tätigkeit.

Hartmut Heckenroth

Symposium anlässlich des 70. Geburtstages von Hartmut Heckenroth – „Das Entscheidende tun – ein Leben für den Vogelschutz“

unter diesem Motto lädt die Niedersächsische Ornithologische Vereinigung (NOV) zu einer Tagung zu Ehren von Hartmut Heckenroth anlässlich seines 70. Geburtstages, den er am 1. Juli 2008 feiert, ein. Kaum jemand anderes hat den Vogelschutz in Niedersachsen so engagiert und kraftvoll über Jahrzehnte geprägt wie H. Heckenroth. Sein Wirken

hat der Staatlichen Vogelschutzwarte Niedersachsen eine moderne und zukunftsweisende Ausrichtung gegeben und die Ornithologie und Avifaunistik nachhaltig beeinflusst: die Herausgabe der „Vögel Niedersachsens“ oder die Erstellung von zwei Brutatlanten sind nur einige Meilensteine, die allen bekannt sind.

Das Symposium mit namhaften Referenten findet am 30./31. August 2008 in Sulingen, Restaurant Dahlskamp, statt. Hier werden wichtige Stationen der Arbeit des Jubilars aus heutiger Sicht gewürdigt. Die Diepholzer Moorniederung, die immer ein wichtiges Arbeits- und Schutzgebiet für H. Heckenroth war, wird auch am 31. August Ziel einer Exkursion sein.

Mitglieder der NOV erhalten eine besondere Einladung zur Veranstaltung im Frühsommer diesen Jahres.

Herwig Zang, Peter Südbeck

NOV-Förderpreis

Der NOV-Förderpreis kann im Jahre 2008 zum dritten Mal vergeben werden. Nachdem 2002 Thorsten Krüger über seine Arbeit zum Vorkommen des Blaukehlchens in Niedersachsen ausgezeichnet wurde, ging der Preis 2005 an Gundolf Reichert, Martin Akkermann, Torsten Penkert und Bernd Oltmanns für ihre Aktivitäten bei der Gründung der Ornithologischen Vereinigung Ostfrieslands (OVO) und der Herausgabe des 270 Seiten starken ersten Bandes „Vogelkundliche Jahresberichte aus Ostfriesland“. Für den Preis 2008 können veröffentlichte Arbeiten oder möglichst in sich begrenzte Vorhaben nominiert werden aus allen Bereichen der Vogelkunde, die sich mit Biologie, Ökologie, Verbreitung, Populationsbiologie, Wanderungen und Schutz der Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen beschäftigen. Anträge werden entweder vom Antragsteller selbst oder als Vorschlag durch andere gestellt. Vorschläge für mögliche Preisträger sollten bis zum 1. Juli 2008 beim Vorstand eingereicht werden.

Die Satzung des NOV-Förderpreises kann auf der Homepage der NOV unter www.ornithologie-niedersachsen.de eingesehen werden.

7. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium der AG Seevogelschutz – 7. bis 9. November 2008 in Cuxhaven

Vom 07. bis 9. November 2008 veranstaltet die AG Seevogelschutz in Zusammenarbeit mit dem Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer, der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung (NOV) und dem Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer in Cuxhaven das 7. Deutsche See- und Küstenvogelkolloquium.

Die Arbeitsgemeinschaft Seevogelschutz, ein seit 1982 bestehender Zusammenschluss von Vereinen und Institutionen, die für den Schutz bzw. die Erforschung von Küstenvögeln an der deutschen Nord- und Ostsee amtlich oder ehrenamtlich tätig sind, setzt damit die 1996 begonnene Tradition fort, alle zwei Jahre insbesondere auch jungen Referenten ein Forum zu bieten, ihre Forschungsergebnisse vorzustellen und aktuelle Erfahrungsberichte aus den Schutzgebieten auszutauschen.

Wir wollen mit diesem Kolloquium auf mittlerweile 100 Jahre Seevogelschutz in Deutschland zurückblicken und eine Standortbestimmung zu Schutz, Erforschung und Monitoring von See- und Küstenvögeln an Nord- und Ostsee vorlegen. Vorträge zu diesem Schwerpunkt sind herzlich willkommen.

Weitere Schwerpunktthemen dieses siebenten Kolloquiums sind:

- Brutvögel in den Dünen
- Küstenvogelschutz im Spannungsfeld von Meeresspiegelanstieg und Küstenschutz

Außerdem sind Vorträge aus den Schutzgebieten und auch zu freien Themen willkommen.

Zu allen Themen können Vorträge (ca. 20 Minuten) angemeldet werden. Jeder Vortragsanmeldung ist eine kurze Inhaltsangabe (ca. 10–20 Schreibmaschinenzeilen) beizufügen.

Anmeldungen bitte bis spätestens 30. Juni 2008 an:

Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, z. Hd. Frau Potel, Virchowstr. 1, 26382 Wilhelmshaven, (E-Mail: petra.potel@nlpv-wattenmeer.niedersachsen.de)

Alle angemeldeten Personen erhalten im August 2008 eine Einladung und ein vorläufiges Tagungsprogramm. Es wird ein Tagungsbeitrag von 15 € erhoben, dieser Beitrag schließt den Tagungsband, der in der Zeitschrift Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung (NOV) erscheinen soll, ein.

Petra Potel, Rolf de Vries

IV. Internationales Ortolan-Symposium in Hitzacker

Im Juni vergangenen Jahres trafen sich Ortolan-Experten aus 10 europäischen Ländern zum IV. Internationalen Ortolan-Symposium in Hitzacker/ Elbe. Der Abschluss eines mehrjährigen Modellvorhabens zum Schutz des Ortolans im Landkreis Lüchow-Dannenberg diente als Anlass für die Tagung, die auf Einladung der Staatlichen Vogelschutzwarte (NLWKN), der Avifaunistischen Arbeitsgemeinschaft Lüchow-Dannenberg und der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung (NOV) durchgeführt wurde. Im Vordergrund stand der Austausch neuer Erkenntnisse zur Bestandsentwicklung und die Diskussion

über Gefährdungsursachen und konkrete Schutzkonzepte für diese Ammernart.

Die Referate machten die kritische Bestandssituation des Ortolans in Deutschland und in Westeuropa deutlich. Populationen in Nordrhein-Westfalen, Franken und im westlichen Niedersachsen, die ursprünglich zu den Kerngebieten der Ortolanverbreitung in Deutschland zählten, sind heute zum Teil erloschen oder weisen einen rapiden Bestandsrückgang auf. Nur in den östlichen Landesteilen, in Sachsen, Nordost-Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg sind die Bestände bisher weitgehend stabil.

Auf europäischer Ebene ist eine vergleichbare Entwicklung zu beobachten. Kleine Populationen beispielsweise in Ungarn und Tschechien zeigten in den vergangenen Jahren starke Bestandsschwankungen. Für Populationen in Norwegen, der Schweiz und Tschechien wurde ein hoher Anteil unverpaarter Sänger festgestellt, dies muss als Alarmsignal für den sehr kritischen Erhaltungszustand der Art gedeutet werden.

In der europäischen Kulturlandschaft hängt das dauerhafte Überleben des Ortolans vom Erhalt extensiv genutzter (Acker-) Landschaften ab, denn nur bei kleinflächiger, naturverträglicher Nutzung findet der Ortolan geeignete Brutmöglichkeiten in lückiger Vegetation und ein ausreichendes Nahrungsangebot im näheren Umfeld der Neststandorte. Jedoch ist der Erhalt dieser strukturreichen Ackerlandschaft aufgrund der Entwicklungen der modernen Agrarpolitik gefährdet. Industrielle Landnutzungverfahren und zunehmende Flächenkonkurrenz (z. B. Energiepflanzenanbau) stehen dem entgegen. Eine erfolgreiche Umsetzung von Schutzprogrammen mit gezielten Extensivierungsmaßnahmen ist dringend notwendig, allerdings ist dies nur gemeinsam mit der Landwirtschaft möglich, wie es das niedersächsische Beispiel gezeigt hat.

Die Ergebnisse der Tagung wurden der Europäischen Kommission und dem ORNIS-Ausschuss der EU vorgelegt mit dem Ziel, einen länderübergreifend abgestimmten Artenaktionsplan zum Schutz des Ortolans in der EU auf den Weg zu bringen. Diesem Vorschlag hat die EU-Kommission zwischenzeitlich zugestimmt und ein entsprechendes Werk beauftragt. Dies ist ein wichtiger erster Erfolg auf dem Weg zu einem verbesserten europaweiten Schutz des Ortolans und ein sehr schnelles konkretes Ergebnis durch dieses Internationale Ortolan-Symposium.

Eine ausführliche Dokumentation der Tagungs-Beiträge wird, wie auch bei den Vorgängerveranstaltungen, in einem Tagungsband publiziert und in Kürze von der Staatlichen Vogelschutzwarte herausgeben.

Petra Bernardy, Peter Südbeck

Jahrestagung der Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft im Harz.

Auf Einladung des Nationalparks Harz und der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung (NOV) tagte die Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft (DO-G) vom 4.–6. April 2008 in St. Andreasberg/Harz. 100 Teilnehmer, darunter Mitglieder aus Österreich und der Schweiz, absolvierten ein kompaktes Vortragsprogramm, bei dem der Nationalpark Harz (A. Pusch, T. Späth), Waldstrukturen in Buchenur- und Buchenwirtschaftswäldern (H. Hondong), „Neue Entwicklungen in der Spechtforschung“ (H. Winkler), Ameisen als eine der Hauptnahrungsquellen der Spechte (B. Seifert) und besonders gefährdete Arten wie Grau- und Dreizehenspecht sowie Wendehals (P. Pechacek, P. Südbeck, K. Januschke, C. Schluckebier, D. Tolkmitt, D. Becker, M. Mermod, T. Reichlin) im Mittelpunkt standen. Dazwischen lenkten Vorträge über Kleinspecht (K. Höntsch), Specht-Monitoring (F. Felgenhauer, H. Zang), „Vogelartenkenntnisse bayerischer Schüler“ (V. Zahner) sowie zum Abschluss ein Film „Spechte in unseren Wäldern“ (H.-W. Senge) den Blick auch immer wieder auf andere Aspekte und Probleme der Spechtforschung. Eine Resolution zur Erhaltung der Biodiversität in Wäldern wurde erarbeitet (s. unten). Den Abschluss bildete am Sonntag eine Exkursion in den Nationalpark, wo Waldgesellschaften, die Zonierung und Walddynamik sowie das Projekt zur Wiederansiedlung des Luchses vor Ort gezeigt und diskutiert wurden (H.-U. Kison, G. Karste, O. Anders, T. Späth, H. Zang). Die Spechte waren bei den Wanderungen sehr zurückhaltend, dafür zeigten sich Schwarzstorch, Wanderfalke und Kolkrabe um so ausführlicher.

Herwig Zang

Resolution – Biodiversität im Wald

Der in öffentlicher Hand befindliche Wald ist Bürgerwald. Er hat allen Waldfunktionen gleichermaßen zu dienen. Durch die Vorherrschaft wirtschaftlicher Interessen ist gegenwärtig die Holznutzung stark in den Vordergrund getreten. Es fehlen alte, starke und tote Bäume. Sie sind die entscheidenden Elemente in den Lebensgemeinschaften des Waldes. Nutzungsfreie Rotbuchenwälder umfassen nur 0,1 % der Fläche der Bundesrepublik (2,4 % der Buchenwaldfläche), obwohl Deutschland aufgrund der natürlichen Arealverbreitung eine weltweite Verantwortung für die Rotbuche besitzt.

Das Verschlechterungsverbot in NATURA 2000-Gebieten wird bundesweit missachtet. Selbst Wälder in Schutzgebieten (NSG, Nationalparke) verlieren durch forstliche Maßnahmen wertvolle Strukturmerkmale. Die Bewirtschaftung wird häufig ohne Rücksicht auf Fauna und Flora auch innerhalb der Brutzeiten durchgeführt. Wenn der Einschlag an

strukturreichem Alt- und Totholz weiter fortschreitet, drohen als Folge gravierende Verluste der Biodiversität bei allen Organismengruppen des Waldes. Die von der Bundesrepublik eingegangenen Verpflichtungen zur Bewahrung der Biodiversität werden somit nicht eingehalten.

Die Mitglieder der Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft (DO-G) verfolgen diese Situation mit großer Besorgnis. Sie akzeptieren die Notwendigkeit einer nachhaltigen und ökologisch ausgerichteten Holzproduktion. Gesamtwirtschaftlich ist es aber wichtiger, „grüne" statt „schwarze" Zahlen zu schreiben. Sie fordern deshalb den Erhalt aller Lebensgemeinschaften des Waldes durch:

1) Erhöhung des Anteils nutzungsfreier Waldflächen ohne jegliche menschliche Eingriffe auf 5 % der in öffentlicher Hand befindlichen Waldfläche, um die natürliche Walddynamik einschließlich Baumarten- und Strukturvielfalt (Totholz, Altbäume, Höhlenbäume etc.) zu fördern. Der Schwerpunkt muss in über 130-jährigen, von Buchen dominierten Wäldern liegen. Nur so lässt sich zukünftig eine der natürlichen Altersstruktur entsprechende Verteilung der Rotbuche in Deutschland erreichen, die auch mehr als 160-jährige Bestände repräsentativ einschließt.
2) Umgehende Festschreibung der verbindlichen Natura 2000-Ziele in allen Forsteinrichtungsunterlagen und strikte Beachtung des Verschlechterungsverbots. Dabei müssen Großhöhlen- und Habitatbäume nicht nur stichprobenartig erfasst, sondern konkret ausgewiesen und im Gelände markiert werden.
3) Integration des Waldnaturschutzes in die Waldbewirtschaftung durch Förderung bzw. Erhaltung der natürlichen Baumartenvielfalt, Erhöhung der Vorräte auf 500-600 m³ je Hektar, die einen 5 bis 10 %-igen Anteil an stehender Totholzmasse und 5 bis 10 Habitatbäume enthalten.
4) Gesetzliche Verankerung und konsequente Umsetzung von Horstschutzzonen für Großvögel sowie Schutz von Höhlenbäumen samt ihrer Umgebung.
5) Beachtung ökologischer Mindeststandards bei forstlichen, jagdlichen und anderen Nutzungen, insbesondere Rücksichtnahme auf Fortpflanzungszeiten geschützter Tierarten und Einsatz von wald- und bodenschonenden Bearbeitungstechniken.

Aufruf zur Mithilfe: „Vogeltod an Stacheldrähten"

Im Januar 2007 kamen an einem Stacheldrahtzaun am Dollart, Landkreis Leer, eine größere Zahl von Gänsen in z. T. grauenhafter Weise um (s. Foto). Am Morgen des 19. Januar 2007 fanden Dr. K. Gerdes und H. van Göns 20 tote Bless-, Saat- und Graugänse neben dem Deichsicherungsweg am südlichen Dollart. Der Dollart ist der zentrale Gänseschlafplatz für die gesamte Ems-Dollart-Region mit bis zu 100.000 nächtigenden Gänsen. Bei starkem Nordwest-Wind waren die Gänse auf dem Schlafplatzflug in der Dämmerung offenbar derart niedrig geflogen, dass sie mit dem Stacheldrahtzaun am Seedeich kollidierten und verendeten. Ebenfalls fanden Dr. Salge (Kreisveterinär) und der Unterzeichner bei einer gemeinsamen Nachsuche am Nachmittag mehrere schwer verletzte Vögel (3 Bless- und eine Nonnengans). Die Vögel wurden sichergestellt und zu weiteren Untersuchungen eingeschickt (Untersuchung auf Geflügelpest H5N1 sowie Bleischrote).

An Stacheldraht verunglückte Graugans. Kanalpolder, Dollart, Landkreis Leer 20.01.2007. Foto: Helmut Kruckenberg.

Bei nachfolgenden Gesprächen mit den Wasservogelzählern und dem Jagdpächter stellte sich heraus, dass sich derartige Unfälle bereits mehrere Male an gleicher Stelle ereignet haben: so wurden im Oktober 2006 mehr als 50 Individuen tot aufgefunden (H. van Göns pers. Mitt.), auch 1996 wurde ähnliches festgestellt (K. Gerdes pers. Mitt.).

Als erste Reaktion erklärte sich der zuständige NLWKN (Nds. Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) bereit, den oberen Stacheldraht gegen eine Holzplanke auszutauschen. Die anderen Drähte sollen gegen Glattdraht ersetzt werden.

Obwohl von vielen im Naturschutz Aktiven Stacheldraht als großes Problem in Schutzgebieten benannt wird, zeigte eine umfassende Literatursuche zu diesem Thema jedoch weitgehende Fehlanzeige über konkrete Fälle, die ausreichend belegt sind. Publikationen über Vogeltod an Stacheldrähten sind dem Unterzeichner nicht bekannt geworden.

Daher möchte ich alle Vogelbeobachter aufrufen, mir derartige Vorfälle und Ereignisse zu melden. Ziel soll eine Zusammenschau der Funde sein verbunden mit einer Abschätzung, welche Vogelarten von Stacheldrähten besonders betroffen sind. Beobachtungen (möglichst mit Bild) bitte an Dr. Helmut Kruckenberg, Am Steigbügel 3, 27283 Verden (Aller), e-Mail: helmut.kruckenberg@blessgans.de

Helmut Kruckenberg

Brutzeitbeobachtungen und Ringablesungen von Goldregenpfeifern *Pluvialis apricaria* – ein Aufruf zur Mitarbeit

Die Staatliche Vogelschutzwarte führt seit 1994 ein Schutzprogramm für die letzten bekannten Brutvorkommen des Goldregenpfeifers in Niedersachsen durch, dessen praktische Umsetzung seit 2005 in Händen des NLWKN (Betriebsstelle Brake-Oldenburg) liegt. Seit 2004 werden aufgrund der negativen Bestandsentwicklung und des geringen Bruterfolgs die bekannten Vorkommen durch intensive Gelegeschutzmaßnahmen und die Bewachung der Familien gefördert. Hierdurch konnte der Bruterfolg in den letzten vier Jahren deutlich erhöht und die Anzahl der Brutpaare mehr als verdoppelt werden (2007: 8 BP).

Farbig beringter Goldregenpfeifer im Alter von 37 Tagen. Foto: Axel Degen.

In der Brutsaison 2007 wurde ein flügger Jungvogel beobachtet, der nicht aus den bekannten Brutgebieten stammte. Daher besteht die Hoffnung, dass es weitere bisher unbekannte Vorkommen in Niedersachsen gibt, und dass es infolge des erhöhten Bruterfolgs zu Neuansiedlungen kommt. Diese sind auf offenen, vegetationsarmen industriellen Abtorfungsflächen oder auf anderen gebrannten bzw. schütter bewachsenen Moorflächen zu erwarten. Die Brutvögel suchen ihre Nahrung überwiegend auf Grünland im Umfeld der Moore. Daher könnte die Nachsuche im angrenzenden Grünland erste Hinweise auf Vorkommen geben. Um gegebenenfalls nach Absprache mit den Torfwerken Gelege zu suchen und die entsprechenden Schutzmaßnahmen treffen zu können, bitten wir um die zeitnahe Meldung von Goldregenpfeiferbeobachtungen in Moorgebieten sowie auf den angrenzenden Grünländern und Äckern. Hierbei sind alle Beobachtungen aus dem Zeitraum von Mitte März bis Ende Juli von großem Interesse.

2004-07 wurden 40 Jungvögel vor dem Flüggewerden mit individuellen Farbringkombinationen markiert. Neben einem Stahlring der Vogelwarte Helgoland am rechten Tarsus tragen sie einen Farbring an der linken und zwei Farbringe an der rechten Tibia. Dabei wurden die folgenden Farben verwendet: Weiß, Gelb, Orange, Rot, Hellgrün, Dunkelgrün und Schwarz. Außerhalb der bekannten Brutplätze konnte bisher nur ein Individuum im Rheiderland, Landkreis Leer abgelesen werden. Um Informationen über Überlebensrate, Ansiedlung und Zugverhalten gewinnen zu können, sind alle Ablesungen von großem Wert.

Bitte melden Sie Ihre Beobachtungen und Ringablesungen Axel Degen, Elsa-Brandström-Str. 4, 49076 Osnabrück, axel.degen@t-online.de, 0173-2923480.

Axel Degen

In Memoriam

Joachim Haring (1917-2006)

An einem Frühlingstag im Jahre 1964, an dem ich als vogelkundlicher Anfänger wohl etwas ratlos mit meinem Feldstecher an der Wasserfläche des Göttinger Kiessees stand, ist mir Jochen Haring zum ersten Mal begegnet. Er erkundigte sich interessiert und einfühlsam und half mir bei der Vogelbestimmung. Aus dieser ersten Begegnung erwuchsen unzählige gemeinsame Touren und eine lebenslange Freundschaft. Immer wieder sind wir auch in unser Lieblingsrevier, an den Seeburger See gefahren – zuletzt im März 2006. Mit Jochen Harings Tod am Heiligabend 2006 ist eine Tradition zu Ende gegangen, die in meiner Erinnerung einen ganz besonderen Platz findet.

Viele Ornithologen Südniedersachsens haben ähnlich zu Jochen Haring gefunden. Er wohnte direkt am Kiessee und sein gemütliches Haus ist über Jahrzehnte Treffpunkt der südniedersächsischen Vogelkundler gewesen. Dort lernten wir uns immer besser kennen, erzählten von unseren Beobachtungen, diskutierten was uns gerade bewegte und genossen die Gastfreundschaft von ihm und seiner Frau. Wir waren die Göttinger Ornithologen „um Joachim Haring“ – so stand es auf unseren Jahresberichten. Wir haben seine bescheidene und sympathische Art, seine Hilfsbereitschaft, den stets freundlichen und einfühlsamen Umgang mit Menschen und sein immer aktives Interesse und hervorragendes Fachwissen geschätzt (nicht nur in Sachen Vogelkunde – seine Beiträge zur Verbreitung heimischer Orchideen sind ein anderes Beispiel). So hat er eine große Gemeinschaft begeisterter Naturbeobachter beseelt und über lange Zeit die vogelkundliche Arbeit in der Gegend entscheidend mit geprägt. Anlässlich seines 85. Geburtstages sind sein Leben und Wirken ausführlich gewürdigt worden [H. Oelke, Beitr. Naturk. Niedersachsens 55, 149-150 (2002)].

Kaum war man bei Jochen Haring, schon faszinierte er den Besucher durch begeisterte Erzählungen von einem gerade aktuellen Thema – und das bis in sein hohes Alter. Er wusste sich auf eine beeindruckende Fernsehsendung oder ein bestimmendes Buch zu konzentrieren, dessen Inhalt er so überzeugend weitergab, als hielte er einen Vortrag darüber. Sein Erinnerungsvermögen war beeindruckend, ob es um die Einzelheiten einer Beobachtung ging oder um ein Abenteuer während einer gemeinsamen Fahrt – das ich manchmal schon vergessen hatte. Seine Erlebnisse und Erfahrungen waren vielseitig und unerschöpflich, und er erzählte uns gerne und engagiert davon. Wer ihn kannte, hat viele solche Erinnerungen, ist dankbar dafür und wird seine Erzählungen jetzt sehr vermissen.

In jüngerer Zeit hat Jochen Haring sein künstlerisches Talent für selbst gestaltete charakteristische Grußkarten verwandt. Oft hat er eine schöne Naturszene mit einer passenden Lebensweisheit in Kalligraphie gepaart. Auch diese Grüße werden wir vermissen. In manch einer Kartensammlung lebt nun aber die Erinnerung an den Ideenreichtum und die Kreativität dieses besonderen Menschen weiter.

Joachim Haring am Seeburger See, 1. Mai 2005. Foto: Klaus Hinsch

Klaus Hinsch

Wilhelm Lemke (1927-2007)

Am 30.8.2007 verstarb der bekannte Cuxhavener Ornithologe Wilhelm Lemke nach kurzer Krankheit. Lemke wurde am 18.2.1927 im vorpommerschen Groß-Teetzleben bei Demmin als Sohn eines Pfarrers geboren. Schon von früher Jugend an entwickelte er ein großes Interesse an der Vogelwelt und der Natur. Er beobachtete genau die Brut der Stare in einem Kasten am elterlichen Haus und war häufig in Greifenberg in Hinterpommern zu Gast, wo sein Onkel einen Bauernhof besaß und seinen Neffen zur Naturbeobachtung anleitete. So reifte in Lemke der Wunsch, einmal die Forstlaufbahn einzuschlagen. Aber noch 1944 ereilte den 17-jährigen Schüler des Gymnasiums in Swinemünde die Einberufung ins Kriegsheer. Eine schlimme Zeit begann für ihn, als er 1945 in russische Kriegsgefangenschaft geriet und als Zwangsarbeiter in ein Uranbergwerk in Tschechien deportiert wurde. Von hier gelang ihm auf abenteuerliche Weise 1949 die Flucht nach Hamburg, wo seine Familie nach ihrer Flucht aus Pommern eine Bleibe und sein Vater eine Stelle als Pfarrer gefunden hatte. Hier holte er sein Abitur nach und schlug eine Laufbahn beim Zoll ein.

In Hamburg unternahm er zum Teil zusammen mit ebenfalls ornithologisch interessierten Berufskollegen vogelkundliche Exkursionen, beteiligte sich an

den internationalen Wasservogelzählungen und am Aufbau des Arbeitskreises an der Staatlichen Vogelschutzwarte. An der Redaktion der Hamburger Avifaunistischen Beiträge, deren erster Band 1964 erschien, war er von Anfang an beteiligt.

1965 wurde Lemke nach Cuxhaven versetzt, wo er 1973 Zollamtsleiter mit einem großen Bezirk, der auch die Insel Helgoland umfasste, wurde. Noch 1987 wurde er nach einem Lehrgang an der Akademie in Sigmaringen als Diplom-Finanzwirt nachdiplomiert. Nach 40-jähriger Dienstzeit trat er 1989 in den Ruhestand.

Wilhelm Lemke 1983 als Beringer auf Neuwerk. Foto: Dörrbecker.

Im Raum Cuxhaven mit seiner außerordentlichen landschaftlichen Vielfalt aus Geestheiden, Mooren, Seen, Marschen, Watten und der nahen Insel Neuwerk fand Lemke ein reiches Betätigungsfeld für seine ornithologischen Interessen. Hier beteiligte er sich intensiv, zunächst unter Anleitung der älteren Ornithologen Hermann Rauhe und Werner Panzer, an der avifaunistischen Erforschung des Kreisgebietes. Frucht dieser Arbeit war die wertvolle Kreisavifauna mit dem Titel „Die Vogelwelt an Elb- und Wesermündung“, an deren Erarbeitung er – obwohl als Autor nicht genannt – den wesentlichen Anteil hatte.

Besondere Liebe entwickelte Lemke zur Insel Neuwerk, die er gründlich avifaunistisch erforschte und wo er seit Mitte der 1960er Jahre eine eifrige Beringungstätigkeit entfaltete. Von Ende der 1970er bis Ende der 1990er Jahre besaß er auf dieser Insel eine Hütte, die er auch anderen Ornithologen freigiebig zur Verfügung stellte. Manch seltene Art ging Lemke auf Neuwerk ins Netz wie Gelbbrauenlaubsänger, Goldhähnchenlaubsänger und Samtkopfgrasmücke. Seine reichen Erfahrungen legte er in dem 1982 erschienen Jordsand-Buch Nr. 1: „Die Vögel Neuwerks – Nordseeinsel im Wattenmeer“ nieder, wozu 1995 noch ein Nachtrag, die Jahre 1981 bis 1993 umfassend, als Band 27 der „Hamburger Avifaunistischen Beiträge“ erschien.

Regelmäßig und die letzten drei Jahrzehnte fast ausschließlich zusammen mit seiner verständnisvollen Frau Gisela unternahm Lemke größere Reisen, meist ornithologisch-naturkundlicher Art, die ihn bis nach Nordamerika, Südafrika, Sri Lanka und Australien führten. Auch beringte er zeitweise im Ausland und beteiligte sich noch 1993 mit 66 Jahren an einem internationalen Beringungscamp im Senegal.

Ein besonderes Interesse hegte Lemke stets für die ornithologische Literatur und verstand ein gründliches Literaturstudium als Grundlage jeder fruchtbringenden avifaunistischen Tätigkeit. Schon in seiner Hamburger Zeit sammelte er Literaturzitate zur Avifaunistik dieses Raumes und publizierte diese in mehreren Beiträgen. Anfangs unter deutlichen finanziellen Opfern schaffte er sich eine sehr umfangreiche eigene, vor allem faunistisch geprägte, ornithologische Bibliothek an, die sicher zu den bedeutendsten dieser Art in Niedersachsen gehört. Auch historische avifaunistische Literatur, z. B. auch aus seiner pommerschen Heimat, erwarb er sich, sofern ihm das finanziell tragbar erschien. Seine letzte Publikation war wieder eine akribisch erarbeitete Literaturzusammenstellung – und zwar für das Gebiet an Elb- und Wesermündung –, die Ende 2006 in seinem letzten Lebensjahr erschien. Bis zum Schluss blieb Lemke aktiv und kartierte noch bis zum Frühjahr 2007 für das Projekt Adebar, den neuen deutschen Brutvogelatlas.

Die Erforschung der Avifauna und der häufige Aufenthalt in der freien Natur führte Lemke wie viele andere Avifaunisten auch geradewegs zum Naturschutz. Er engagierte sich bei der Gesellschaft für Natur- und Umweltschutz (GNU – heute BUND) Cuxhaven und beim Bund für Vogelschutz (heute NABU), dessen zweiter Vorsitzender der Cuxhavener Gruppe er zeitweilig war. Auf Neuwerk und der benachbarten Insel Scharhörn war er zeitweise Referent des Vereins Jordsand zum Schutze der Seevögel. Seine avifaunistische Erforschung Neuwerks verstand er auch als Beitrag zur Einrichtung eines Wattenmeernationalparks, was für den hamburgischen Teil, zu dem Neuwerk gehört, 1990 auch gelang. Das Gleiche gilt für die Küstenheiden bei Cuxhaven und den ehemaligen Truppenübungsplatz Altenwalde. Daran, dass beide Gebiete heute für den Naturschutz gesichert sind, hatte Wilhelm Lemke wesentlichen Anteil. Er verstand sich aber nicht als lautstarker

Kämpfer für den Naturschutz in der Öffentlichkeit, sondern als sachkundiger und auf Ausgleich bedachter Unterstützer. Von 1978 bis 2001 wirkte er in diesem Sinne im Jagdbeirat der Stadt Cuxhaven.

Sein jahrzehntelanges Engagement für den Naturschutz brachte ihm zahlreiche Ehrungen ein, die er auch dankend annahm. 1986 erhielt er den Umweltschutzpreis der Stadt Cuxhaven und 1993 erfolgte die Verleihung des Niedersächsischen Verdienstkreuzes am Bande für die Belange des Umweltschutzes. Der NABU zeichnete ihn 2003 mit der Ehrennadel in Gold für die Verdienste um den Schutz der Natur und die Bewahrung einer lebenswerten Umwelt aus.

Wilhelm Lemke war ein überaus geselliger Mensch, der im Kreise seiner Familie – er hinterließ zwei Söhne, eine Tochter und zwei Enkelkinder-, bei Berufskollegen und bei den Ornithologen sehr beliebt war. Jahrzehntelang gehörte er dem Presseclub Cuxhaven an. Er war Mitglied der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und in mehreren regionalen ornithologischen und Naturschutzorganisationen. Regelmäßig besuchte er die Tagungen der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung. Schon früh knüpfte er Kontakte zu Ornithologen in der ehemaligen DDR. Ausgezeichnet hat ihn seine außergewöhnliche Aufgeschlossenheit gegenüber Ornithologen der jüngeren Generation, die bei ihm immer ein offenes Ohr und Unterstützung fanden. Viele heute bekannte Ornithologen verdanken ihm entscheidende Förderung. Im Hause an der Altenwalder Chaussee bei Gisela und Wilhelm Lemke herrschte eine außergewöhnliche Gastfreundschaft. Immer wieder stellten die beiden ihre Wohnung auch für Übernachtungsgäste zur Verfügung, z. B. solche auf dem Weg zur oder von der Insel Helgoland. Noch am 1. Juli 2007 trafen sich die Mitglieder des Vereins der Freunde und Förderer der Inselstation der Vogelwarte Helgoland, den er selbst von 1989 bis 2001 geleitet hatte, beim ihm zu Hause zur Mitgliederversammlung mit anschließendem Grillen in gemütlicher Atmosphäre. Keiner der Teilnehmer hat sich wohl vorstellen können, dass der so aktive und vitale Wilhelm Lemke wenige Wochen später nicht mehr leben würde. Die niedersächsische Ornithologie verliert mit ihm einen ihrer führenden Vertreter der regionalen Faunistik und seine vielen Freunde sind traurig über den Verlust eines prachtvollen Menschen.

Joachim Seitz

Für Niedersachsen und Neuwerk wichtige Veröffentlichungen Wilhelm Lemkes

(1975): Zur Vogelwelt der Medemsandinsel. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 7:13-18.
(1975): Die Brutvögel Neuwerks einst und jetzt. Hamb. Avifaun. Beitr. 13:145-186.
(1975): Samtkopfgrasmücke (*Sylvia melanocephala*), Gelbbrauenlaubsänger (*Phylloscopus inornatus*) und Goldhähnchenlaubsänger (*Ph. proregulus*) auf Neuwerk. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 7: 95.
(1982): Die Vögel Neuwerks – Nordseeinsel im Wattenmeer - Jordsandbuch Nr. 1. Cuxhaven. 247 S.
(1984): Bedeutung und Gefährdung der Naturschutzgebiete auf den hamburgischen Inseln Neuwerk und Scharhörn im Elbmündungsbereich. Vogel und Luftverkehr 4: 113-119.
(1985): Die Brutvögel des Wernerwaldes; Schriftenreihe der Ges. für Natur- und Umweltschutz Cuxhaven e.V., H. 8: 1-22.
(1995): Zur Vogelwelt des Truppenübungsplatzes Altenwalde bei Cuxhaven; Beitr. Naturkde. Niedersachs. 48: 1-16.
(1995): Die Vögel Neuwerks 1981-1993 – Nordseeinsel im Nationalpark „Hamburgisches Wattenmeer". Hamb. Avifaun. Beitr. 27: 5-184.
(1996): Zur Vogelwelt der Zwergstrauchheiden im Raum Cuxhaven. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 28: 19-30.
(1996): Zur Brutvogelwelt der Acker- und Grünlandflächen östlich von Arensch/Stadt Cuxhaven. NABU-Mitteilungen für Cuxhaven und Umgebung, Heft 3: 29-36.
(2003): Zur Vogelwelt des TrÜPl Altenwalde bei Cuxhaven: 1995–2002 – Ein aus Naturschutzsicht wichtiger Nachtrag. Natur und Umweltschutz (Zeitschrift Mellumrat) 2: 52-59.
(2006): Ornithologisches und naturkundliches Literaturverzeichnis für das Gebiet zwischen Elb- und Wesermündung. Schriftenreihe Natureum Niederelbe, Heft 4, Balje. 116 S.

Gemeinsame Veröffentlichungen

Lemke, W. & H.-J. Ropers (1995): Artenliste der Vögel im Nordseeheilbad Cuxhaven. Cuxhaven. 35 S.
Lemke, W. & H.-J. Ropers (2005): Zur Vogelwelt neuangelegter Teiche zwischen Cuxhaven und Otterndorf. NABU Cuxhaven. 20 S.

Hinweis: Ein vollständiges Veröffentlichungsverzeichnis wird in den Hamburger Avifaunistischen Beiträgen Bd. 35 erscheinen.

Ernst Preising (1911–2007)

Am 12. September 2007 starb Prof. Dr. Ernst Preising kurz vor Vollendung seines 96. Lebensjahres in Oberhaverbeck. Hier lebte er die letzten drei Jahrzehnte in der von ihm geliebten Lüneburger Heide. Bleibende Verdienste hat er sich vor allem um die Erforschung der Pflanzengesellschaften Niedersachsens erworben, an denen er bis zuletzt gearbeitet hatte. Sie sind erschienen in der Reihe Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Band 20, in bislang sieben Lieferungen 1990–2003.

Wenig bekannt ist sein langjähriges Engagement für den staatlichen Vogelschutz in Niedersachsen. 1954 hatte er die Leitung der „Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen“ übernommen und sie bis zu seiner Pensionierung 1976 zu einer bundesweit anerkannten Fachbehörde für Naturschutz ausgebaut. Schwerpunkt war zunächst die vegetationskundliche Kartierung des Landes, um landesweit schutzwürdige Bereiche zu erfassen und bewerten zu können.

Die staatlich anerkannte Vogelschutzwarte Niedersachsen, gegründet 1947, hatte ihren Sitz in Steinkrug/Deister und wurde vom Kultusministerium über eine Stiftung sowie aus Spenden der Verbände, unter anderem auch der Landesjägerschaft, finanziert. 1971 gelang es Ernst Preising, die Vogelschutzwarte nach Hannover zu holen und in die Fachbehörde zu integrieren. Entsprechend der Bedeutung dieses Schrittes wurde die dienstliche Bezeichnung „Naturschutz und Landschaftspflege“ erweitert auf „Naturschutz, Landschaftspflege, Vogelschutz“. Gleichzeitig konnte er erreichen, dass 1972 die Stelle eines Dezernenten für Tierökologie und Leiter der Staatlichen Vogelschutzwarte eingerichtet wurde. Auch die inhaltliche Erweiterung der Aufgabenbereiche über die Vegetationskunde hinaus hat er maßgeblich gefördert und geholfen, 1974 das Niedersächsische Tierarten-Erfassungsprogramm auf den Weg zu bringen. Weitere Aufgaben konnten in der Staatlichen Vogelschutzwarte unter seiner Regie zusammengeführt werden, wie z. B. der Seevogelschutz, bis dahin von der „Vogelwarte Helgoland“ wahrgenommen.

Ernst Preising war lange als Landesbeauftragter für Naturschutz selbst ehrenamtlich tätig. So war es für ihn selbstverständlich, die Zusammenarbeit der Fachbehörde mit den zahlreichen ehrenamtlichen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern an den Erfassungsprogrammen intensiv zu fördern. Beispielhaft ist hier die Zusammenarbeit der Staatlichen Vogelschutzwarte mit der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung hervorzuheben, die 1972 als Vereinigung Avifauna Niedersachsen gegründet wurde. Auch die Brutvogelatlanten 1980 und 1997 sowie die 10 Lieferungen „Die Vögel Niedersachsens“ 1979-2005, ein Band steht noch aus, sind Zeugnis für diese richtungsweisende Entscheidung. Erschienen sind sie sämtlich in der Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, eine Reihe, die Ernst Preising 1961 ins Leben gerufen hatte.

Die niedersächsischen Ornithologen erinnern sich dankbar an Ernst Preising und seinen Einsatz für den Vogelschutz.

Hartmut Heckenroth

Wechsel in der Schriftleitung

Mit diesem Band sind Schriftleitung und Redaktion in neue Hände übergegangen (s. 2. Umschlagseite). Wir möchten uns bei Jürgen Ludwig und Axel Degen, die über viele Jahre die Vogelkundlichen Berichte aus Niedersachsen (VBN) maßgeblich vorangebracht haben, ganz herzlich bedanken und freuen uns auf die weitere gute Zusammenarbeit.

Peter Südbeck

Dank an Gutachter

Für die Begutachtung und Bearbeitung von Manuskripten des 39. Jahrgangs dieser Zeitschrift danken wir Alexander Mitschke und Herwig Zang.