

Bestandsentwicklung und Rastphänologie ausgewählter Wasservogelarten im EU-Vogelschutzgebiet Dümmer

Ulrike Marxmeier & Frank Körner

MARXMEIER, U., & F. KÖRNER (2009): Bestandsentwicklung und Rastphänologie ausgewählter Wasservogelarten im EU-Vogelschutzgebiet Dümmer. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 41: 1-42.

Das „Feuchtgebiet internationaler Bedeutung Dümmer“ (3.600 ha) ist eines der wichtigsten Rast- und Überwinterungsgebiete für wandernde Vogelarten in Nordwest-Deutschland. Für den Zeitraum April 1993 bis Juni 2007 wurden die Bestandsentwicklung und das jahreszeitliche Auftreten von 19 Wasservogelarten basierend auf Pentaden-Zählungen analysiert und mit Ergebnissen aus zurückliegenden Zeiträumen verglichen. Die häufigsten Arten im Untersuchungszeitraum waren Stockente *Anas platyrhynchos*, Blässgans *Anser albifrons*, Saatgans *Anser fabalis* und Pfeifente *Anas penelope*. Die Bestände von Kormoran *Phalacrocorax carbo*, Bläss- und Graugans *Anser anser*, Schnatter- *Anas strepera* und Tafelente *Aythya ferina* nahmen innerhalb des Zeitraums 1993/94-2006/07 signifikant zu. Je nach Jahreszeit zeigten die untersuchten Arten unterschiedliche Bestandsentwicklungen: die Bestände von Bläss- und Graugans stiegen in Herbst, Winter und Frühjahr, von Kormoran und Schnatterente im Herbst und Winter, von Pfeif-, Tafel- und Schellente *Bucephala clangula* im Winter und von Höckerschwan, Krick- *Anas crecca*, Spieß- *Anas acuta*, Löffel- *Anas clypeata* und Reiherente *Aythya fuligula* im Frühjahr an. Nach der Ramsar-Konvention erfüllte der Dümmer das Kriterium eines international bedeutenden Feuchtgebiets sowohl aufgrund der Gesamtsumme anwesender Wasservögel als auch aufgrund der Rastbestände der Arten Blässgans, Stock- und Löffelente. Für weitere acht Arten wurde das Kriterium eines Rastgebiets von nationaler Bedeutung erfüllt. Die Gesamtzahl der gleichzeitig im Gebiet rastenden Wasservögel erreichte in den 2000er Jahren mit nahezu 65.000 Ind. (ohne Möwen) einen neuen Höhepunkt. Die Zunahme der Rastvogelbestände ist u. a. auf diverse Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen, wie das Winterfahrverbot auf der Seefläche, die Einschränkung der Jagd in Teilgebieten, die Wiedervernässung von Teilbereichen des Grünlandes, aber auch auf limnologische Veränderungen im See zurückzuführen. Notwendige weiterführende Maßnahmen zum Schutz der Rastvögel sind die Beibehaltung und Ausdehnung von störungsberuhigten Zonen, ein verbessertes Angebot an überschwemmten Flächen nicht nur im Winter und Frühjahr, sondern auch im Herbst, die Einbeziehung weiterer Flächen im Umland in das EU-Vogelschutzgebiet sowie eine Vernetzung mit anderen Schutzgebieten in der Diepholzer Moorniederung.

U. M., & F. K., Naturschutzring Dümmer e.V., Am Ochsenmoor 52, D-49448 Hüde, naturschutzring.duemmer@t-online.de

1 Einleitung

Der Dümmer und das südlich angrenzende Ochsenmoor dienen zahlreichen Wasservögeln als Mauer-, Rast- und Überwinterungsgebiet. Aufgrund der hohen Rastbestände, insbesondere im Herbst und Winter, wurde dem Gebiet bereits 1976 der Status eines Feuchtgebietes Internationaler Bedeutung gemäß der Ramsar-Konvention zuerkannt (ZWFD 1993). Heute gehört es als EU-Vogelschutz-

gebiet mit einer Größe von 4.650 ha zum europäischen Schutzgebietsnetz NATURA 2000.

Das Erscheinen einer ausführlichen Avifauna des Dümmergebietes von LUDWIG et al. (1990) liegt nahezu zwei Jahrzehnte zurück. Nicht nur die Rastbestände und die Rastphänologie verschiedener Wasservogelarten haben sich seitdem z. T. deutlich verändert. Im Gewässer selbst finden seit der Jahrtausendwende komplexe Entwicklungen statt, die

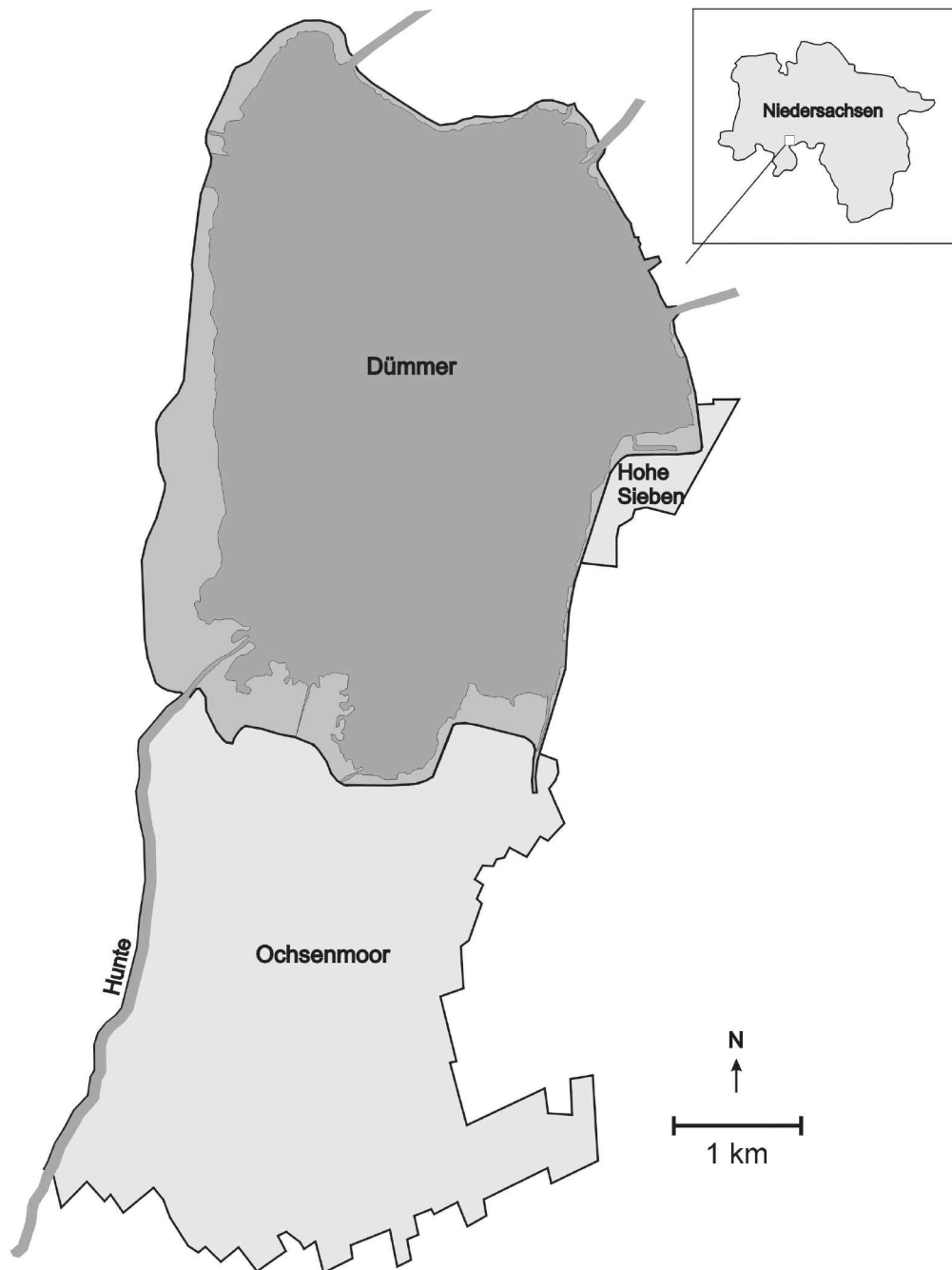


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet mit den Teilgebieten Dümmer (1.600 ha) und Ochsenmoor (1.029 ha). – *Study area with the sections Lake Dümmer (1,600 ha) and Ochsenmoor (1,029 ha).*

Einfluss auf die Vogelwelt nehmen. Auch wurden umfangreiche Entwicklungsmaßnahmen des Naturschutzes durchgeführt mit dem Ziel, das Rastgebiet zu optimieren. Deshalb, und wegen der bereits festzustellenden bzw. noch zu erwartenden klimatischen Veränderungen nicht nur in Mitteleuropa und ihrer Auswirkungen auf die Vogelwelt (BAIRLEIN & EXO 2006), scheint es geboten, die Entwicklungen des Wasservogelbestandes im Dümmergebiet darzustellen.

Die vorliegende Arbeit dokumentiert die Entwicklung der Rastbestände von 19 häufigen bzw. regelmäßig auftretenden Wasservogelarten von 1993/94 bis 2006/07 anhand von Saisonsummen (Vogeltagen), Saisonmaxima und Analysen zur Phänologie der verschiedenen Arten. Die Entwicklungen werden in Beziehung zu ökologischen Veränderungen im Dümmer, Optimierungsmaßnahmen und dem Witterungsverlauf gesetzt und mit den Ergebnissen der Rastvogelerfassungen aus den Jahren 1959 bis 1987 (LUDWIG et al. 1990) und Entwicklungen in anderen Gebieten verglichen. Weiterhin wird die Bedeutung des Dümmer für alle betrachteten Arten nach den überarbeiteten und aktuell geltenden Kriterien nach BURDORF et al. (1997) und WAHL et al. (2007) ermittelt.

2 Untersuchungsgebiet

Allgemeines

Der Dümmer (52° 31'N, 8° 20'E), mit 16 km² Fläche zweitgrößter See des nordwestdeutschen Tieflands, liegt im Südwesten von Niedersachsen. Hauptzufluss ist die im Wiehengebirge entspringende Hunte. Die Tiefe des Flachsees beträgt zwischen 0,5 und 1,5 m. Um Überschwemmungen des Umlandes zu verhindern, wurde der See 1953 eingedeicht und dient seitdem als Hochwasserrückhaltebecken (LUDWIG et al. 1990). Seit 1961 sind 745 ha des Gebiets als Naturschutzgebiet Dümmer und seit 1971 75,3 ha als Naturschutzgebiet Hohe Sieben ausgewiesen. Die Naturschutzgebiete dürfen im Sommerhalbjahr weder befahren noch betreten werden. Im Süden, Westen und Norden des Sees schließen sich unterschiedlich ausgedehnte Grünlandgebiete unterschiedlicher Größe an. Das im Süden des Sees gelegene Ochsenmoor - seit 1995 mit ca. 1.029 ha Fläche als Naturschutzgebiet ausgewiesen - wurde in den 1990er Jahren sukzessive

wiedervernässt. Vor allem der nordwestliche Bereich wird im Winterhalbjahr für mehrere Wochen bis Monate überstaut. Im Norden des Sees liegt ein weiteres Grünlandgebiet, das Osterfeiner Moor, das seit den 2000er Jahren in kleineren Teilbereichen vernässt wird.

Limnologische Veränderungen im See

Der Dümmer zählte seit den 1960er Jahren zu den hypertrophen Gewässern. Er war bis in die 1990er Jahre durch starke Wassertrübung, Algenmassenwachstum, Schlammablagerungen, einem Fehlen von Unterwasservegetation, einer stark reduzierten Benthosfauna sowie Massenvorkommen von kleinwüchsigen Weißfischen gekennzeichnet (RIPL 1983, LUDWIG 1990). Erst in den 2000er Jahren trat eine unerwartete Veränderung ein: in den Jahren 2000 und 2001 wurden in den Sommermonaten mehrfach länger anhaltende Klarwasserphasen, im Jahr 2002 eine kurzfristige Klarwasserphase beobachtet (vgl. KÖRNER & MARXMEIER 2000, RICHTER et al. 2002). Diese wurden vermutlich durch Verschiebungen der Dominanzverhältnisse zwischen den Organismen im See verursacht: Der Fischbestand hatte ab-, der Bestand an Benthosorganismen und tierischem Plankton zugenommen (BÄTJE 2001, KÄMMEREIT 2005). Auch in den folgenden Jahren blieb der Fischbestand auf einem niedrigeren Niveau, eine Kleinwüchsigkeit war nicht mehr festzustellen (KÄMMEREIT et al. 2005). Gleichzeitig etablierten sich erste Unterwasserpflanzen (BLÜML et al. 2008). Trotz unvermindert hohem Nährstoffeintrag über die Hunte (POLTZ et al. 2003) und trotz Rückdüngung durch Schlammablagerungen im See selbst (RIPL 1983) ist der Dümmer vorerst nicht wieder in seinen früheren Zustand zurückgefallen, sondern zeigt deutliche Zeichen einer gewässerökologischen Erholung.

Beruhigungsmaßnahmen am See und im Ochsenmoor

Jagdruhe kehrte am Dümmer bereits seit der Ausweisung der gesamten eingedeichten Fläche des Sees als Wildschutzgebiet im Jahr 1968 mit einem Verbot der Jagd auf Wasservögel ein. Im Ochsenmoor wurde die Jagd nach Ankauf von Flächen durch die Öffentliche Hand über Pachtaufgaben ab dem Jahr 1998 deutlich eingeschränkt. Es finden seitdem keine Treibjagden mehr statt und es dürfen

innerhalb bestimmter Zeiträume nur wenige Arten (Rehe, Raubsäger) bejagt werden (J. Göttke-Krogmann, pers. Mitt.).

Weitere Beruhigungsmaßnahmen im Dümmergebiet waren zum einen das Inkrafttreten der Dümmer- und Steinhuder Meer-Verordnung (DStMVO) am 18.10.1995, die eine Beruhigung des Sees durch ein Befahrensverbot von Anfang November bis Ende März sowie die Ausweisung von Ruhezonen bei Eislage auf dem See festlegt, und zum anderen die Sperrung einiger Binnenwege im Ochsenmoor.

3 Material und Methoden

3.1 Erfassung und Datengrundlage

In der vorliegenden Arbeit werden Arten der Familien Lappentaucher – Podicipedidae, Kormorane – Phalacrocoracidae, Entenvögel – Anatidae und Rallen – Rallidae berücksichtigt, die in größerer Anzahl und/oder regelmäßig im Dümmergebiet rasten.

Die Aufnahme des Rastvogelbestandes erfolgte von April 1993 bis Juni 2007 im Pentadenrhythmus. Die Daten wurden zum überwiegenden Teil ehrenamtlich vom Naturschutzring Dümmer e.V., ein Teil wurde im Auftrag des Landes Niedersachsen an den von der Staatlichen Vogelschutzwarte vorgegebenen Terminen der Wasser- und Watvogelzählungen in Niedersachsen erhoben. Die Erfassungen wurden ausschließlich durch die Autoren durchgeführt.

Die Erfassung erfolgte in der Regel während der Morgenstunden, erstreckte sich besonders im Herbst/Winter jedoch bis in den Nachmittag hinein. Die angewendete Erfassungsmethodik lehnte sich an HUSTINGS et al. (1989) und BIBBY et al. (1995) an. In jeder Pentade wurde mindestens eine Zählung durchgeführt, am See in den 1990er Jahren sogar zwischen ein und vier, in den 2000er Jahren ein bis zwei. Es wurde dabei jeweils der gesamte See einmal umrundet. Der Deich und zusätzlich Aussichtstürme ermöglichten eine überwiegend gute Sicht auf die Seefläche und die Uferbereiche. Die weiter von den Beobachtungspunkten entfernt liegenden Buchten im Südwesten des Sees, die durch Rastvögel stark frequentiert wurden, waren nicht vollständig einsehbar. Es muss davon ausgegangen

werden, dass der Wasservogelbestand dort nicht komplett erfasst werden konnte. Die ermittelten Bestandszahlen sind daher sämtlich als Mindestwerte zu betrachten. Eine Doppelzählung der Vögel bei den Erfassungen konnte durch die Übersichtlichkeit des Gebietes und ein Arbeiten entlang der offenen Seefläche von Süd nach Nord weitestgehend ausgeschlossen werden. Vor allem in den Wintermonaten war aufgrund der dichten Ansammlungen bzw. der weiträumigen Verteilung der Enten auf dem See eine sichere Artbestimmung nicht immer möglich. Es wurde vereinfachend angenommen, dass es sich bei den nicht bestimmbareren Enten zum weitaus überwiegenden Teil um Stockenten handelte, da sie als häufigste Art den höchsten Anteil am gesamten Rastbestand hatten und sich bevorzugt in großen Anzahlen in den betreffenden Arealen des Sees aufhielten. Deshalb wurden sie bei den Artbearbeitungen bei der Stockente mit einbezogen. Im Ochsenmoor wurde der Rastbestand über das gesamte Jahr an den im zweiwöchigen Rhythmus erfolgenden Zählungen der Wasser- und Watvogelzählungen in Niedersachsen erfasst. Sofern im Ochsenmoor Wasserflächen vorhanden waren, wurden diese für die Erfassung von Entenrastbeständen im gleichen Rhythmus wie am See kontrolliert. Diese Flächen wurden nach Trockenfallen nicht mehr kontrolliert, da sich hier nur noch äußerst geringe Anteile der Vogelbestände aufhielten. Die Gänserastbestände wurden zusätzlich zu den zweiwöchigen Zählterminen regelmäßig mindestens einmal pro Pentade auf einer Fläche von ca. 700 ha des Ochsenmoores erfasst. Die Flächen des Ochsenmoores konnten über das bestehende Wegenetz erreicht werden und waren nahezu vollständig einsehbar. Als optische Hilfsmittel dienten Ferngläser und Spektive. Während die Entenrastbestände des gesamten EU-Vogelschutzgebietes durch die vorliegende Arbeit nahezu vollständig abgebildet werden konnten, geben die aufgeführten Gänserastbestände nur mit Einschränkungen den Gesamtbestand wieder, da sich die Vögel nicht nur in den Teilgebieten Dümmer und Ochsenmoor aufhielten, sondern ebenfalls in den hier nicht betrachteten Grünlandgebieten im Norden des Sees oder in der weiteren Umgebung des Dümmeres.

Wenn möglich, wurden bei Vogelansammlungen die einzelnen Individuen exakt ausgezählt. Bei Ansammlungen von Gänsen und Stockenten, die eine

Anzahl von 6.000 Individuen überschritten, wurde allerdings zu einer Schätzung anhand einer Einteilung in Zehnerblöcke übergegangen (vgl. BIBBY et al. 1995). Nur selten war es erforderlich gröbere Schätzungen durchzuführen.

3.2 Auswertung und Darstellung der Daten

Definitionen

Mittelwerte der Pentadenmaxima: Pro Art liegen für jede Pentade z. T. mehrere Werte vor. Für die weitere Auswertung wurde stets das Maximum des festgestellten Bestandes innerhalb einer Pentade verwendet. Es wird davon ausgegangen, dass dieser Wert den tatsächlichen Bestand für die jeweilige Pentade am realistischsten wiedergibt, da bei den Kontrollen die Bestände nicht vollständig erfasst werden können (s. o.). Für die Darstellung der Phänologie wurden die Mittelwerte der Pentadenmaxima verwendet. Damit wird verhindert, dass in einem Jahr auftretende, ungewöhnlich große Rastbestände das Bild verzerren. Die Mittelwerte wurden für die Zeiträume 1993/94-1999/2000 und 2000/01-2006/07 getrennt berechnet und dargestellt (Erläuterung s. unten).

Saison, Rastsaison: Eine Rastsaison erstreckt sich von Anfang Juli eines Jahres bis Ende Juni des darauf folgenden Jahres (vgl. BLEW et al. 2005, WAHL et al. 2007).

Saisonsomme: Pro Saison liegen 73 Werte der Pentadenmaxima vor. Durch Aufsummieren der Werte und Multiplikation mit dem Faktor fünf wurden die „Vogeltage“ bezogen auf die jeweilige Saison errechnet. Dabei wird vereinfachend vorausgesetzt, dass sich der Vogelbestand innerhalb von fünf Tagen nur unwesentlich änderte, d. h. dass der Bestand an den fünf Tagen einer Pentade hinreichend genau durch das jeweilig ermittelte Pentadenmaximum repräsentiert wurde (vgl. BLEW et al. 2005).

Saisonmaximum: Der höchste pro Art an einem Tag festgestellte Rastbestand innerhalb einer Rastsaison wird als Saisonmaximum bezeichnet.

Jahreszeiten: Abhängig von der Jahreszeit lassen sich verschiedene Phasen des Vogelzuges abgrenzen.

Es wird unterschieden zwischen Frühjahr (März-Mai; Heimzug in Brutgebiete), Herbst (September-November; Zuzug aus Brutgebieten) und Winter (Dezember-Februar; Überwinterung sowie Zugbewegungen mit unterschiedlichen Richtungen zwischen verschiedenen Rastgebieten).

Ermittlung der Bedeutung als Rastgebiet: Für die Einstufung als international, national oder landesweit bedeutsames Rastgebiet wurden die in BURDORF et al. (1997) und WAHL et al. (2007) beschriebenen Kriterien für den jeweiligen Geltungszeitraum angewendet. Danach ist ein Rastgebiet von internationaler Bedeutung, wenn entweder mehr als 1 % der relevanten biogeografischen Population einer Art regelmäßig dort rasten oder wenn es regelmäßig 20.000 oder mehr Wasservögel (Summe aller Arten) beherbergt. Wegen des regen Austauschs der Wasservögel zwischen See und Ochsenmoor, insbesondere bei hohen Wasserständen im Grünland, wurden die beiden Teilgebiete zusammen bewertet.

Daten zu Saisonsummen und Saisonmaxima sind im Anhang (Tab. 7) zusammengestellt.

Statistik

Die Trends der Bestandsentwicklungen wurden durch lineare Regression ermittelt. Für einen Vergleich der Rastbestände der Zeiträume 1993/94–1999/2000 und 2000/01–2006/07 wurde der Mann-Whitney-U-Test angewendet. Dazu wurden die Vogeltage pro Art und Saison summiert und geprüft, ob sich die jeweils 7 Werte aus den zwei Zeiträumen signifikant voneinander unterscheiden. Zusammenhänge zwischen der Höhe lokaler Rastbestände (Vogeltage von Dezember bis Februar bzw. Januar) und Kennwerten zur Winterhärte wurden mittels Spearman-Rangkorrelation untersucht. Um zu prüfen, ob sich der Termin der Ankunft im Rastgebiet verschoben hat, wurde ermittelt, in welchen Pentaden fünf Prozent des saisonalen Gesamtbestandes erreicht wurden und über lineare Regression untersucht, ob im Untersuchungszeitraum Veränderungen auftraten. Als Signifikanzgrenze wurde bei den statistischen Tests jeweils $p < 0,05$ festgelegt. Irrtumswahrscheinlichkeiten werden folgendermaßen symbolisiert: * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$. Die prozentualen Änderungen der Rastbestände wurden eingeteilt in die Größenklassen $>5\%$ (5-9,9 %), $>10\%$ (10-19,9 %), $>20\%$ (20-

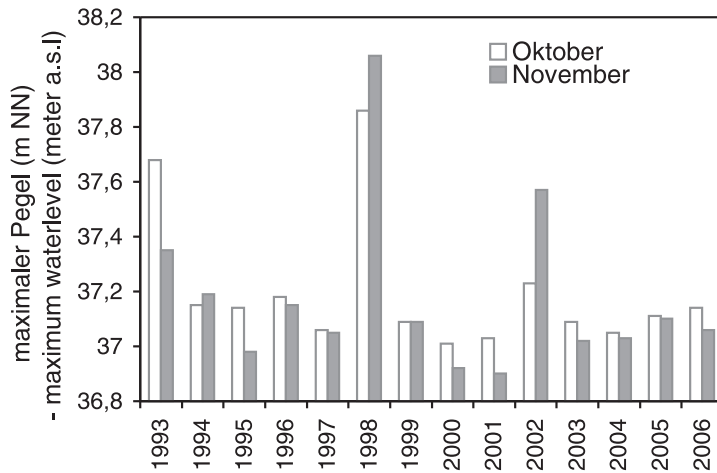


Abb. 2: Maximale Wasserstände des Dümmer in den Monaten Oktober und November 1993 bis 2006. – *Maximum water levels of Lake Dümmer in October and November during the period 1993 to 2006.*

35 %). Alle statistischen Tests wurden in „SPSS 11.5.1“ durchgeführt

3.3 Weitere Gebietsparameter

Herbstliche Überschwemmungen

In der zweiten Jahreshälfte wird das Ochsenmoor nicht aktiv vernässt, Überschwemmungen des Grünlandes gehen direkt auf Witterungsereignisse zurück. Kommt es zu starken Niederschlägen, steigt sowohl der Wasserstand im See als auch in den Grabensystemen im Ochsenmoor deutlich an. Von extremen Pegelanstiegen im Dümmer kann auf weiträumige Überschwemmungsereignisse im Ochsenmoor geschlossen werden, zumal Wasser des Sees bei Überschreiten eines bestimmten Staupegels dorthin abgelassen wird. Herbstliche Überschwemmungen tra-

ten in den Jahren 1993, 1999 und 2002 auf (Abb. 2). In der ersten Jahreshälfte ist ein Zusammenhang mit den Wasserständen des Dümmer bzw. mit der Niederschlagsmenge nicht gegeben, da dann Teilbereiche des Grünlandes gezielt per Grabenstau überschwemmt werden.

Winterstrenge

Als Maß für die Winterstrenge wurde die Kältesumme (= Summe der mittleren Temperatur aller Frosttage) für den Winter der jeweiligen Saison (November bis Mitte März) herangezogen (vgl. WAHL & SUD-

FELDT 2005) und außerdem die Anzahl der Tage der jeweiligen Saison mit vollständiger Eisbedeckung des Sees. Temperaturdaten wurden der Datenbank der Mess-Station Hannover (Flughafen, Deutscher Wetterdienst (dwd.de)) entnommen. Die Höhe der Kältesumme korreliert signifikant mit der Anzahl

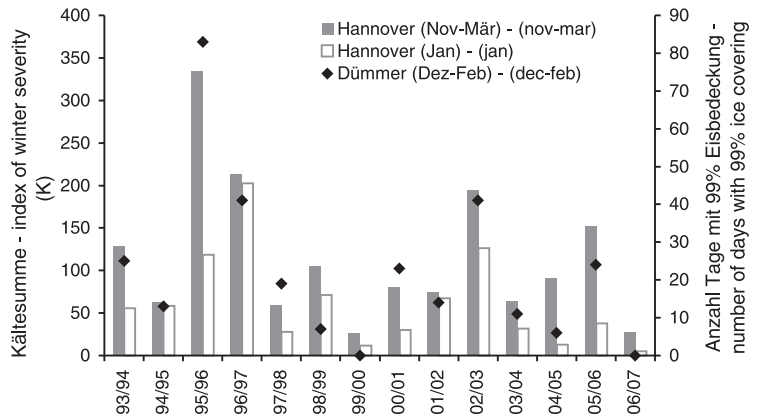


Abb. 3: Kältesumme für die Winter (1. November bis 15. März) und für den Januar der Jahre 1993/94-2006/07 (Mess-Station Hannover) sowie Anzahl der Tage mit Eisbedeckung am Dümmer (Dezember-Februar; Raute). – *Index of winter severity (below-zero temperature sums for all days between 1st November and 15th March), January severity between 1993/94 and 2006/07 (meteorological station Hanover) and number of days with complete ice cover at Lake Dümmer (December-February; scatterplot).*

der Tage mit 99 % Eisbedeckung des Dümmer (Dezember-Februar; Pearson-Korrelation: $r = 0,949^{***}$, $n = 14$ (normalverteilte Daten nach Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest: $z = 0,711$, $p = 0,693$ bzw. $z = 0,859$, $p = 0,451$).

4 Ergebnisse und Diskussion

Nachfolgend sollen phänologische Aspekte, Bestandsgröße und Bestandentwicklung der einzelnen Wasservogelarten des Dümmer komprimiert behandelt werden. Da hier auf eine kompakte artbezogene Sichtweise Wert gelegt wird, erfolgt keine formale Auftrennung zwischen Ergebnis und Diskussion. Vorweg erfolgt eine Übersichtsbetrachtung zum Dümmer als Lebensraum für Wasser- und Watvögel, eine übergreifende Diskussion der für die Bestände relevanten Wirkfaktoren erfolgt in Kapitel 5.

4.1 Bedeutung des Gebietes als Rast- und Überwinterungsgebiet

Die Bedeutung des Dümmergebietes als Rast- und Überwinterungsgebiet wurde sowohl für die 1990er als auch für die 2000er Jahren erneut belegt (vgl. BLEW 1995, BLEW & SÜDBECK 1996, MELTER & SCHREIBER 2000). Zum einen wurde das 1 %-Kriterium zur Festsetzung des Status eines Gebietes als Feuchtgebiet internationaler Bedeutung für mehrere Arten regelmäßig erfüllt, zum anderen wurden nahezu alljährlich Bestände von über 20.000 Wasservögeln erreicht (Tab. 1; Abb. 4). Für weitere Wasservogelarten wurde eine nationale Bedeutung des Gebietes festgestellt (Tab. 1). In den 2000er Jahren erreichten Blässgans, Stock- und Löffelente international bedeutsame Bestände, bei einigen Arten wurden frühere Maximalbestände weit übertroffen, wie bei Kormoran, Saatgans, Löffel-, Krick-, Spieß- und Tafelente.

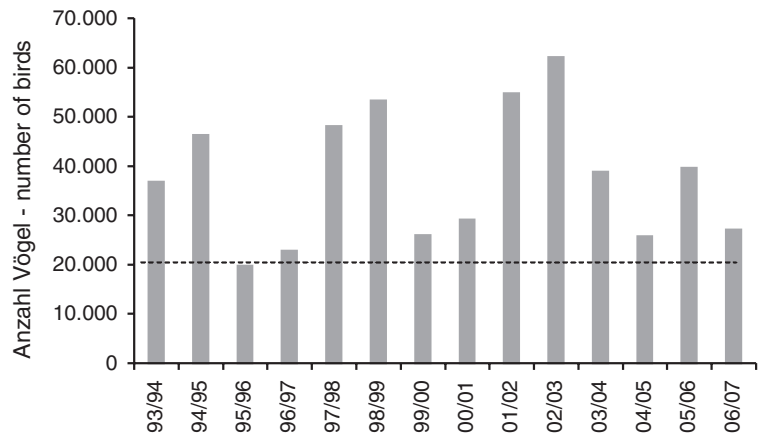


Abb. 4: Maximale Anzahlen aller Wasservögel pro Saison im Untersuchungsgebiet 1993/94–2006/07. Die Linie markiert den Schwellenwert von 20.000 Wasservögeln nach dem entsprechenden Kriterium der Ramsar-Konvention. – *Maximum numbers of waterbirds in the staging areas Dümmer and Ochsenmoor from 1993/94 to 2006/07. The line marks the 20,000 waterbird threshold according to the corresponding criterion of the Ramsar convention.*

4.2 Rastphänologie und Bestandentwicklung der untersuchten Arten

Haubentaucher *Podiceps cristatus*

Haubentaucher sind am Dümmer Brutvögel mit jahresweise stark wechselnden Anzahlen zwischen 20 und 250 Brutpaaren. Sie waren hauptsächlich von März bis November am Dümmer anzutreffen, den Winter über verließen die meisten Vögel das Gebiet. Die rastenden Vögel nutzten alle Teilbereiche des Sees, zu den Zugzeiten allerdings bevorzugt die offene Seefläche. In geringem Umfang wurde die Hunte im Süden des Sees aufgesucht. Der höchste Rastbestand wurde in den Monaten September/Oktober verzeichnet (Abb. 6a). Während der Rastbestand in den Monaten Juli, August und September von der Höhe des Brutbestandes beeinflusst wurde (lineare Regression: Juli: $r^2 = 0,472^{**}$; August: $r^2 = 0,567^*$; September: $r^2 = 0,432^{**}$, $n = 14$), lässt sich für den Oktober - vermutlich wegen verstärkt einsetzender Zugaktivität - kein Zusammenhang mehr erkennen. Zwischen der Höhe von Frühjahrsrast- und Brutbeständen zeichnete sich keine Korrelation ab. Das könnte darin begründet liegen, dass zahlreiche Paare wegen ungünstiger Bedingungen in manchen



Abb. 5: Wasservogelansammlung am Dümmer. Foto: Bernhard Volmer. – *Waterbirds at Lake Dümmer*.

Jahren nicht zur Brut schritten. Die Gesamttrastbestände zeigten im Untersuchungszeitraum von Saison zu Saison z. T. recht große Schwankungen, ein deutlicher Trend ließ sich jedoch weder im Verlauf der Jahre noch bei einem Vergleich der Rastbestände der 1990er Jahre mit denen der 2000er Jahre feststellen (Abb. 7, Tab. 2). Herauszustellen sind allenfalls die Saisons 1999/00 und 2001/02, in denen die Bestände etwas höhere Werte erreichten, die wohl in erster Linie auf die höheren Brutbestände 1999 und 2001 zurückgehen. Bei den Saisonmaxima ergaben sich ebenfalls keine eindeutigen Veränderungen. Auch für die verschiedenen Jahreszeiten ließ sich keine Aussage zum Trend machen, allerdings zeigte sich eine negative Korrelation der Höhe des Rastbestandes im Winter mit der Strenge des Winters (Tab. 5).

Am Dümmer fand seit den 1960er Jahren parallel zur überregionalen Entwicklung eine Zunahme des Brutbestandes und damit auch des Rastbestandes statt (HÖLSCHER et al. 1959, LUDWIG et al. 1990, BAUER & BERTHOLD 1996). Mitte der 1980er Jahre wurde mit 371 Brutpaaren bzw. 660 Individuen sowohl der höchste Brut- als auch der höchste Rastbestand verzeichnet (LUDWIG et al. 1990, MARXMEIER 1999). Ende der 1980er Jahre kam es

beim Brutbestand zu einem starken Einbruch (BELTING & BELTING 1992, KÖRNER 1993). In den 1990er Jahren blieb der Brutbestand auf niedrigem Niveau, auch die Rastbestände lagen z. T. deutlich niedriger als in den 1980er Jahren, möglicherweise ein Zeichen für eine verschlechterte Nahrungssituation. Auch in anderen Überwinterungsgebieten kam es in den 1980er Jahren zu starken Abnahmen, wie z. B. am Unteren Inn, an den Schweizer Seen und in Teilen Deutschlands, wie z. B. dem Bodensee, auf z. T. nur noch ein Viertel der vorherigen Bestände (BAUER & BERTHOLD 1996). Für den Bodensee wurde ein starker Rückgang von Weißfischen dafür verantwortlich gemacht (HEINE et al. 1999). Allerdings stiegen gleichzeitig die Winterbestände an der Ostküste Schleswig-Holsteins stark an, so dass es möglicherweise in einem gewissen Umfang zu einer Verlagerung gekommen war (BAUER & BERTHOLD 1996, SUDFELDT & WAHL 2007).

Es ist anzunehmen, dass die festgestellten Schwankungen des Rastbestandes im Untersuchungszeitraum zumindest zu einem Teil auf das Witterungsgeschehen im Winterhalbjahr zurückzuführen sind. Während in den Niederlanden ein zunehmender Teil der Brutpopulation im Winter nicht mehr wegzieht (VAN ROOMEN et al. 2006), ist eine Zunahme

Tab. 1: Bedeutung des Dümmergebietes als Rast- und Überwinterungsgebiet für die betrachteten Arten, Anzahl der Saisons von 1993/94-2006/07, in denen für die jeweilige Art der Schwellenwert für eine überregionale Bedeutung des Dümmergebietes erreicht wurde (Wertung nach BURDORF et al. (1997) und WAHL et al. (2007)) und mittlere Maxima der Rastbestände nach Arten von 1993/94 - 2006/07 und 1959-1987 (nach LUDWIG et al. 1990). – Importance of the Dümmer area for individual waterbird species, number of seasons from 1993/94 to 2006/07 in which threshold values were reached (based on criteria from BURDORF et al. (1997) and WAHL et al. (2007)), and maximum numbers of waterbirds 1993/94–2006/07 and 1959-1987 (see LUDWIG et al. 1990).

| Art - species | Bedeutung des Dümmer nach BURDORF et al. (1997) und WAHL et al. (2007) | international | | national | | landesweit | | Mittelwert der Saisonmaxima (letzte 5 Saisons) – mean of the maximum numbers per count season (the last 5 seasons) | Mittelwert der Saisonmaxima (letzte 10 Saisons) – mean of the maximum numbers per count season (the last 10 seasons) | Maximum Gesamtzeitraum – maximum numbers (1993/94-2006/07) | Maximum 1959-1987 – maximum numbers count period 1959-1987 |
|---|--|---|--|---|--|---|--|--|--|--|--|
| | | Jahre (letzte 5 Saisons) – years (the last 5 count seasons) | Jahre (Gesamtzeitraum) – (1993/94-2006/07) | Jahre (letzte 5 Saisons) – years (the last 5 count seasons) | Jahre (Gesamtzeitraum) – (1993/94-2006/07) | Jahre (letzte 5 Saisons) – years (the last 5 count seasons) | Jahre (Gesamtzeitraum) – (1993/94-2006/07) | | | | |
| Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i> | national | - | - | 4 | 13 | 5 | 14 | 315 | 382 | 591 (1999) | 660 (1984) |
| Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i> | national | 1 | 2 | 5 | 13 | 5 | 14 | 996 | 997 | 1.366 (2000) | 127 (1987) |
| Höckerschwan <i>Cygnus olor</i> | lokal | - | - | - | - | - | - | 21 | 17 | 27 (1994) | 44 (1987) |
| Saatgans <i>Anser fabalis</i> | landesweit | 1 | 3 | 2 | 6 | 5 | 14 | 7043 | 5620 | 27.250 (2003) | 3.500 (1987) |
| Blässgans <i>Anser albifrons</i> | international | 4 | 7 | 5 | 12 | 5 | 13 | 11911 | 9127 | 14.818 (2006) | 5.000 (1984) |
| Graugans <i>Anser anser</i> | national | - | 1 | 5 | 14 | 5 | 14 | 2267 | 1907 | 2.665 (2006) | 2.200 (1987) |
| Pfeifente <i>Anas penelope</i> | national | - | - | 5 | 14 | 5 | 14 | 6534 | 6026 | 8.537 (2002) | 430 (1987) |
| Schnatterente <i>Anas strepera</i> | landesweit | - | - | 2 | 4 | 5 | 14 | 152 | 151 | 226 (1998) | 102 (1983) |
| Krickente <i>Anas crecca</i> | national | 1 | 2 | 5 | 14 | 5 | 14 | 2212 | 2181 | 7.053 (2002) | 1500 (1961) |
| Stockente <i>Anas platyrhynchos</i> | international | 3 | 9 | 5 | 14 | 5 | 14 | 26799 | 30670 | 57.617 (2002) | 27.500 (1984) |
| Spießente <i>Anas acuta</i> | national | 1 | 2 | 5 | 13 | 5 | 14 | 436 | 393 | 741 (2002) | 600 (1961) |
| Knäkeute <i>Anas querquedula</i> | landesweit | - | - | - | 1 | 5 | 14 | 30 | 34 | 61 (2000) | 250 (1964) |
| Löffelente <i>Anas clypeata</i> | international | 4 | 12 | 5 | 14 | 5 | 14 | 1589 | 1583 | 3.417 (2002) | 400 (1961) |
| Tafelente <i>Aythya ferina</i> | national | - | - | 5 | 9 | 5 | 14 | 2045 | 1837 | 3.138 (2000) | 977 (1978) |
| Reihente <i>Aythya fuligula</i> | landesweit | - | - | - | - | 5 | 13 | 270 | 288 | 714 (2001) | 500 (1960) |
| Schellente <i>Bucephala clangula</i> | landesweit | - | - | - | - | 5 | 12 | 30 | 25 | 68 (2003) | 70 (1962) |
| Zwergsäger <i>Mergellus albellus</i> | landesweit | - | - | 1 | 3 | 5 | 14 | 79 | 78 | 150 (2006) | 300 (1974) |
| Gänseäger <i>Mergus merganser</i> | national | - | 1 | 5 | 13 | 5 | 14 | 586 | 705 | 1.795 (1996) | 700 (1987) |
| Blässralle <i>Fulica atra</i> | landesweit | - | - | - | - | 5 | 12 | 387 | 446 | 1.479 (1995) | 2.500 (1976) |

der Rastbestände bzw. eine zunehmende Überwinterungsneigung durch die tendenziell milder verlaufenden Winter am Dümmer bisher nicht festzustellen. Sicherlich werden die Rastbestände des Haubentauchers von der Verfügbarkeit geeigneter Nahrungsfische beeinflusst. So wird in den Niederlanden eine starke Dynamik der Rastbestände in Abhängigkeit von der Nahrungssituation an den verschiedenen Gewässern festgestellt (VAN ROOMEN et al. 2006). Beim Fischbestand des Dümmer gab es innerhalb der letzten Jahre starke Veränderungen. Während das Angebot an für den Haubentaucher geeigneten Nahrungsfischen in den 1980er Jahren und möglicherweise auch in den 1990er Jahren wegen Massenvorkommen kleinwüchsiger Weißfische vermutlich recht hoch war (LUDWIG 1990, MARXMEIER & DÜTTMANN 2002), hatte die deutliche Abnahme des Fischbestandes und das gleichzeitig einsetzende normale Wachstum der verbliebenen Fische in den 2000er Jahren (KÄMMEREIT et al. 2005) eine Verschlechterung des Nahrungsangebotes für den Haubentaucher zur Folge (s. 5.1).

Kormoran *Phalacrocorax carbo sinensis*

Kormorane brüten seit wenigen Jahren mit einzelnen Brutpaaren am Dümmer. Sie waren ganzjährig am Dümmer anzutreffen, nur bei vollständigem Zufrieren des Sees verließen sie das Gebiet.

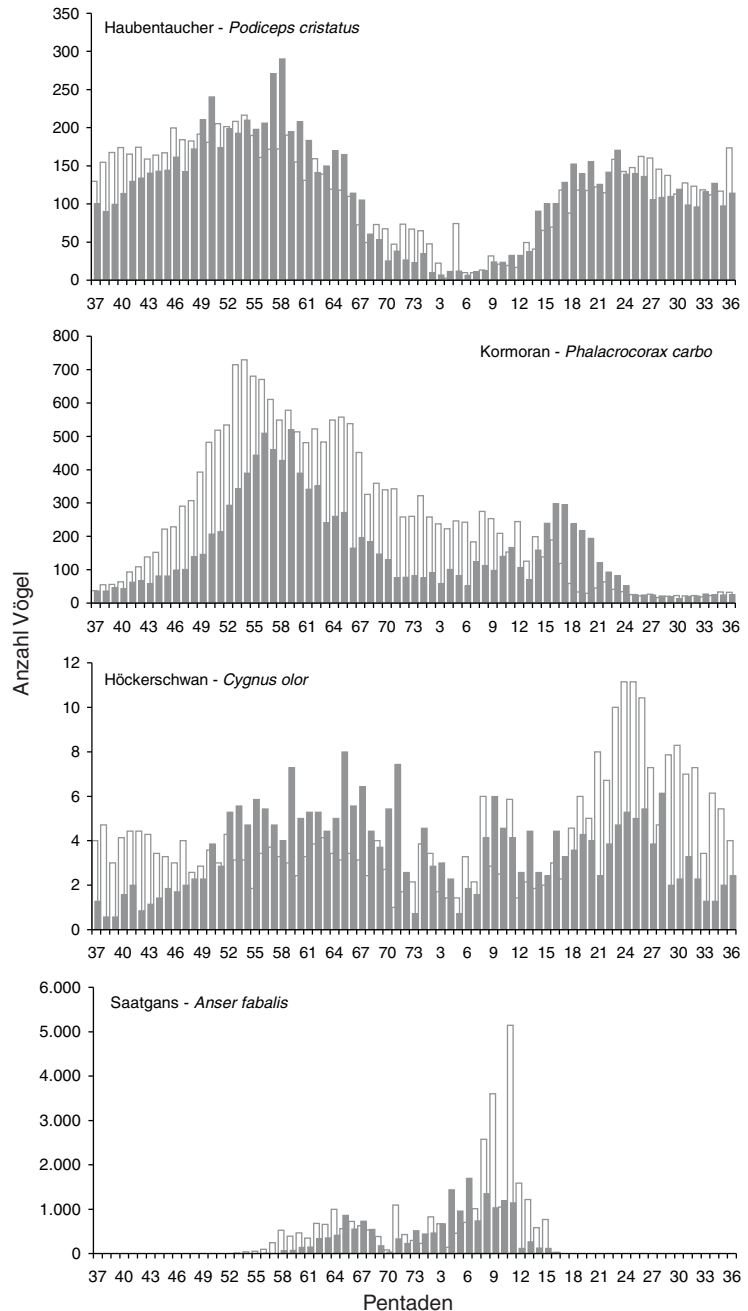


Abb. 6a-d: Phänologie ausgewählter Rastvogelarten im Dümmergebiet für die Saisons 1993/94 bis 1999/2000 (graue Säulen) und 2000/01 bis 2006/07 (weiße Säulen) als Mittelwerte der Pentadenmaxima ($n = 14$ Saisons). – Phenology of waterbird species in the Dümmer area from 1993/94 to 1999/2000 (grey bars) and 2000/01 to 2006/07 (white bars). Given are the mean values of maximum numbers per pentade ($n = 14$ seasons), starting in July of each year.

Tab. 2: Trends der Rastbestände ausgewählter Wasservogelarten im Dümmergebiet. Untersucht wurden Saisonsumme und Saisonmaxima der Seasons 1993/94 bis 2006/07 (lineare Regression, Trendausprägung: ++ = starke Zunahme, + = Zunahme, - = Abnahme) sowie Trends durch einen Vergleich der Seasons 1993/94-1999/2000 und 2000/01-2006/07 durch Mann-Whitney-U-Test (Trend: + = Zunahme, - = Abnahme). – Trends of waterbird populations at Dümmer area according to bird days and maximum numbers per season from 1993/94 to 2006/07 by linear regression (++ = strong increase, + = increase, - = decrease) trends of waterbird populations at Dümmer area according to differences between the seasons 1993/94-1999/2000 and 2000/01-2006/07 by Mann-Whitney-U-Test (Trend: + = increase - = decrease). * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$; ns = nicht signifikant, ns = not significant

| Art – species | Saisonsummen 1993/1994-2006/07 – Bird-days 1993/1994-2006/07 | | | Saisonsummen 1993/94-1999/00 gegenüber 2000/01-2006/07 – Bird-days 1993/94-1999/00 compared to 2000/01-2006/07 | | | Saisonmaxima 1993/1994-2006/07 – Maximum number of seasons | | |
|---|--|---------------|---|--|---------------|---|--|---------------|---|
| | Signifikanz – statistical significance | Trend – trend | jährliche Zu- bzw. Abnahme (%) – percentage change per year | Signifikanz – statistical significance | Trend – trend | jährliche Zu- bzw. Abnahme (%) – percentage change per year | Signifikanz – statistical significance | Trend – trend | jährliche Zu- bzw. Abnahme (%) – percentage change per year |
| Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i> | ns | | | ns | | | ns | | |
| Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i> | ** | + | >5 | * | + | >5 | * | + | >5 |
| Höckerschwan <i>Cygnus olor</i> | ns | | | ns | | | ns | | |
| Saatgans <i>Anser fabalis</i> | ns | | | ns | | | ns | | |
| Bläsgans <i>Anser albifrons</i> | *** | ++ | >10 | ** | + | >10 | *** | ++ | >10 |
| Graugans <i>Anser anser</i> | *** | + | >5 | ** | + | >5 | *** | + | >5 |
| Pfeifente <i>Anas penelope</i> | ns | | | ns | + | | ns | | |
| Schnatterente <i>Anas strepera</i> | ** | + | >5 | ** | | >5 | ** | + | >5 |
| Krickente <i>Anas crecca</i> | ns | | | ns | | | ns | | |
| Stockente <i>Anas platyrhynchos</i> | ns | | | ns | | | ns | | |
| Spießente <i>Anas acuta</i> | ns | | | * | + | | * | + | >5 |
| Knäkente <i>Anas querquedula</i> | ns | | | ns | | | ns | | |
| Löffelente <i>Anas clypeata</i> | ns | | | ns | | | ns | | |
| Tafelente <i>Aythya ferina</i> | ** | ++ | >10 | ** | + | >10 | ** | ++ | >10 |
| Reihente <i>Aythya fuligula</i> | ns | | | ** | + | | ns | | |
| Schellente <i>Bucephala clangula</i> | ns | | | ** | + | | ns | | |
| Zwergsäger <i>Mergellus albellus</i> | ns | | | ns | | | ns | | |
| Gänsesäger <i>Mergus merganser</i> | ns | | | * | - | | * | - | >5 |
| Blässralle <i>Fulica atra</i> | ns | | | ns | | | ns | | |

Tab. 3: Trends der Rastbestände ausgewählter Wasservogelarten im Dümmergebiet für Herbst, Winter und Frühjahr der Saisons 1993/94 bis 2006/07 (lineare Regression, Trendausprägung: ++ = starke Zunahme, + = Zunahme, - = Abnahme). Nur Arten mit signifikanter Korrelation sind aufgeführt. – Trends of waterbird populations at Dümmer area for autumn, winter and spring from 1993/94 to 2006/07 by linear regression (++ = strong increase, + = increase, - = decrease). Only species showing a significant correlation are included. * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$; ns = nicht signifikant, ns = not significant.

| Art – species | Winter (Dez - Feb) – winter (dec-feb) | | Frühjahr (Mär-Mai) – spring (mar-may) | | Herbst (Sep-Nov) – autumn (sep-nov) | |
|--------------------------------------|--|---------------|---|---------------|---|---------------|
| | Signifikanz – statistical significance | Trend – trend | Signifikanz – statistical significance | Trend – trend | Signifikanz – statistical significance | Trend – trend |
| Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i> | ** | ++ | | | ** | + |
| Höckerschwan <i>Cygnus olor</i> | | | | | | |
| Blässgans <i>Anser albifrons</i> | *** | ++ | *** | ++ | *** | ++ |
| Graugans <i>Anser anser</i> | *** | + | *** | + | *** | + |
| Pfeifente <i>Anas penelope</i> | * | + | | | | |
| Schnatterente <i>Anas strepera</i> | * | ++ | ** | ++ | | |
| Spießente <i>Anas acuta</i> | | | ** | ++ | | |
| Löffelente <i>Anas clypeata</i> | | | ** | + | | |
| Tafelente <i>Aythya ferina</i> | *** | ++ | | | | |
| Reihente <i>Aythya fuligula</i> | | | ** | ++ | | |
| Schellente <i>Bucephala clangula</i> | ** | + | | | | |
| | | | jährliche Zu- bzw. Abnahme (%) – percentage change per year | | jährliche Zu- bzw. Abnahme (%) – percentage change per year | |
| | | >10 | >10 | >10 | >10 | >5 |
| | | >10 | >10 | >10 | >10 | >10 |
| | | >5 | >5 | >10 | >5 | >5 |
| | | >5 | >10 | >10 | >10 | >10 |
| | | >10 | >10 | >5 | >10 | >10 |

Dementsprechend korrelierte die Höhe des Januarbestands negativ mit der Höhe der Kältesumme in diesem Monat (Tab. 5). Die Vögel waren zur Nahrungssuche in allen Bereichen des Sees am meisten allerding auf der freien Wasserfläche in der Seemitte. Sie bildeten dabei oft große Trupps von mehreren Hundert Individuen und durchschwammen innerhalb kurzer Zeit den gesamten See. Sie wurden stets von Möwenschwärmen begleitet, manchmal gesellten sich auch Gänseäger oder Haubentaucher hinzu.

Die höchsten Rastbestände wurden in den Monaten September und Oktober verzeichnet, ein weiterer, deutlich niedrigerer Bestands Gipfel trat in den 1990er Jahren im März auf, in den 2000er Jahren war der Frühjahrgipfel nur noch wenig ausgeprägt (Abb. 6b). Im Verlauf des Untersuchungszeitraums nahmen die Bestände in den Herbst- und Wintermonaten signifikant zu und zwar in den Monaten Oktober bis Januar (Tab. 4a). Im Frühjahr, d. h. im April, war dagegen eine deutliche Abnahme zu verzeichnen (Abb. 6b, Tab. 3, Tab. 4). Bis auf 2001/02 bis 2003/04 zeigten die Saisonrastbestände des Kormorans sowohl über den gesamten Untersuchungszeit-

raum als auch von den 1990er zu den 2000er Jahren eine signifikante Zunahme (Tab. 2, Abb. 7). Auch die Saisonmaxima nahmen signifikant zu (Abb. 7, Tab. 1, 2).

Eine deutliche Zunahme der Rastbestände im Dümmergebiet erfolgte bereits in den 1990er Jahren. Zeigten die Rastbestände am Dümmer in den 1960-1980er Jahren noch Jahresmaxima von meist unter 100 Kormoranen (LUDWIG et al. 1990), nahmen sie innerhalb der 1990er Jahre exponentiell zu. Ursache war wohl hauptsächlich ein genereller Anstieg des Brutbestandes in Mitteleuropa nach Beendigung der Verfolgung des Kormorans ab dem Jahr 1979, gestützt von einer günstigen Nahrungssituation durch Eutrophierung der Gewässer (BAUER & BERTHOLD 1996, SÜDBECK 1997). Auch am Dümmer fanden die Vögel in den 1980er Jahren durch Massenvorkommen kleinwüchsiger Fische hervorragende Nahrungsbedingungen vor, die wohl überwiegend auch in den 1990er Jahren noch bestanden (LUDWIG 1990; vgl. BAUER & BERTHOLD 1996). Der starke Zuwachs der Rastbestände scheint in den 2000er Jahren vorerst zu einem Ende gekommen zu sein, und das, obwohl Kormorane länger im Gebiet anwesend sind: während eine Überwinterung in den 1990er Jahren eher die Ausnahme war, wurde sie in den 2000er Jahren aufgrund der mildereren Witterung zur Regel (Tab. 5, Abb. 3). Eine Stagnation der Bestandszahlen zeigte sich auch in anderen Gebieten und wurde dort auf ein Erreichen der Kapazitätsgrenze zurückgeführt (vgl. BAUER & BERTHOLD 1996). Diese könnte auch am Dümmer erreicht sein. Der Fischbestand war am Dümmer zu Beginn der 2000er Jahre deutlich geringer als in den Jahren zuvor, möglicherweise ein Grund für die ebenfalls geringeren Saisonbestände des Kormorans von 2001/02–2002/03 (s. 5.1). Nach BLEW et al. (2007) nahmen die Rastbestände des Kormorans im Wattenmeer von 1995/96 bis 2003/04 stark zu. In den Niederlanden wurden an den verschiedenen Rastgewässern sowohl steigende oder stabile als auch fallende Kormoranbestände beobachtet (VAN ROOMEN et al. 2007). Die jeweiligen Entwicklungen wurden meist mit der Wasserqualität in Verbindung gebracht, die entweder direkt den Fischbestand oder aber (über die Sichttiefe im Gewässer) dessen Erreichbarkeit für den Kormoran beeinflussten. Positiv für den Kormoran hat sich am Dümmer sicherlich die Befahrensregelung ausgewirkt, die es ihm erlaubt, zumindest im Winter-

halbjahr ungestört den Fischschwärmen über die Seefläche zu folgen (s. 5.1).

Höckerschwan *Cygnus olor*

Höckerschwäne brüten mit einzelnen Paaren im Untersuchungsgebiet. Sie wurden ganzjährig angetroffen. In den Wintermonaten waren die Anzahlen am geringsten. Die höchsten Rastbestände wurden in den 1990er Jahren in den Herbstmonaten beobachtet, in den 2000er Jahren dagegen im April/Mai (Abb. 6c). Für die Monate April, Mai und Juni konnte ein deutlicher Anstieg des Bestandes festgestellt werden, für den Oktober ist dagegen eine Abnahme zu verzeichnen (Tab. 4a). Die Höhe der Rastbestände in den Wintermonaten zeigten keine Korrelation mit der Strenge des Winters. Die Vögel hielten sich vom Frühjahr bis zum Herbst bevorzugt in Uferbereichen des Sees sowie in Gräben und an überschwemmten Flächen des Ochsenmoores auf. Im Winter wurden meist Äcker im Umfeld des Dümmer aufgesucht. Seit dem Auftreten von Laichkrautinseln und der zu den Grünalgen gehörenden Art Wassernetz *Hydrodictyon reticulatum* wurden Höckerschwäne im Sommer zunehmend auf der freien Wasserfläche beobachtet (s. 5.1). Für die Entwicklung der Gesamttrastbestände des Höckerschwans ließ sich kein signifikanter Trend ermitteln, gleiches gilt für die Saisonmaxima (Abb. 7, Tab. 1).

Der Höckerschwan war im Dümmergebiet noch nie sehr zahlreich vertreten. In den 1960er Jahren lagen die Jahresmaxima meist unter 10 Ind. Ab Mitte der 1970er Jahre zeigte sich ein allmählicher Anstieg der Maxima auf 10-20 Ind. Damals lag der Bestands Gipfel im Februar/März (LUDWIG et al. 1990). Die überregional positive Bestandsentwicklung (BAUER & BERTHOLD 1996, SUDFELDT & WAHL 2007) zeichnete sich damit nur sehr schwach im Dümmergebiet ab. Das gilt auch für die 1990er und 2000er Jahre. Die leichte Bestandszunahme im Sommerhalbjahr könnte mit Vorsicht als Reaktion auf ein höheres Angebot an Wasserpflanzen bzw. insbesondere des Wassernetzes im Dümmer gewertet werden (vgl. BRANDT & NAGEL 2001). Laut HEINE et al. (1999) wird ein Angebot von plötzlich auftretenden submersen Pflanzen unverzüglich von Höckerschwänen genutzt. Eine deutliche Abhängigkeit zwischen dem Vorkommen von Unterwasserpflanzen und Höckerschwänen wird auch bei

VAN ROOMEN et al. (2006) gesehen.

Saatgans *Anser fabalis rossicus*

Die Hauptrastzeit erstreckte sich in den 1990er Jahren über den Zeitraum von Oktober bis März, in den 2000er Jahren trafen die Vögel bereits im September im Rastgebiet ein, damit verlängerte sich die Rastsaison um etwa 3 Wochen (Abb. 6d). Die frühere Ankunft ist statistisch signifikant (lineare Regression: $r^2 = 0,421^{**}$, $n = 14$). Obwohl Saatgänse abgeerntete Maisfelder im Umfeld des Sees (Rüschendorfer Moor, Kempphauser Moor, Brockumer Fladder) zur Nahrungssuche bevorzugten, hielten sie sich dennoch - meist nachmittags - auch im extensiven Grünland auf. Der See wurde tagsüber regelmäßig zur Aufnahme von Wasser und abends zur Nachtruhe aufgesucht. Er war weiterhin Zufluchtsort bei Störungen auf den Nahrungsflächen. Bei Starkfrost übernachteten die Gänse auf der zugefrorenen Seefläche. Die höchsten Rastbestände wurden in den 1990er Jahren in den Monaten Januar/Februar erreicht. In den 2000er Jahren verschob sich der Bestandsgipfel auf den Februar, in erster Linie allerdings verursacht durch hohe Anzahlen im Februar 2002/03 (Abb. 6d). Die Bestände stiegen im Untersuchungszeitraum im Oktober signifikant an (Tab. 4a), für die weiteren Monate ist keine deutliche Veränderung nachweisbar. Eine Korrelation der Rastbestandshöhe mit der Strenge des Winters konnte nicht festgestellt werden.

Die Saisonrastbestände der Saatgans zeigten im Zeitraum 1993/94–2006/07 von Saison zu Saison z. T. starke Schwankungen (Abb. 7). Besonders hoch waren die Bestände in den Saisons 1998/99 und 2002/03. Es ließ sich jedoch – ebenso wie bei den Saisonmaxima – insgesamt kein signifikanter Trend ermitteln (Abb. 7, Tab. 1, 2).

Im Dümmergebiet wurden in den 1960er und 1970er Jahren meist Jahresmaxima von unter 800 Saatgänsen festgestellt. Ab Ende der 1970er Jahre begannen die Rastbestände zuzunehmen, in den 1980er Jahren erreichten sie z. T. über 2.000 Ind. (LUDWIG et al. 1990). Die Zunahme ist vermutlich hauptsächlich auf überregionale Rastplatzverlagerungen in Mitteleuropa seit den 1950er Jahren zurückzuführen. Deutschland hat im Zuge dieser Entwicklung als Durchzugs- und Überwinterungsgebiet an Bedeutung gewonnen, nach MOOIJ (2000) hält

sich hier kurzzeitig der gesamte westeuropäische Flyway-Bestand auf. Das Rastgeschehen konzentriert sich dabei auf die gesamte norddeutsche Tiefebene mit einem Schwerpunkt in den östlichen Bundesländern (MOOIJ 2000). Seit den 1990er Jahren schien der Anstieg weitgehend beendet zu sein (MOOIJ 2000, SUDFELDT & WAHL 2007), in den Niederlanden wurde nach zwischenzeitlich fallenden Beständen in den 2000er Jahren in der Saison 2005/06 jedoch wieder eine Zunahme beobachtet (VAN ROOMEN et al. 2007). Im Dümmergebiet traten in den 1990er und 2000er Jahren hohe Bestände vor allem bei einem sehr guten Nahrungsangebot auf, wie in den Saisons 1998/99 und 2002/03, in denen viele Maisäcker in der näheren Umgebung des Sees wegen hoher Niederschlagsmengen im Herbst nur unvollständig oder gar nicht abgeerntet werden konnten und über mehrere Wochen Nahrung für Tausende Saatgänse boten. Es wurden mit 10.220 (Ende Januar) bzw. 27.250 Ind. (Ende Februar) doppelt bzw. vierfach höhere Bestände als in anderen Jahren festgestellt. Auch in den Niederlanden traten in der Saison 2002/03, insbesondere im Februar, hohe Saatgansbestände auf. Die Ursache wurde in der kalten Witterung gesehen, die den Abzug der Gänse verzögerte (VAN ROOMEN et al. 2004). Nach 2002/03 waren die Rastbestände am Dümmer auffallend niedrig. Ein Grund dafür ist vermutlich eine Umverteilung innerhalb der Region: an Stelle des Sees werden mittlerweile bevorzugt wiedervernässte Hochmoore in der Diepholzer Moorniederung als Schlafplatz genutzt (K. Lehn, pers. Mitt., eig. Beob.). Diese liegen häufig in geringerer Entfernung zu den als Nahrungshabitat bevorzugten Maisäckern, wie z. B. das Rehdener Geestmoor im Osten des Sees in einer Entfernung von 8 km oder die Wietingsmoore im Nordosten des Dümmergebietes in einer Entfernung von ca. 30 km. Meist erst bei Starkfrost, wenn die Wasserflächen in den Mooren zufrieren, kommen die Saatgänse wieder in höherer Anzahl zum Dümmer, um dort zu nächtigen. Zusätzlich wirkt sich sicherlich der auch in den östlichen Rast- und Überwinterungsgebieten häufiger milder verlaufende Winter auf den Zuzug von Saatgänsen aus, oft ziehen sie von dort erst bei einsetzender ungünstiger Witterung, wie z. B. starkem Schneefall, in hoher Anzahl in westliche Gebiete ab (vgl. VAN ROOMEN et al. 2006). Gleichzeitig lässt sich allerdings ein Trend zur früheren Ankunft in den westlich gelegenen Rastgebieten nachweisen, nicht nur am Dümmer,

sondern auch in den Niederlanden (vgl. VAN ROOMEN et al. 2007). Diese wird nach VAN ROOMEN et al. (2004) sowohl durch veränderte Landbewirtschaftung, d. h. durch eine ungünstiger werdende Nahrungssituation, als auch durch Vertreibungskaktionen und zunehmenden Jagddruck in den östlich gelegenen Rastgebieten (Polen, Ost-Deutschland) verursacht. Im Dümmergebiet profitierten Saatgänse in erster Linie von Beruhigungsmaßnahmen (s. 5.1).

Blässgans *Anser albifrons*

Blässgänse hielten sich bis auf einzelne übersommernde Individuen hauptsächlich im Winterhalbjahr im Dümmergebiet auf. Sie wurden im Zeitraum von September bis Anfang April festgestellt (Abb. 6e). Die Blässgänse flogen zwar wie Saat- und Graugänse auf abgeerntete Maisfelder im Umfeld des Sees, bevorzugt hielten sie sich jedoch zur Nahrungsaufnahme im vernässten Grünland auf. Neben der Seefläche nutzten sie auch stark überstaute Flächen als Schlafplatz. Der See wurde tagsüber regelmäßig zur Aufnahme von Wasser und abends zur Nachtruhe aufgesucht. Er diente zusätzlich als Zufluchtsort bei Störungen auf den Nahrungsflächen. Bei Starkfrost übernachteten die Gänse auf der zugefrorenen Wasserfläche. Die höchsten Rastbestände wurden in den Monaten Februar/März beobachtet. Für die Rastbestände der

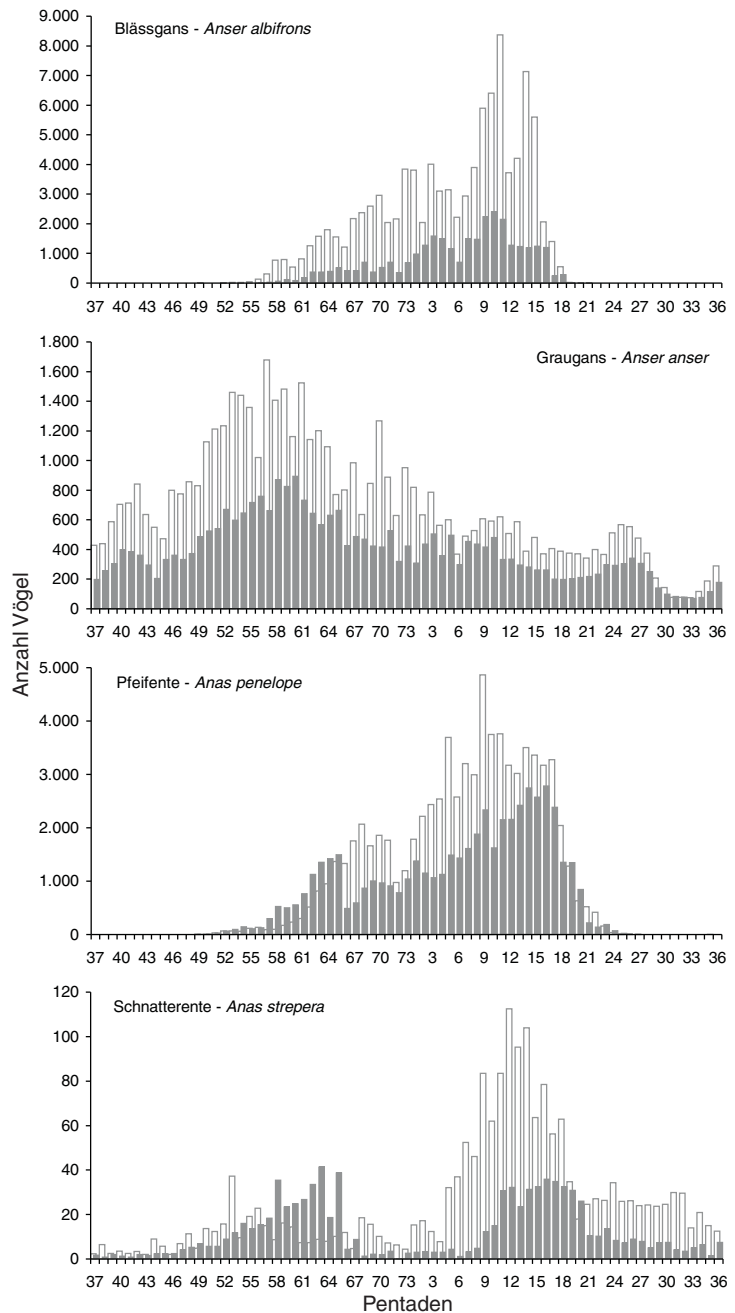


Abb. 6e-h: Phänologie ausgewählter Rastvogelarten im Dümmergebiet für die Saisons 1993/94 bis 1999/2000 (graue Säulen) und 2000/01 bis 2006/07 (weiße Säulen) als Mittelwerte der Pentadenmaxima (n = 14 Saisons). – Phenology of waterbird species in the Dümmer area from 1993/94 to 1999/2000 (grey bars) and 2000/01 to 2006/07 (white bars). Given are the mean values of maximum numbers per pentade (n = 14 seasons), starting in July of each year.

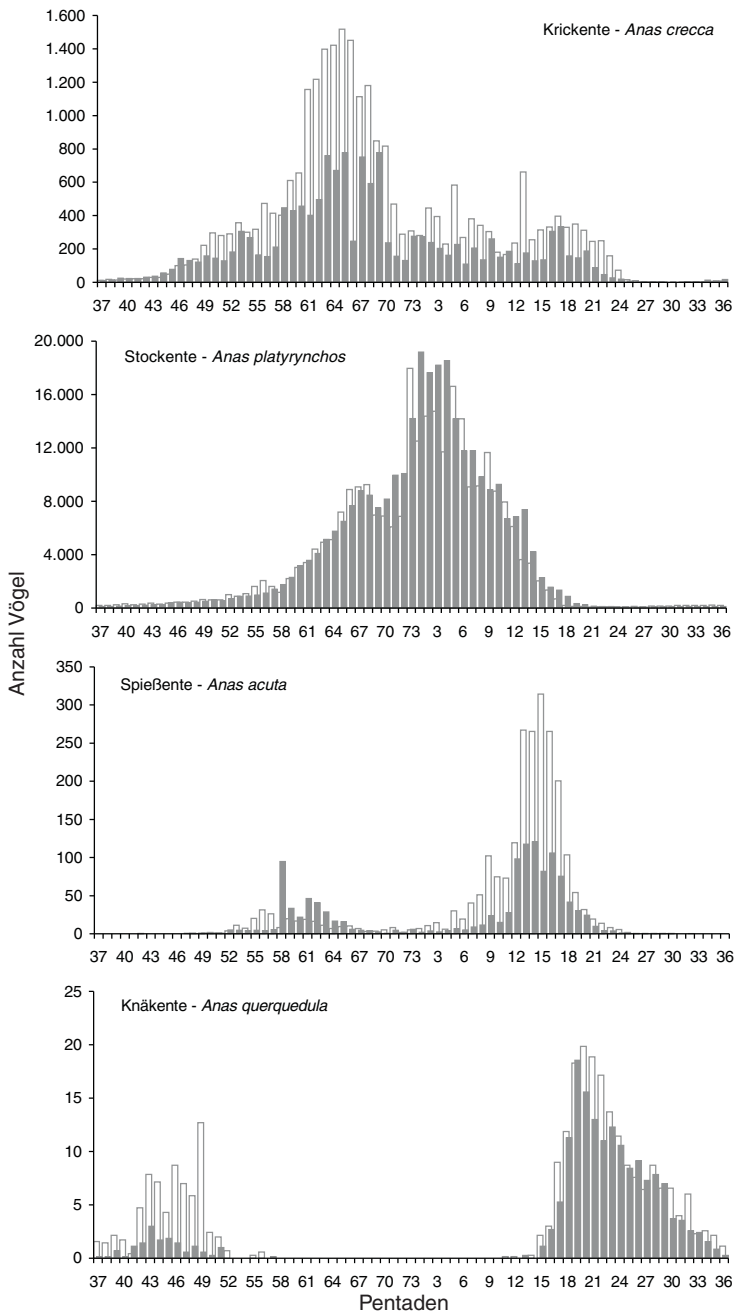


Abb. 6i-l: Phänologie ausgewählter Rastvogelarten im Dümmergebiet für die Saisons 1993/94 bis 1999/2000 (graue Säulen) und 2000/01 bis 2006/07 (weiße Säulen) als Mittelwerte der Pentadenmaxima ($n = 14$ Saisons). – *Phenology of waterbird species in the Dümmer area from 1993/94 to 1999/2000 (grey bars) and 2000/01 to 2006/07 (white bars)*. Given are the mean values of maximum numbers per pentade ($n = 14$ seasons), starting in July of each year.

Monate Oktober bis März wurde im Untersuchungszeitraum jeweils eine deutliche Zunahme festgestellt (Tab. 4a, Abb. 6e). Im Gegensatz zur Saatgans ließ sich bei der Blässgans ein Einfluss der Winterstrenge auf die Rastbestände nachweisen (Tab. 5). Die Saisonrastbestände der Blässgans nahmen im Zeitraum 1993/94-2006/07 stark zu (Tab. 2, Abb. 7). Auch die Saisonmaxima zeigten einen starken Anstieg auf mittlerweile über 14.000 Ind. (Abb. 7, Tab. 1, 2).

Während die Rastbestände am Dümmer in den 1960-1970er Jahren meist deutlich unter 100 Ind. lagen, stiegen die Jahresmaxima Anfang der 1980er Jahre sprunghaft auf 1.600-5.000 Ind. an (LUDWIG et al. 1990). Der starke Anstieg der Blässgansrastbestände in der Dümmerregion verlief parallel zur überregionalen Zunahme der Art in Mitteleuropa, die in den 1950er Jahren begann und auch in den 1990er Jahren noch in verschiedenen Gebieten, wie dem Dümmergebiet, aber auch am Steinhuder Meer und im Bremer Raum zu beobachten war (BRANDT & NAGEL 2001, SEITZ et al. 2004). Wie bei der Saatgans wird er auf eine Verlagerung des Zugweges bzw. der Winterquartiere sowie auf das Anwachsen der nordosteuropäischen Brutpopulation zurückgeführt (LUDWIG et al. 1990, MOUJ 2000). Seitdem besitzt Deutschland als Durchzugs- und Überwinterungsgebiet

auch für die Blässgans eine große Bedeutung (MOOIJ 2000). Nach KRUCKENBERG (2003) rasten Blässgänse im Mittel fünf bis zwölf Tage in einem Gebiet und ziehen dann weiter. Zwei der wichtigsten Ziele sind der Niederrhein sowie die Niederlande (KRUCKENBERG 2003, VAN ROOMEN et al. 2006). Seit den 1990er Jahren schien der Anstieg des Rastbestandes weitgehend beendet zu sein (MOOIJ 2000, SUDEFELDT & WAHL 2007). In den Niederlanden, im Dümmerraum und in weiteren Gebieten nahmen die Blässgansanzahlen jedoch in den 2000er Jahren noch deutlich zu (VAN ROOMEN et al. 2007). Gleichzeitig verlängerte sich die Rastdauer, da die Gänse immer früher eintrafen (vgl. SEITZ et al. 2004, VAN ROOMEN et al. 2006). Im Dümmergebiet konnte die Vorverlegung der Ankunft bisher nicht eindeutig nachgewiesen werden, allerdings wurden hier, wie bis 2005/06 auch in den Niederlanden (VAN ROOMEN et al. 2006), für den Oktober stark steigende Anzahlen festgestellt. Nach VAN ROOMEN et al. (2004) erfolgte die Zunahme der Rastbestände trotz sinkendem Bruterfolg und ging damit nicht auf eine allgemeine Bestandszunahme, sondern auf eine Verlagerung der Überwinterungsgebiete zurück. Dasselbe wird auch für die deutschen Rastgebiete zutreffen. Ob weiterhin ein Zuwachs stattfinden wird, ist aufgrund des zunehmenden Jagddruckes fraglich (vgl. VAN ROOMEN et al. 2007). Im Dümmerge-

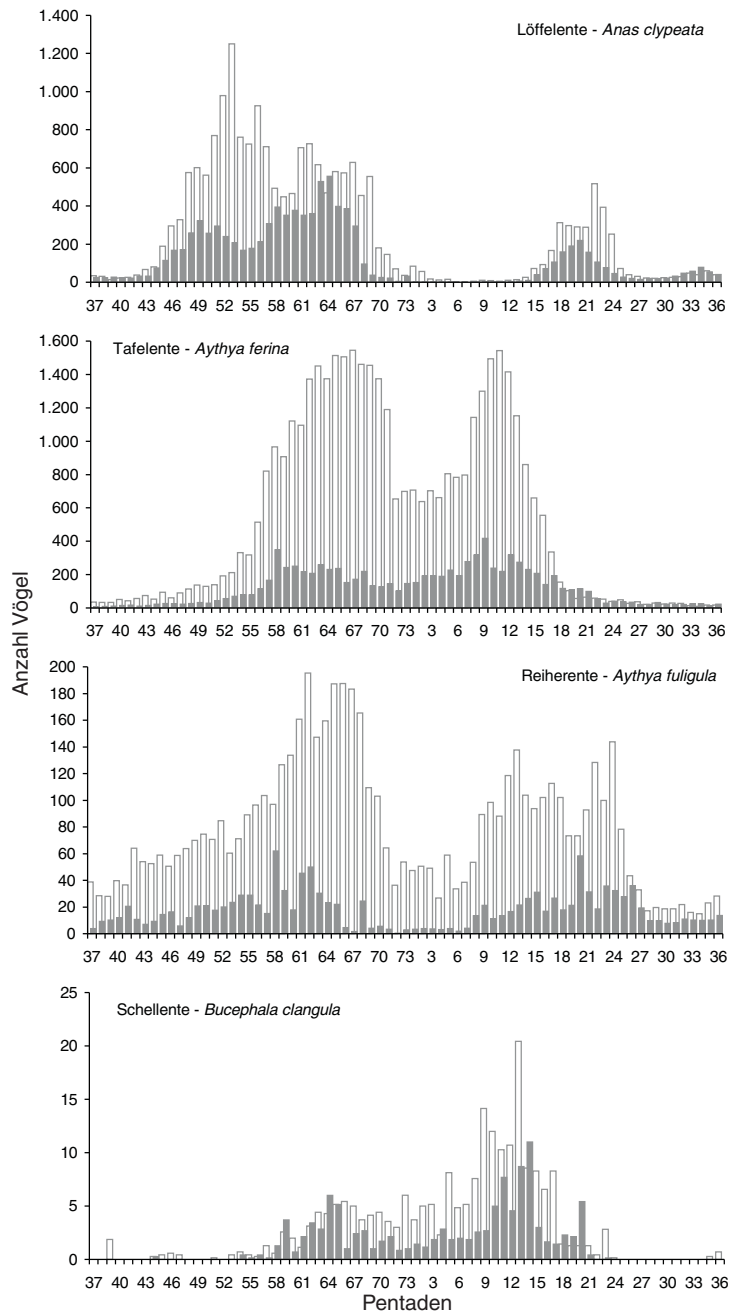


Abb. 6m-p: Phänologie ausgewählter Rastvogelarten im Dümmergebiet für die Saisons 1993/94 bis 1999/2000 (graue Säulen) und 2000/01 bis 2006/07 (weiße Säulen) als Mittelwerte der Pentadenmaxima (n = 14 Saisons). – Phenology of waterbird species in the Dümmer area from 1993/94 to 1999/2000 (grey bars) and 2000/01 to 2006/07 (white bars). Given are the mean values of maximum numbers per pentade (n = 14 seasons), starting in July of each year.

biet hat die Blässgans von Vernässungs- und Beruhigungsmaßnahmen profitiert (s. 5.1.).

Graugans *Anser anser*

Graugänse sind im Dümmergebiet Brutvögel mit 80-100 Paaren. Sie waren das ganze Jahr über anzutreffen. Der Heimzug fand hauptsächlich im Februar statt, von März bis Mai waren noch durchzie-

hende Nichtbrüter im Gebiet. Im Juni wurden die geringsten Bestände verzeichnet, da im wesentlichen nur noch Brutvögel anwesend waren. Bereits im Juli stieg die Anzahl der Gänse durch flügge werdende Jungvögel und zurückkehrende Nichtbrüter an. Im September erfolgte ein weiterer Anstieg des Bestandes, vermutlich durch den Zuzug von gebietsfremden Vögeln, die von hier aus z. T. in andere Gebiete weiterzogen, z. T. blieben, um zu

überwintern (vgl. VAN ROOMEN et al. 2006). Die höchsten Rastbestände wurden somit im September und Oktober verzeichnet (Abb. 6f). Die Gänse hielten sich zur Nahrungssuche meist im Grünland auf. Zu Zeiten der Getreide- und Maisernte wurde auch Ackerland aufgesucht. Stark überstaute Flächen nutzten sie zusammen mit Blässgänsen als Schlafplatz. Der See wurde tagsüber bei Störungen auf den Nahrungsflächen, zum Trinken und schließlich abends zur Nachtruhe aufgesucht. Bei Starkfrost wurde auf der zugefrorenen Wasserfläche übernachtet. Die Höhe der Januarbestände zeigte eine deutliche negative Korrelation mit der Strenge des Winters im Januar (Tab. 5). Die Saisonrastbestände der Graugans nahmen im Zeitraum 1993/94-2006/07 signifikant zu (Tab. 2; Abb. 7). Die Zunahmen erfolgten in allen drei Jahreszeiten Herbst, Winter und Frühjahr (Tab. 3). Auch die Saisonmaxima zeigten eine deutliche Zunahme (Tab. 1, 2, Abb. 7).

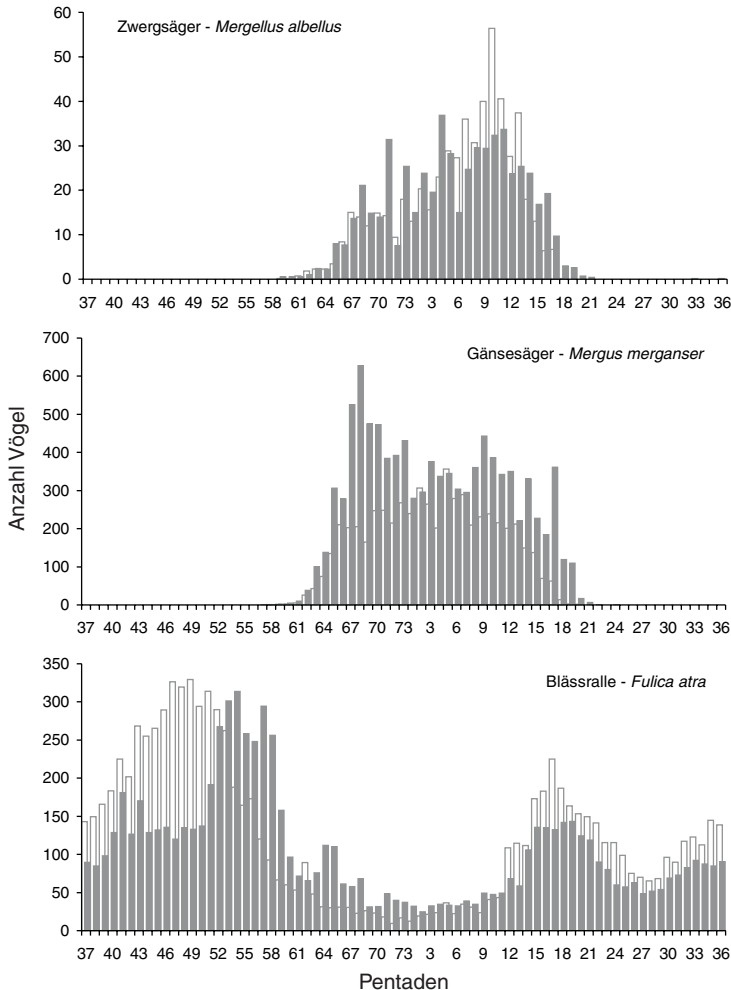


Abb. 6q-s: Phänologie ausgewählter Rastvogelarten im Dümmergebiet für die Saisons 1993/94 bis 1999/2000 (graue Säulen) und 2000/01 bis 2006/07 (weiße Säulen) als Mittelwerte der Pentadenmaxima ($n = 14$ Saisons). – *Phenology of waterbird species in the Dümmer area from 1993/94 to 1999/2000 (grey bars) and 2000/01 to 2006/07 (white bars). Given are the mean values of maximum numbers per pentade ($n = 14$ seasons), starting in July of each year.*

Nachdem Graugänse durch starke Verfolgung seit Anfang des vorigen Jahrhunderts aus weiten Teilen ihres früheren Brutverbreitungsareales verschwunden wa-

ren, wurden sie in vielen Regionen wieder durch den Menschen angesiedelt, so auch in den 1960er Jahren am Dümmer (BERNDT 1985). Seit den 1970er Jahren sind sie das ganze Jahr über im Dümmergebiet anzutreffen. Davor traten sie nur vereinzelt in kleinen Trupps am See auf (LUDWIG et al. 1990). Während die Jahresmaxima in den 1970er Jahren unter 500 Ind. lagen, stieg der maximale Rastbestand in den 1980er Jahren auf über 1.000 Ind. an. Mitte der 1980er Jahre wurden maximal 2.200 Graugänse gezählt (LUDWIG et al. 1990). Danach stiegen die Jahresmaxima nur noch langsam an. Nach MOOIJ (2000) nahmen die durchziehenden und überwinternden Graugansbestände überregional vor allem bis in die zweite Hälfte der 1980er Jahre zu und sind seitdem mehr oder weniger stabil. Am Steinhuder Meer zeigte der Bestand ab etwa Mitte der 1990er Jahre bis 2000 nur wenig Veränderungen (BRANDT & NAGEL 2001). Nach SUDFELDT & WAHL (2007) stiegen die Bestände der Graugans in Deutschland allerdings im Zeitraum 1980–2005 an. So wurde im schleswig-holsteinischen Wattenmeer und im Bremer Raum in den 1990er Jahren ein deutlicher Bestandszuwachs festgestellt (GÜNTHER & RÖSNER 2000, SEITZ et al. 2004). Auch in den Niederlanden nahmen die Rastbestände weiter deutlich zu. Als Ursache wurde für die Niederlande ein Anstieg des landeseigenen, aber auch des europäischen Brutbestandes genannt (VAN ROOMEN et al. 2006). Wie in den Niederlanden muss im Dümmergebiet zwischen Standvögeln, d. h. überwiegend ortstreuen Brutvögeln, und durchziehenden Vögeln aus Osteuropa und Skandinavien unterschieden werden (vgl. VAN ROOMEN et al. 2006). Da die Höhe des Brutbestands der Graugans im Dümmergebiet im Untersuchungszeitraum konstant ist (eig. Erf.), ging der starke Rastbestandsanstieg zu den Zugzeiten nicht auf eine Zunahme der lokalen Brutpopulation zurück. Die Zunahme des Rastbestandes in den Frühjahrs- und Sommermonaten beruhte deshalb wahrscheinlich auf einer gestiegenen Anzahl nicht-brütender Vögel, die aus dem Dümmergebiet oder aus der näheren Umgebung stammten. Die Zunahme in den Herbst- und Wintermonaten wird dagegen wahrscheinlich von einem stärkeren Zuzug von Gänsen aus anderen Gebieten verursacht (vgl. VAN ROOMEN et al. 2006, 2007). Neben überregionalen Entwicklungen haben Vernässungs- und Beruhigungsmaßnahmen im Dümmergebiet zur positiven Entwicklung des Graugansrastbestandes beigetragen (s. 5.1).

Pfeifente *Anas penelope*

Pfeifenten hielten sich hauptsächlich von September bis April im Dümmergebiet auf. Sofern der See eisfrei blieb, überwinterte die Art im Gebiet. Pfeifenten hielten sich in großen Ansammlungen im südlichen, zunehmend auch im nördlichen Seebereich auf. Die Ansammlungen erstreckten sich in den Hauptrastzeiten bis weit auf die offene Seefläche hinaus. Nachts, aber auch tagsüber, wurden zur Nahrungsaufnahme Grünlandbereiche angefliegen. Im Frühjahr konnten Pfeifenten tagsüber in höheren Anzahlen auf überstauten Flächen im Ochsenmoor beobachtet werden. Einen bevorzugten Rastplatz der Pfeifente stellte die Hunte südlich des Dümmer dar, vor allem in den Herbstmonaten, wenn das Ochsenmoor nicht überschwemmt war, und bei Frostlagen, wenn andere Gewässer mit Eis bedeckt waren. Kurzes Gras in direkter Nachbarschaft zu offenem Wasser war für die Art äußerst attraktiv. Die höchsten Rastbestände wurden in den Monaten Februar und März erreicht. Ein niedrigerer Bestands Gipfel war im Herbst festzustellen (Abb. 6g). Für den Winter, insbesondere den Monat Januar war ein signifikanter Anstieg der Rastbestände zu verzeichnen (Tab. 3, 4a). Die höheren Rastbestände in den Wintermonaten gingen u. a. auf eine zunehmende Überwinterung im Gebiet zurück. Mussten die Enten in den 1990er Jahren noch häufig wegen des zufrierenden Sees das Gebiet räumen, wie z. B. in den Saisons 1995/96 und 1996/97, in denen die Rastbestände besonders niedrig waren, so konnte es in den 2000er Jahren nahezu durchgehend als Rastraum genutzt werden (s. 5.1). Eine Korrelation der Höhe des Winterbestandes mit der Strenge des Winters zeichnete sich allerdings nicht ab. Dagegen ergab sich eine signifikante Verspätung der Art um etwa drei Wochen (lineare Regression: $r^2 = 0,433^{**}$, $n = 14$), die sich in deutlich sinkenden Oktoberbeständen manifestierte (Tab. 4a). Bei den Saisonrastbeständen der Pfeifente konnte für den Zeitraum 1993/94–2006/07 kein signifikanter Trend festgestellt werden (Abb. 7). Dagegen zeigten die Saisonmaxima einen signifikanten Anstieg (Tab. 1, 2, Abb. 7).

Bis Ende der 1950er Jahre rasteten vermutlich alljährlich 1.000 und mehr Pfeifenten am Dümmer (HÖLSCHER et al. 1959). Anfang der 1960er Jahre brachen die Rastbestände zeitgleich mit dem Verschwinden der Unterwasservegetation zusammen.

In den anschließenden Jahren lagen die Jahresmaxima meist weit unter 300 Ind. Erst in den 1980er Jahren stiegen die Bestände am Dümmer wieder an (LUDWIG et al. 1990). Überregional nahm die Pfeifente dagegen schon seit den 1970er Jahren im gesamten europäischen Überwinterungsgebiet zu (BAUER & BERTHOLD 1996, SUDFELDT & WAHL 2007). Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer stieg ihr Rastbestand noch bis in die 1990er Jahre an, nahm dann jedoch, ebenso wie im niedersächsischen Wattenmeer, deutlich ab (GÜNTHER & RÖSNER 2000, BLEW et al. 2005). Auch im niederländischen Wattenmeer zeichneten sich in den letzten Jahren leichte Rückgänge ab (VAN ROOMEN et al. 2006). Im Binnenland verlief die Entwicklung je nach Gebiet unterschiedlich. Obwohl die Art seit Anfang der 1990er Jahre verstärkt im Binnenland beobachtet werden konnte, wie z. B. im Bremer Raum (SEITZ et al. 2004), nahm der Bestand z. B. am Steinhuder Meer nicht zu (BRANDT & NAGEL 2001). Vermutlich ist das zahlreiche Vorkommen von Pfeifenten im Binnenland überwiegend an Überschwemmungssituationen gekoppelt. So traten im Bremer Raum immer dann hohe Rastbestände auf, wenn weiträumig überstautes Grünland vorhanden war (SEITZ et al. 2004). Am Dümmer wurden die höchsten Anzahlen von Januar bis März verzeichnet, wenn eine aktive Überstauung von Flächen im Ochsenmoor erfolgte. Auch in den Herbstmonaten waren stets dann hohe Rastbestände zu verzeichnen, wenn es durch ergiebige Niederschläge zu starken Überschwemmungen des Grünlandes kam. Die Höhe des Rastbestands der Pfeifente korrelierte hochsignifikant mit dem Auftreten von Überschwemmungssituationen in den Monaten Oktober und November (lineare Regression: $r^2 = 0,665^{***}$ bzw. $r^2 = 0,744^{***}$ $n = 14$). WAHL & SUDFELDT (2005) stellten fest, dass Pfeifenten meist nur im Frühjahr mit hohen Rastbeständen im Binnenland auftreten, sich im Herbst jedoch überwiegend an der Küste aufhalten. Sie vermuteten eine im Frühjahr aufgrund von Überschwemmungen erhöhte Attraktivität von Rastgebieten im Binnenland als Ursache. Die Ergebnisse aus dem Dümmergebiet zeigen, dass Pfeifenten bei entsprechendem Angebot an überschwemmten Flächen auch im Herbst das Binnenland in größerer Zahl aufsuchen.

Schnatterente *Anas strepera*

Die Schnatterente ist mit 10-15 Paaren Brutvogel

im Untersuchungsgebiet. Schnatterenten waren, sofern der See nicht über eine längere Zeit zufror, das ganze Jahr über am Dümmer anzutreffen, im Winter waren die Rastbestände allerdings niedrig. Die höchsten Anzahlen wurden in den 1990er Jahren im Oktober/November sowie im März/April erreicht, in den 2000er Jahren dagegen in den Monaten Februar und März (Abb. 6h). Für acht Monate wurde ein signifikanter Anstieg des Bestandes im Untersuchungszeitraum verzeichnet, so für August, September, Dezember, Januar und März sowie für die Monate April bis Juni (Tab. 4a). Besonders stark war die Zunahme für den Januar, Indiz für eine häufigere Überwinterung im Gebiet aufgrund milderer Winter (vgl. VAN ROOMEN et al. 2007). Dementsprechend zeigten sowohl die Höhe des Winter- als auch des Januarrastbestands eine negative Korrelation mit der Strenge des Winters (Tab. 5). Im Februar/März ging die Zunahme auf einen stärker verlaufenden Durchzug im Gebiet zurück, im späteren Frühjahr wohl vor allem auf einen Anstieg des Brutbestandes im Dümmergebiet (APFFELSTAEDT et al. 2006). Schnatterenten hielten sich in den Sommer- und Herbstmonaten in Uferbereichen sowie in See- und Teichrosenbeständen auf dem See auf. Im Winter und Frühjahr wurden bei einem Überstau von Flächen hohe Anzahlen im Ochsenmoor (max. 153 Ind.) und im NSG Hohe Sieben festgestellt. Die Saisonrastbestände der Schnatterente nahmen im Zeitraum 1993/94–2006/07 signifikant zu (Tab. 2; Abb. 7). Besonders hohe Bestände wurden in den Saisons 2000/01, 2001/02 und 2006/07 festgestellt. Bei einem Vergleich der 1990er Jahre mit den 2000er Jahren zeigte sich ebenfalls ein signifikanter Unterschied (Tab. 2). Die Saisonmaxima wiesen keinen signifikanten Trend auf (Abb. 7, Tab. 1).

In den 1960–1970er Jahren lagen die maximalen Rastbestände der Schnatterente am Dümmer meist unter 40 Ind., in den 1980er Jahren jahrweise etwas höher (LUDWIG et al. 1990). Obwohl die Rastbestände der Schnatterente in Deutschland bzw. in Nordwesteuropa seit den 1980er Jahren überregional anstiegen (SUDFELDT et al. 2000, SUDFELDT & WAHL 2007), wurden im Dümmergebiet erst in den 1990er Jahren sichtbar höhere Bestände verzeichnet. Während im schleswig-holsteinischen Wattenmeer und im Bremer Raum gegen Ende der 1990er Jahre ein deutlicher, sprunghafter Bestandsanstieg zu erkennen war (GÜNTHER & RÖSNER

Tab. 4a: Trends der Rastbestände ausgewählter Wasservogelarten im Dümmergebiet für die einzelnen Monate der Saisons 1993/94 bis 2006/07 (lineare Regression; Trendausprägung: +++ = sehr starke Zunahme, ++ = starke Zunahme, + = Zunahme, - = Abnahme, -- = starke Abnahme). Nur Arten und Monate mit signifikanter Korrelation sind aufgeführt. – Trends of waterbird populations at Dümmer area for different month from 1993/94 to 2006/07 by linear regression (+++ = very strong increase, ++ = strong increase, + = increase, - = decrease, -- = strong decrease). Only species showing a significant correlation are included. * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$.

| Art – species | Monat – month | Signifikanz – statistical significance | Trend – trend | jährliche Zu- bzw. Abnahme (%) – percentage change per year |
|-------------------------------------|---------------|--|---------------|---|
| Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i> | Aug | * | + | >5 |
| | Okt | * | + | >5 |
| | Nov | ** | ++ | >10 |
| | Dez | ** | ++ | >10 |
| | Jan | ** | ++ | >10 |
| | Apr | * | -- | >10 |
| Höckerschwan <i>Cygnus olor</i> | Okt | ** | - | >5 |
| | Apr | ** | ++ | >10 |
| | Mai | ** | + | >5 |
| | Jun | ** | ++ | >10 |
| Saatgans <i>Anser fabalis</i> | Okt | * | +++ | >20 |
| Blässgans <i>Anser albifrons</i> | Okt | *** | +++ | >20 |
| | Nov | *** | ++ | >10 |
| | Dez | *** | ++ | >10 |
| | Jan | *** | ++ | >10 |
| | Feb | *** | ++ | >10 |
| | Mrz | *** | ++ | >10 |
| Graugans <i>Anser anser</i> | Jul | *** | + | >5 |
| | Aug | *** | + | >5 |
| | Sep | *** | ++ | >10 |
| | Okt | *** | + | >5 |
| | Nov | *** | + | >5 |
| | Dez | *** | + | >5 |
| | Jan | ** | + | >5 |
| | Mrz | *** | + | >5 |
| | Apr | *** | + | >5 |
| | Mai | ** | + | >5 |
| Pfeifente <i>Anas penelope</i> | Okt | * | -- | >10 |
| | Jan | * | ++ | >10 |
| Schnatterente <i>Anas strepera</i> | Aug | * | + | >5 |
| | Sep | * | + | >5 |
| | Dez | * | ++ | >10 |
| | Jan | * | +++ | >20 |
| | Mrz | * | ++ | >10 |
| | Apr | *** | + | >5 |
| | Mai | *** | ++ | >10 |
| | Jun | *** | ++ | >10 |
| Krickente <i>Anas crecca</i> | Apr | ** | ++ | >10 |
| Spießente <i>Anas acuta</i> | Jan | * | ++ | >10 |
| | Mrz | ** | ++ | >10 |

Tab. 4b: Trends der Rastbestände ausgewählter Wasservogelarten im Dümmergebiet für die einzelnen Monate der Saisons 1993/94 bis 2006/07 (lineare Regression; Trendausprägung: +++ = sehr starke Zunahme, ++ = starke Zunahme, + = Zunahme, - = Abnahme, -- = starke Abnahme). Nur Arten und Monate mit signifikanter Korrelation sind aufgeführt. – *Trends of waterbird populations at Dümmer area for different month from 1993/94 to 2006/07 by linear regression* (+++ = very strong increase, ++ = strong increase, + = increase, - = decrease, -- = strong decrease). Only species showing a significant correlation are included. * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$.

| Art – species | Monat – month | Signifikanz – statistical significance | Trend – trend | jährliche Zu- bzw. Abnahme (%) – percentage change per year |
|--------------------------------------|---------------|--|---------------|---|
| Löffelente <i>Anas clypeata</i> | Jan | * | +++ | >20 |
| | Mrz | ** | + | >5 |
| | Apr | * | + | >5 |
| | Mai | ** | + | >5 |
| Tafelente <i>Aythya ferina</i> | Nov | * | ++ | >10 |
| | Dez | * | ++ | >10 |
| | Jan | ** | +++ | >20 |
| | Feb | ** | ++ | >10 |
| Reiherente <i>Aythya fuligula</i> | Feb | * | ++ | >10 |
| | Mrz | * | ++ | >10 |
| Schellente <i>Bucephala clangula</i> | Jan | *** | ++ | >10 |
| Blässralle <i>Fulica atra</i> | Nov | * | - | >5 |
| | Dez | * | -- | >10 |

2000, SEITZ et al. 2004), verlief die Zunahme im Dümmergebiet unauffälliger. Erst in den Saisons 2000/01 und 2001/02 gab es auch hier einen deutlichen Anstieg. Dieser zeichnete sich gleichzeitig überregional für Nordwestdeutschland ab, aber auch in den Niederlanden (WAHL & SUDFELDT 2005, VAN ROOMEN et al. 2007). Von WAHL & SUDFELDT (2005) wird er auf eine Zunahme der nordwesteuropäischen Population und zusätzlich eine Verlagerung ihres Überwinterungsgebietes nach Nordosten aufgrund der milden Winter zurückgeführt. Auch VAN ROOMEN et al. (2007) gehen von klimatischen Veränderungen als Ursache aus. Im Dümmergebiet gingen die zunehmenden Bestände mit verbesserten Rastbedingungen einher. So bestand zu Zeiten des Hauptdurchzugs im Februar/März in den 2000er Jahren ein höheres Angebot an überstauten Grünlandflächen in einem von Störungen beruhigten Gebiet (vgl. LUDWIG et al. 1990, BAUER & BERTHOLD 1996; s. 5.1). Dass die Schnatterente auch im Herbst von überschwemmten Flächen stark angezogen wird, zeigt sich an der Korrelation der Höhe des Novemberbestandes mit dem Auftreten von Überschwemmungssituationen im Ochsenmoor (lineare Regression: $r^2 = 0,590^{***}$, $n = 14$).

Krickente *Anas crecca*

Krickenten wurden im Gebiet nur selten mit einzelnen Paaren als Brutvögel festgestellt. Sofern der See nicht über eine längere Zeit zufror, waren sie jedoch das ganze Jahr über im Dümmergebiet anzutreffen. Bei niedrigen Rastbeständen hielten sich die Vögel bevorzugt in Uferbereichen und hier vor allem auf flach überstauten Schlammbänken am See auf. Bei hohen Rastbeständen kam es zu großen Ansammlungen im südlichen Bereich des Sees, die sich bis weit in die Seemitte erstreckten. Im Frühjahr suchten Krickenten bevorzugt überstaute Flächen im Ochsenmoor auf (s. 5.1). Die höchsten Anzahlen wurden November/Dezember erreicht (Abb. 6i). Der Rastbestand im April nahm im Untersuchungszeitraum signifikant zu (Tab. 4a). Die Höhe des Januarbestands korrelierte negativ mit der Strenge des Winters (Tab. 5). Die Saisonrastbestände der Krickente nahmen von 1993/94 bis 2002/03 bei großen Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren zunächst zu, anschließend sanken sie in etwa wieder auf das Niveau der 1990er Jahre ab (Abb. 7). Besonders hoch war der Bestand in der Saison 2002/03. Über den gesamten Untersuchungszeitraum war kein signifikanter Trend er-

kennbar (Tab. 2). Auch die Saisonmaxima wiesen keinen signifikanten Trend auf (Abb. 7, Tab. 1).

Die überregionale Zunahme des Krickentenrastbestandes bis Mitte der 1980er Jahre, zu erkennen an der positiven Tendenz der Mittwinterbestände in Mittel- und NW-Europa (RUTSCHKE 1989, BAUER & BERTHOLD 1996, WAHL & SUDFELDT 2005), machte sich im Dümmergebiet kaum bemerkbar. Seit den 1960er Jahren schwankten hier die Jahresmaxima zwischen 50 und 1.500 Ind., dabei waren Ansammlungen über 1.000 Ind. eine Ausnahme (LUDWIG et al. 1990). Neuere Entwicklungen verliefen bei überregional konstantem Bestand je nach Gebiet unterschiedlich (vgl. SUDFELDT & WAHL 2007). Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer blieb der Bestand mehr oder weniger konstant mit einem Rückgang in den Jahren mit Kältewintern, im Bremer Raum nahm er ab - hier allerdings durch die Verminderung geeigneter Nahrungsflächen -, am Steinhuder Meer dagegen zu (GÜNTHER & RÖSNER 2000, BRANDT & NAGEL 2001, SEITZ et al. 2004, BLEW et al. 2005). In den Niederlanden zeichnete sich in den letzten Jahren eine leichte Zunahme ab (VAN ROOMEN et al. 2007). Das größere Angebot an Flachwasserbereichen im Grünland (vgl. WAHL & SUDFELDT 2005), die Bildung großer Schlammflächen bzw. Flachwasserbereiche an der Westseite des Sees in den 2000er Jahren (vgl. HEINE et al. 1999, VAN ROOMEN et al. 2007) und die weitreichende Beruhigung des Gebietes wirkten sich sicherlich positiv auf den Krickentenbestand im Dümmergebiet aus. Dass zwischen dem Angebot an überschwemmten Flächen und der Höhe des Rastbestands ein enger Zusammenhang besteht, zeigt die deutliche Korrelation der Höhe der Novemberrastbestände mit dem Auftreten von Überschwemmungssituationen im Grünland (lineare Regression: $r^2 = 0,301^*$, $n = 14$; vgl. SEITZ et al. 2004). Dementsprechend traten die außergewöhnlich hohen Rastbestände der Saison 2002/03 bei einer starken Überschwemmung des Grünlandes im November auf. Die in den letzten Jahren geringeren Rastbestände im Dümmergebiet könnten, wie bei der Saatgans, auf eine Umverlagerung in Richtung wiedervernässte benachbarte große Hochmoorkomplexe zurückgehen.

Stockente *Anas platyrhynchos*

Stockenten brüten mit etwa 50-100 Paaren im Untersuchungsgebiet. Sie waren das ganze Jahr

über im Dümmergebiet anzutreffen und gehörten zu den typischen Wintergästen. Im Winterhalbjahr kam es häufig zu großen Ansammlungen, die auch ein kurzfristiges Zufrieren des Sees überdauerten. Erst eine langanhaltende Kälteperiode bewirkte einen Abzug des Großteils des Rastbestandes, dennoch harrten auch dann noch meist mehrere Hundert bis mehrere Tausend Vögel am See aus (vgl. WAHL & SUDFELDT 2005). Dementsprechend zeigte sich bei der Höhe der Rastbestände keine Korrelation mit der Strenge des Winters. Bei offener Wasserfläche waren tagsüber weite Teile des Sees von Stockenten bedeckt. Die Vögel hielten sich zwar bevorzugt in den südlich liegenden Buchten und am westlichen Rand des Sees auf, dennoch waren bei hohen Rastansammlungen auch an fast allen anderen Bereichen des Sees sehr große Gruppen festzustellen. Gern wurden auch stark vernässte Flächen des Ochsenmoores aufgesucht, allerdings nicht in so hohem Maße wie von anderen Schwimmarten. Stockenten gingen nachts häufig im Umfeld des Sees auf abgeernteten Getreidefeldern auf Nahrungssuche, d. h. sie hatten im Vergleich zu anderen Arten einen recht großen Aktionsradius und ein weiteres Nahrungsspektrum. So konnte vor allem im Spätsommer und Herbst beobachtet werden, dass Stockentengruppen abends den See in Richtung Ackergebiete verließen, bzw. morgens mit gut gefülltem Kropf zum Gewässer zurückkehrten. Die höchsten Rastbestände wurden in den Monaten Dezember und Januar erreicht, doch auch im November und Februar hielten sich Tausende Stockenten am See auf. Über den Untersuchungszeitraum zeichneten sich keine Veränderungen bei der Phänologie ab (Abb. 6j). Die Gesamtrastbestände der Stockente zeigten im Zeitraum 1993/94 bis 2006/07 von Jahr zu Jahr starke Schwankungen (Abb. 7). Besonders niedrig waren die Rastbestände in den Kältewintern 1995/96 und 1996/97 aber auch 2004/05 bis 2006/07, besonders hoch in den Saisons 1994/95, 2001/02 und 2002/03. Ein signifikanter Trend zeichnete sich nicht ab. Auch bei den Saisonmaxima konnte keine signifikante Veränderung festgestellt werden (Tab. 1, Abb. 7).

Während für die 1960-1970er Jahre von deutlichen Zunahmen der Stockentenrastbestände in Mitteleuropa ausgegangen wurde, sind die Angaben zu den Entwicklungen der Winterbestände ab den 1980er Jahren recht unterschiedlich. HAGEMEIJER & BLAIR (1997) gehen von einer weiteren Zunahme

aus, BAUER & BERTHOLD (1996) weisen auf einen Rückgang schon ab Mitte der 1970er Jahre hin. Im Bremer Raum und am schleswig-holsteinischen Wattenmeer waren die Winterbestände in den 1980er Jahren stabil, ein Rückgang zeichnete sich dort erst in den 1990er Jahren ab (GÜNTHER & RÖSNER 2000, SEITZ et al. 2004). Nach WAHL & SUDFELDT (2005) nahmen die Rastbestände im Zeitraum von 1980 bis 2005 überregional ab. Auch in den Niederlanden scheint der Rastbestand seit den letzten Jahren abzunehmen (VAN ROOMEN et al. 2007). Im Dümmergebiet kam es besonders in den 1970er Jahren zu einem starken Bestandsanstieg, der in den 1980er Jahren noch andauerte (LUDWIG et al. 1990). Im Gegensatz zu vielen anderen Gebieten stieg der Rastbestand im Dümmergebiet auch in den 1990er Jahren noch an bzw. war konstant. So wurden in den 1960–1970er Jahren meist Saisonmaxima unter 10.000 Ind. festgestellt, abgesehen von 75.000 Ind. im Jahr 1962, in den 1980er Jahren lagen die Maxima bei 10.000–30.000 Ind. (LUDWIG et al. 1990) und in den 1990er Jahren schließlich bei 14.000–45.000 Ind.

Für die starken Schwankungen des Rastbestandes im Dümmergebiet im Untersuchungszeitraum sind unterschiedliche Faktoren verantwortlich, in erster Linie wahrscheinlich der großräumige Witterungsverlauf im Winterhalbjahr (s. 5.1; vgl. LUDWIG et al. 1990, BERTHOLD & BAUER 1996, WAHL & SUDFELDT 2005, BLEW et al. 2007). Da die Mehrzahl der Vögel vermutlich aus Ost- und Nordeuropa stammt (HAGEMEIER & BLAIR 1997, WAHL & SUDFELDT 2005), sind hohe Rastbestände in Mitteleuropa und damit im Dümmergebiet meist auf einen langfristigen Kälteeinbruch im Norden und Osten zurückzuführen. Starke, lang anhaltende Frostlagen im Dümmergebiet selbst bewirken jedoch auch hier einen Abzug der Stockenten in Gebiete mit offenem Wasser, wie z. B. in den Kältewintern 1995/96 und 1996/97. Eine milde Witterung in Nord- und Osteuropa bewirkt eine geringere Zugneigung – möglicherweise ein Grund für niedrige Überwinterungsbestände in den Jahren 2005/06 und 2006/07 (vgl. WAHL & SUDFELDT 2005). Da sich der Rastbestand zudem wie bei den Arten Saatgans und Krickente mittlerweile sehr viel weiträumiger auf verschiedene Rastgebiete in der Diepholzer Moorniederung verteilt als in früheren Jahren, können auch dadurch zeitweise niedrigere Anzahlen am Dümmer auftreten. Festzuhalten ist, dass die Dümmer-niederung nach

wie vor eine sehr hohe Bedeutung für überwinternde Stockenten besitzt und dass sie, gerade vor dem Hintergrund einer Abnahme in vielen Gebieten, durch Vernässungs- und Beruhigungsmaßnahmen seit den 1990er Jahren vermutlich an Attraktivität gewonnen hat (s. 5.1). Zudem besteht nach wie vor ein sehr gutes Nahrungsangebot auf abgeernteten Maisfeldern im Umfeld des Sees.

Spießente *Anas acuta*

Spießenten gehören nicht zu den Brutvögeln im Untersuchungsgebiet. Sie waren von September bis April am Dümmer anzutreffen. Die höchsten Rastbestände wurden in erster Linie während des Frühjahrszuges Ende Februar und März erreicht, deutlich niedriger waren die Bestände während des Wegzugs im Herbst im Oktober (vgl. WAHL & SUDFELDT 2005). Über den Winter verließen nahezu alle Spießenten das Gebiet (Abb. 6k). Im Untersuchungszeitraum stieg der Januarrastbestand signifikant an (Tab. 4a), verursacht vermutlich durch die milder verlaufenden Winter, ein Einfluss der Winterstrenge auf den Rastbestand ist jedoch nicht nachweisbar. Auch für das Frühjahr wurde ein deutlicher Bestandsanstieg verzeichnet (Tab. 3). Insbesondere im März stieg der Bestand signifikant an (Tab. 4a). Spießenten hielten sich an Uferbereichen des Sees, bei hohen Rastbeständen auch ruhend auf der offenen Wasserfläche auf. Weiterhin suchten sie bei Überstau von Grünlandflächen häufig das Ochsenmoor bzw. das Gebiet Hohe Sieben auf. Die Gesamtrastbestände der Spießente nahmen im Untersuchungszeitraum von 1994/95 bis 2001/02 zunächst kontinuierlich zu, anschließend gingen sie wieder zurück, blieben jedoch auf einem höheren Niveau als in den 1990er Jahren. Insgesamt ergab sich jedoch kein signifikanter Trend (Tab. 2, Abb. 7). Bei einem Vergleich der Rastbestände der 1990er Jahre mit denen der 2000er Jahre zeigte sich dagegen ein signifikanter Unterschied (Tab. 2). Die Saisonmaxima stiegen signifikant an (Tab. 1, 2, Abb. 7).

Überregional bzw. für andere Gebiete liegen unterschiedliche Angaben zur Bestandsentwicklung vor. Nach BAUER & BERTHOLD (1996) war der Überwinterungsbestand der Spießente bis Mitte der 1980er Jahre in Nordwesteuropa weitgehend stabil, zeigte anschließend jedoch eine abnehmende Tendenz. Nach SUDFELDT & WAHL (2007) war der Bestand

Tab. 5: Korrelation zwischen der Höhe des Rastbestandes im Winter (Dezember -Februar) bzw. Januar der Saisons 1993/94-2006/07 mit der Kältesumme des entsprechenden Winters (November-Mitte März) (1) bzw. Januars (2) (Mess-Station Hannover), Spearman-Rangkorrelation. Nur Arten mit signifikanter Korrelation sind aufgeführt. – *Correlation analysis of waterbird numbers and winter severity indices. Only species showing a significant correlation are included.* * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$.

| Art – <i>species</i> | (1) Korrelationsstärke (Winter) – <i>strength of correlation (winter)</i> | (2) Korrelationsstärke (Januar) – <i>strength of correlation (January)</i> |
|---|--|---|
| Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i> | $r_s = -0,600$ * | |
| Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i> | | $r_s = -0,727$ ** |
| Blässgans <i>Anser albifrons</i> | | $r_s = -0,736$ ** |
| Graugans <i>Anser anser</i> | | $r_s = -0,666$ ** |
| Schnatterente <i>Anas strepera</i> | $r_s = -0,537$ * | $r_s = -0,539$ * |
| Krickente <i>Anas crecca</i> | | $r_s = -0,626$ * |
| Löffelente <i>Anas clypeata</i> | | $r_s = -0,565$ * |
| Tafelente <i>Aythya ferina</i> | $r_s = -0,530$ * | $r_s = -0,736$ ** |
| Schellente <i>Bucephala clangula</i> | | $r_s = -0,542$ * |
| Gänsesäger <i>Mergus merganser</i> | | $r_s = -0,547$ * |

bei starken Fluktuationen 1980-2005 insgesamt konstant. Im schleswig-holsteinischen und niedersächsischen Wattenmeer zeichnete sich für die Jahre 1987 bis 2001 bei starken Schwankungen kein erkennbarer Trend ab (BLEW et al. 2005), während in den Niederlanden in den letzten Jahren jedoch eine leichte Zunahme beobachtet wurde (VAN ROOMEN et al. 2007), ebenso am Steinhuder Meer ab 1993/94 (BRANDT & NAGEL 2001). Schon LUDWIG et al. (1990) erwähnen, dass Spießenten bevorzugt flach überschwemmte Wiesen aufsuchen (vgl. auch SEITZ et al. 2004). Die Zunahme der Rastbestände im Dümmergebiet im Frühjahr kann somit vermutlich zu einem großen Teil auf ein höheres Angebot an Überschwemmungsflächen zurückgeführt werden. Dass auch im Herbst hohe Rastbestände möglich sind, zeigte u. a. der niederschlagsreiche Oktober 1993: damals war das Ochsenmoor weiträumig überschwemmt, und gleichzeitig war der Rastbestand der Spießente sehr hoch. Insgesamt ergibt sich ein positiver Zusammenhang zwischen der Höhe der Oktober- und Novemberrastbestände und dem Auftreten herbsthlicher Überschwemmungen (lineare Regression: $r^2 = 0,312$ * bzw. $r^2 = 0,518$ **, $n = 14$). Die von WAHL & SUDFELDT (2005) für den Herbst dokumentierte Bevorzugung von Rastgebieten an der Küste geht somit möglicherweise wie bei der Pfeifente auf ein geringes Angebot an überschwemmten Gebieten im Binnenland zurück.

Knäkente *Anas querquedula*

Knäkenten brüten mit 4-10 Paaren im Untersuchungsgebiet. Sie gehören zu den Langstreckenziehern, die in Afrika überwintern, und waren deshalb hauptsächlich von März bis Oktober im Dümmergebiet anzutreffen. Die höchsten Rastbestände wurden im März/April erreicht, ein niedrigerer Bestandsgipfel im August/September (Abb. 6l). In den 2000er Jahren lagen die Rastbestände in den Monaten August/September etwas höher als in den 1990er Jahren, ein nachweisbarer Trend zeigte sich jedoch nicht. Knäkenten nutzten im Frühjahr fast ausschließlich Flachwasserbereiche im überschwemmten Grünland (max. 32 Ind. im Ochsenmoor), im August waren sie fast ausschließlich in Flachwasserbereichen des Sees anzutreffen.

Die Rastbestände der Knäkente zeigten im Untersuchungszeitraum insgesamt keinen eindeutigen Trend (Tab. 2, Abb. 7). Allerdings kam es in den Saisons 1999/2000 bis 2002/03 zu einer vorübergehenden Zunahme der Bestände. Die Saisonmaxima zeigten eine gleichsinnige Entwicklung wie die Rastbestände.

Seit den 1960er Jahren ist in West- und Mitteleuropa ein kontinuierlicher, regional unterschiedlich schnell verlaufender Bestandsrückgang der Knäkente zu

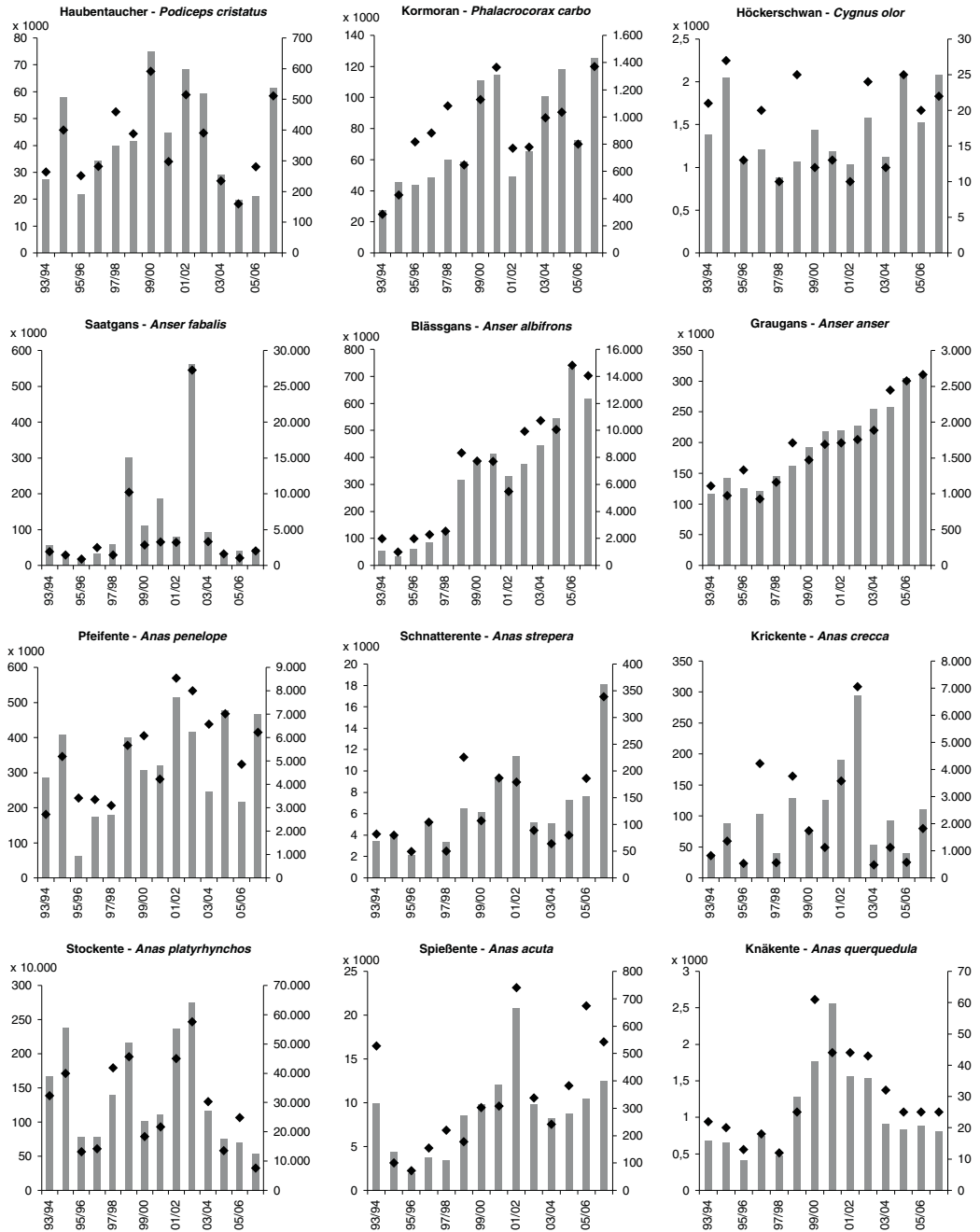


Abb. 7: Saisonsummen („Vogeltage“; Säulen: Skalierung auf der linken Achse) und Saisonmaxima (Rauten: Skalierung auf der rechten Achse) der Bestände ausgewählter Rastvogelarten im Dümmergebiet von 1993/94 bis 2006/07. – Summed totals per count season (“bird days”; barplot: units on the left axis) and maximum counts per season (scatterplot: units on the right axis) for waterbird species from 1993/94 to 2006/07.

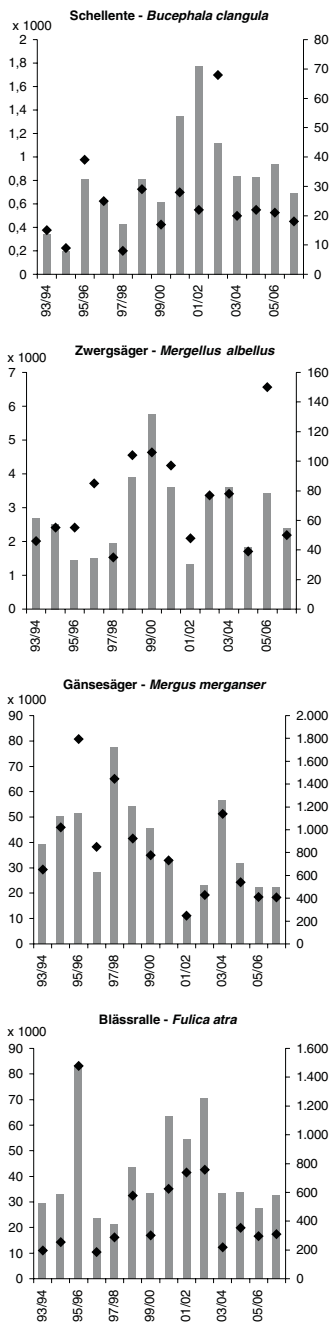


Abb. 7: Fortsetzung – *continued*.

verzeichnen (BAUER & BERTHOLD 1996). Im Bremer Raum nahm der Rastbestand in den 1990er Jahren verglichen mit den 1970er und 1980er Jahren um 20 % ab (SEITZ et al. 2004). Dagegen stellten GÜNTHER & RÖSNER (2000) für das schleswig-holsteinische Wattenmeer für die 1990er Jahre eine deutliche Zunahme fest. Auch am Steinhuder Meer wurde eine Zunahme verzeichnet (BRANDT & NAGEL 2001). Am Dümmer lagen die Rastmaxima der 1960er bis 1980er Jahre bei starken Schwankungen meist unter 100 Ind. und wiesen eine schwach negative Tendenz auf (LUDWIG et al. 1990).

Obwohl die Rastbedingungen in Teilen des Dümmergebietes, wie z. B. durch die Vernässung von Teilbereichen des Ochsenmoores, verbessert wurden (vgl. LUDWIG et al. 1990, SEITZ et al. 2004), hat die Knäkente darauf bisher nicht angesprochen. Ein Grund dafür könnte darin liegen, dass der Rastbestand im Binnenland im Wesentlichen vom regionalen Brutbestand gestellt wird, dieser jedoch nur leicht angestiegen ist (vgl. SEITZ et al. 2004, APFELSTAEDT et al. 2006). Weiterhin erreichten die Vernässungsmaßnahmen nur den Rastbestand des Heimzuges im Frühjahr, nicht jedoch den des Wegzuges im August/September. Dass die Knäkente sofort auf ein entsprechendes Angebot reagiert, berichten SEITZ et al. (2004), die während einer Überschwemmung von Grünland im August einen starken Anstieg des Rastbestandes beobachteten. Der Dümmer selbst scheint sich nur bedingt als Rast- bzw. Nahrungsgebiet für die Art zu eignen. Möglicherweise kam es hier vorübergehend durch die in dieser Zeit mehrfach auftretenden Klarwasserphasen zu einer Verbesserung des Nahrungsangebots: Die von 1999/2000 bis 2002/03 etwas erhöhten Anzahlen der Knäkente im Gebiet gingen in erster Linie auf höhere Augustbestände am See zurück (s. 5.1).

Löffelente *Anas clypeata*

Löffelenten sind mit 10-16 Paaren alljährliche Brutvögel im Untersuchungsgebiet. Sie waren nahezu das gesamte Jahr über im Gebiet festzustellen. Rast- und Nahrungsplätze der Löffelente waren im Frühjahr vorwiegend die Überschwemmungsflächen im Ochsenmoor oder Flächen des Gebietes Hohe Sieben, aber auch die Seefläche, im Sommer die Schwimmblattbereiche in den Buchten des Sees und im Herbst sowohl die Schwimmblattbereiche

Tab. 6: Maximale Tagesrastbestände ausgewählter Wasservogelarten im NSG Ochsenmoor (1.029 ha) von 1993/94 bis 2006/07. – *Maximum numbers of waterbird species in the protected area Ochsenmoor (1,029 ha) from 1993/94 to 2006/07.*

| Art – <i>species</i> | Maximum Gesamtzeitraum – <i>maximum numbers (all years)</i> | Datum – <i>date</i> |
|-------------------------------------|--|------------------------|
| Saatgans <i>Anser fabalis</i> | 3.306 | 20.02.2004 |
| Blässgans <i>Anser albifrons</i> | 9.106 | 23.02.2006 |
| Graugans <i>Anser anser</i> | 1.779 | 09.09.2006 |
| Pfeifente <i>Anas penelope</i> | 2.783 | 29.03.2005 |
| Schnatterente <i>Anas strepera</i> | 153 | 01.03.2001 |
| Krickente <i>Anas crecca</i> | 483 | 29.03.2005 |
| Stockente <i>Anas platyrhynchos</i> | 2.660 | 28.02.2006 |
| Spießente <i>Anas acuta</i> | 563 | 18.03.2006 |
| Knäente <i>Anas querquedula</i> | 32 | 17.04.2004 |
| Löffelente <i>Anas clypeata</i> | 578 | 29.03.2005 |
| Blässralle <i>Fulica atra</i> | 343 | 17.11.1998 |

sowie zunehmend die offene Wasserfläche des Dümmers. Im Herbst waren die Rastbestände am höchsten, dabei zeichneten sich zwei Bestandsgipfel ab. Weitere, deutliche niedrigere Bestandsgipfel lagen im März/April sowie in manchen Jahren Ende August (Abb. 6m). Löffelenten zeigten eine ausgeprägte Winterflucht. Die Höhe des Januarbestands korrelierte dementsprechend negativ mit der Strenge des Winters (Tab. 5). Vermutlich aufgrund milderer Winter nahm er signifikant zu (Tab. 4b). Beim Frühjahrsrastbestand zeigte sich ebenfalls ein signifikanter Anstieg (Tab. 3). Die Gesamttrastbestände der Löffelente zeigten im Untersuchungszeitraum von Jahr zu Jahr große Schwankungen (Abb. 7). Ausgesprochen hohe Bestände waren in den Saisons 2000/01–2002/03 sowie 2004/05 zu verzeichnen. Insgesamt ergab sich allerdings kein eindeutiger Trend (Tab. 2). Auch bei den Saisonmaxima zeigte sich keine deutliche Veränderung, vorübergehend traten jedoch auch hier höhere Werte auf (Abb. 7). Besonders hoch waren die Maxima der Saisons 2001/02 und 2002/03.

In Mitteleuropa war bis in die 1970er Jahre eine leichte, kontinuierliche Zunahme bei den Rastbeständen der Löffelente zu beobachten. Anschließend stabilisierte sich der Bestand bzw. nahm in manchen Gebieten noch etwas zu (BAUER & BERTHOLD 1996). Auch am Bodensee nahmen die Rastbestände in

den 1970er Jahren zu. Als Ursache für den Anstieg wurden die verbesserten Nahrungsbedingungen durch Eutrophierung des Gewässers angegeben (HEINE et al. 1999). GÜNTHER & RÖSNER (2000) registrierten in den 1990er Jahren im schleswig-holsteinischen Wattenmeer stabile Bestände, im niedersächsischen Wattenmeer nahmen sie dagegen zu (BLEW et al. 2005). Im Bremer Raum wurde eine Verdopplung des Rastbestandes von den 1970er zu den 1990er Jahren beobachtet. Am Steinhuder Meer nahmen die Rastbestände der Art in den 1970er Jahren ebenfalls zu, seit Mitte der 1980er Jahre sind sie konstant (BRANDT & NAGEL 2001). SUDFELDT & WAHL (2007) geben für den Zeitraum 1980–2005 überregional stark steigende Bestände an. Sie führen den Anstieg u. a. auf eine Verlagerung oder Ausdehnung der traditionellen Winterquartiere nach Nordosten aufgrund milderer Winter seit Ende der 1980er Jahre zurück (vgl. auch HAGEMEIER & BLAIR 1997). Im Dümmergebiete zeigten die Jahresmaxima der Rastbestände seit den 1950er Jahren – entgegen dem allgemeinen Trend – eine leicht negative Tendenz. Wurden bis 1960 Maxima von 400–500 Ind. erreicht, lagen sie bis in die 1980er Jahre nur noch bei 150–350 Ind. (LUDWIG et al. 1990). Trotz der zurückgehenden Anzahlen stellte der Dümmmer nach LUDWIG et al. (1990) für die Löffelente dennoch das bedeutendste Rast- und Durchzugsgebiet in Niedersachsen dar.

Die Zunahme der Frühjahrsrastbestände im Dümmergebiet kann, wie auch bei verschiedenen anderen Entenarten, vermutlich zum Teil auf das höhere Angebot an vernässten, beruhigten Flächen im Grünland zurückgeführt werden (s. 5.1). Am See traten hohe Rastbestände bereits im September und damit außerhalb der Zeit des Befahrensverbotes auf. Große Ansammlungen der Vögel auf der See-mitte wurden dementsprechend häufig durch Bootsverkehr verdrängt. Somit profitierte die Löffelente nur bedingt von der Beruhigung der See-fläche. Die zeitweise sehr hohen Rastbestände der Saisons 2000/01 bis 2001/02 fallen mit den Jahren zusammen, in denen Klarwasserphasen auftraten und gehen vermutlich auf gravierende Veränderungen im Gewässer zurück, die für die Löffelente ein hohes Nahrungsangebot in Form von Zoo-plankton zur Folge hatten. Im Jahr 2000, als die Klarwasserphase am stärksten ausgeprägt war, hielten sich die Löffelenten von Ende August bis Anfang Dezember und damit besonders lang am See auf. Auch VAN ROOMEN et al. (2007) vermuten einen Zusammenhang zwischen dem Angebot von Makrofauna und Zooplankton und höheren Löffelentenbeständen durch verbesserte Wasserqualität. Die wieder sehr unterschiedlich ausfallenden Rastbestände in den nachfolgenden Jahren deuten darauf hin, dass die Veränderungen im See nicht dauerhaft waren, d. h. sich der veränderte ökologische Zustand des Gewässers bisher nicht stabilisieren konnte.

Tafelente *Aythya ferina*

Tafelenten sind mit 5-16 Paaren als Brutvogel am See vertreten. Sie waren hier nahezu das gesamte Jahr über festzustellen, nur bei vollständigem Zufrieren des Gewässers verließen sie das Gebiet. Dementsprechend korreliert die Höhe der Winter- bzw. Januarbestände negativ mit der Strenge des Winters (Tab. 5). Die Hauptrastzeit erstreckte sich von Oktober bis März. Für Februar/März und November/Dezember zeichnete sich ein jeweils ähnlich hoher Bestands-gipfel ab. In den Monaten November bis Februar stiegen die Rastbestände signifikant an, wohl in erster Linie verursacht durch eine zunehmend milde Winterwitterung (Tab. 3 u. 4b, Abb. 6n). Tafelenten hielten sich zur Nahrungssuche überwiegend auf der offenen Seefläche auf, nutzten ansonsten aber auch alle anderen Bereiche. Zum Ruhen bildeten sie große Ansammlungen, die sich

weit auf die offene Seefläche hinaus erstreckten. Sie waren meist mit Reiherenten vergesellschaftet. Bei den Gesamtrastbeständen der Tafelente kam es in der Saison 2000/01 zu einem sprunghaften Bestandsanstieg, auch 2001/02 waren die Anzahlen ausgesprochen hoch (Abb. 7). Insgesamt ergab sich eine signifikante starke Zunahme über den gesamten Untersuchungszeitraum (Tab. 2). Auch bei einem Vergleich der Rastbestände der 1990er Jahre mit denen der 2000er Jahre zeigte sich eine signifikante Zunahme (Tab. 2). Die Saisonmaxima stiegen ebenfalls stark an (Tab. 2, Abb. 7).

Die NW-europäische Population nahm zu Beginn der 1970er Jahre deutlich zu, danach stagnierten die Bestandszahlen (SUDFELDT et al. 2000). In den 1980er Jahren erfolgte eine leichte Bestandsabnahme, Anfang der 1990er Jahre eine kurzfristige Zu-, bis zum Jahr 2000 wieder eine deutliche Abnahme (SUDFELDT et al. 2003, SUDFELDT & WAHL 2007). Davon abweichend kam es am schleswig-holsteinischen Wattenmeer in den 1990er Jahren zu einem Anstieg, der allerdings wohl durch die Kältewinter 1995/96 und 1996/97 gedämpft wurde (GÜNTHER & RÖSNER 2000). In den Niederlanden zeichnete sich seit Ende der 1970er Jahre insgesamt eine Abnahme der Rastbestände ab, die auch heute noch anhält, an manchen Gewässern fand allerdings entgegen des Trends eine Zunahme statt (VAN ROOMEN et al. 2007). Im Dümmergebiet lagen die Jahresmaxima der Rastbestände Anfang der 1950er Jahre noch bei 900-1.500 Ind., anschließend nahmen sie ab und erreichten bis Ende der 1980er Jahre nur selten eine Anzahl von 500 oder mehr Ind. (LUDWIG et al. 1990). In den 1990er Jahren zeigte sich ein leicht positiver Trend, der Bestand bewegte sich auf einem etwas höheren Niveau als in den Vorjahren. In den 2000er Jahren kam es zu einem deutlichen Bestandsanstieg, die Anzahlen verdoppelten bis verdreifachten sich.

Vor dem Hintergrund der überregionalen Bestandsabnahme ist die sprunghafte Zunahme der Rastbestände am Dümmer vermutlich zu einem großen Teil auf verbesserte Rastbedingungen im Gebiet zurückzuführen. Der große Sprung von den 1990er Jahren zu den 2000er Jahren lässt sich z. T. auf eine mildere Witterung mit einem selteneren Zufrieren des Sees zurückführen, so dass sich die Rastsaison für die Art verlängerte (s. 5.1). Zusätzlich fiel der Anstieg jedoch mit Veränderungen im Ge-



Abb. 8: Überschwemmte Flächen im NSG Ochsenmoor. Foto: Frank Körner. – *Flooded area in the protected area Ochsenmoor.*

wässer zusammen (erste Klarwasserphase im See), so dass die hohen Rastbestände vermutlich hauptsächlich die Folge eines plötzlich hohen Nahrungsangebots waren. Ab 1993/94 steigende Rastbestände am Bodensee wurden auf eine Regeneration submerser Wasserpflanzen, d. h. eine verbesserte Nahrungssituation zurückgeführt (HEINE et al. 1999). Auch am Dümmer wurden nach einem völligen Verschwinden submerser Vegetation Anfang der 1960er Jahre im Jahr 1999 erstmals wieder Wasserpflanzen entdeckt, ob hier allerdings ein Zusammenhang mit den erhöhten Rastbeständen besteht, erscheint wegen der noch geringen Ausdehnung der Pflanzenvorkommen in der Fläche zweifelhaft (BLÜML et al. 2008). Das gute Nahrungsangebot wird vermutlich eher von Organismen, die den Gewässerboden besiedeln, wie Erbsenmuscheln, Zuckmücken oder Schlammröhrenwürmer (Tubifex), gestellt (vgl. BÄTHE 2001). Am Gewässerboden herrschen vermutlich seit den 2000er Jahren bessere Bedingungen für die Entwicklung von Zuckmückenlarven. Durch den gesunkenen Fischbestand besteht zudem weniger Fraßdruck, d. h. auch weniger Nahrungskonkurrenz für die Tafelente.

Enorme Bestände an Zuckmücken, die sich seit dem Auftreten niedriger Fischbestände am See entwickeln konnten, stützen diese Vermutung (eig. Beob.). Auch BRANDT & NAGEL (2001) sehen einen Zusammenhang zwischen einem außerordentlich hohen Rastbestand der Tafelente am Steinhuder Meer und der dort gleichzeitig auftretenden Klarwasserphase. VAN ROOMEN et al. (2007) nennen eine verbesserte Nahrungssituation durch Abnahme der Brasse *Abramis brama* als wahrscheinliche Ursache für die Zunahme der Tafelentenbestände an einigen niederländischen Gewässern. Dadurch konnten sich die Bestände der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* erholen bzw. standen als Nahrung für die Tafelente zur Verfügung. Im Dümmergebiet gewährleistete die Sperrung des Sees für den Wassersport, dass die Vögel im Winterhalbjahr in Ruhe ihrer Nahrungssuche nachgehen konnten.

Reiherente *Aythya fuligula*

Reiherenten zählen mit wenigen Paaren zu den Brutvögeln im Dümmergebiet. Sie wurden nahezu

das gesamte Jahr über am See festgestellt, nur bei einem Zufrieren des Gewässers verließen sie das Gebiet (Abb. 6a). Die Höhe der Rastbestände im Winter korrelierte jedoch nicht mit der Strenge des Winters. Nahrungshabitat der Reiherente war fast ausschließlich die offene Wasserfläche des Sees. Häufig war die Art mit Tafelenten vergesellschaftet. Hauptrastzeiten waren die Monate Oktober bis Dezember sowie Februar bis April. Für die Monate Februar und März ergab sich eine signifikante Zunahme des Rastbestandes (Tab. 4b). In der Saison 2000/01 kam es zu einem sprunghaften Bestandsanstieg der Reiherente, ein weiterer Anstieg erfolgte 2001/02. Insgesamt ergab sich im Untersuchungszeitraum jedoch kein eindeutiger Trend (Tab. 2, Abb. 7). Bei einem Vergleich der 1990er Jahre mit den 2000er Jahren zeigte sich jedoch ein signifikanter Anstieg (Tab. 2). Bei den Saisonmaxima waren keine Veränderungen nachweisbar (Abb. 7).

Die Rastbestände zeigten in Mitteleuropa ab den 1950er Jahren eine exponentielle Zuwachsrate bis sie sich in den 1980er Jahren stabilisierten (BERTHOLD & BAUER 1996). Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer nahm der Reiherentenbestand noch bis Anfang der 1990er Jahre zu, anschließend war er bis 1999 in etwa stabil (GÜNTHER & RÖSNER 2000). Derzeit sind die Rastbestände überregional stabil, gebietsweise jedoch auch rückläufig (BERTHOLD & BAUER 1996, SUDFELDT et al. 2003, VAN ROOMEN et al. 2006, SUDFELDT & WAHL 2007). Am Dümmer zeichnete sich eine den überregionalen Geschehnissen genau entgegengesetzte Entwicklung ab. Waren hier Reiherenten noch in den 1950er Jahren eher häufig mit Jahresmaxima von bis zu 1.000 Individuen, nahmen die Rastbestände in den Folgejahren deutlich ab, so dass die Jahresmaxima in den 1980er Jahren meist weit unter 100 Ind. lagen (LUDWIG et al. 1990). Grund dafür war ein Zusammenbruch der Benthosfauna in den 1960er Jahren (LUDWIG et al. 1990, BERTHOLD & BAUER 1996). Die Zunahme der Rastbestände in den 2000er Jahren erfolgte sprunghaft und verlief wiederum nicht synchron mit überregionalen Entwicklungen. Sie ist wahrscheinlich wie bei der Tafelente auf ein erhöhtes Nahrungsangebot durch Veränderungen im See zurückzuführen (s. 5.1). In einigen Gewässern in den Niederlanden scheinen hohe Reiherentenbestände auf das Angebot an Dreikantmuscheln zurückzugehen (VAN ROOMEN et al. 2007).

Schellente *Bucephala clangula*

Der Hauptrastzeitraum der Schellente erstreckte sich von Oktober bis April. Am höchsten waren die Bestände auf dem Heimzug im Februar/März. Ein weiterer Bestands Gipfel zeichnete sich im November ab. Bei einem Zufrieren des Gewässers verließen die Vögel das Gebiet (Abb. 6p). Der Rastbestand im Januar stieg signifikant an (Tab. 4b), seine Höhe korrelierte negativ mit der Strenge des Winters (Tab. 5). Schellenten hielten sich meist in den Buchten des Sees auf, seltener waren sie auf der Seemitte anzutreffen. Im Winterhalbjahr 1998/99 fanden des öfteren Beobachtungen im Ochsenmoor statt (max. 23 Ind.), das nach einer Flutung im nördlichen Bereich um über 50 cm überstaut war. In den Saisons 2000/01 und 2001/02 wurden vorübergehend höhere Anzahlen festgestellt, im Untersuchungszeitraum zeigte sich bei der Entwicklung der Saisonbestände jedoch kein eindeutiger Trend (Tab. 2, Abb. 7). Bei einem Vergleich der Rastbestände der 1990er und der 2000er Jahre zeichnete sich dagegen eine signifikante Zunahme ab (Tab. 2). Die Saisonmaxima zeigten keine signifikante Veränderung (Abb. 7).

Am Dümmer wurden in den 1950er Jahren vereinzelt Jahresmaxima von 200-300 Schellenten gezählt, meist lagen sie allerdings bei ca. 70 Individuen. In den 1960er Jahren ging der Bestand stark zurück, bis in die 1980er Jahre wurden Jahresmaxima von meist unter 10 Individuen verzeichnet (LUDWIG et al. 1990). Der Bestandsrückgang wurde vermutlich durch den Zusammenbruch der Benthosfauna in den 1960er Jahren verursacht (LUDWIG et al. 1990). Überregional zeigte die Winterpopulation der Schellente in Mitteleuropa seit den 1970er Jahren einen mehr oder weniger konstanten, jedoch unauffälligen Anstieg (SUDFELDT et al. 2003, SUDFELDT & WAHL 2007). Dieser zeichnete sich auch am schleswig-holsteinischen Wattenmeer ab (GÜNTHER & RÖSNER 2000). In den Niederlanden wird der Trend als stabil mit leichter Tendenz zur Abnahme eingestuft (VAN ROOMEN et al. 2007).

Obwohl die Rastbestände der Schellente am Dümmer schon seit vielen Jahrzehnten sehr niedrig sind und auch in den letzten Jahren nur geringe Zuwächse zu erkennen waren, spielt die Art als Indikator für Veränderungen im See hinsichtlich der Benthosfauna eine Rolle. Die Zunahme der Rast-

bestände in den 2000er Jahren lässt sich vermutlich, wie bei den anderen Tauchentenarten auch, zu einem gewissen Anteil auf eine Verbesserung des Nahrungsangebots zurückführen (s. 5.1). Auch am Steinhuder Meer wurde der höhere Rastbestand der Schellente im Winter 1999/2000 mit der Aufklärung des Gewässers in Verbindung gebracht (BRANDT & NAGEL 2001).

Zwergsäger *Mergellus albellus*

Zwergsäger rasteten von Oktober bis April im Dümmergebiet. blieb wenigstens ein Teil des Sees offen, überwinterten sie hier. Die Vögel hielten sich bevorzugt in Uferbereichen auf. Bei Eislagen suchten sie vermehrt die dann noch offene Hunte im Ochsenmoor bzw. an der Huntemündung auf. Die höchsten Bestände wurden in den 1990er Jahren im Januar/Februar, in den 2000er Jahren im Februar erreicht (Abb. 6g). Eine Korrelation der Rastbestandshöhe mit der Strenge des Winters konnte nicht festgestellt werden. 1999/2000 war der Bestand etwas höher als in anderen Saisons. Die Saisonrastbestände des Zwergsäger zeigten ebenso wie die Saisonmaxima im Untersuchungszeitraum keinen signifikanten Trend (Tab. 2, Abb. 7).

Am Dümmer schwankten die Winterbestände des Zwergsägers in den 1960er bis 1980er Jahren witterungsbedingt stark von Jahr zu Jahr. In mehreren Jahren wurden maximale Anzahlen von bis zu 300 Ind. festgestellt, meist lagen sie jedoch unter 100 Ind. (LUDWIG et al. 1990). Überregional stiegen die Zwergsägerrastbestände in Deutschland seit den 1970er Jahren an (SUDFELDT et al. 2003, SUDFELDT & WAHL 2007). Gebietsweise wurden allerdings unterschiedliche Entwicklungen beobachtet. So wurde für den Bodensee für die 1970er und 1980er Jahre ein deutlicher Abwärtstrend dokumentiert, der auf milder verlaufende Winter zurückgeführt wird (vgl. Heine et al. 1999). Am Steinhuder Meer wurde in den 1990er Jahren eine leichte, im Bremer Raum eine deutliche Zunahme beobachtet (BRANDT & NAGEL 2001, SEITZ et al. 2004). In den Niederlanden wurde eine leichte Abnahme festgestellt, die zum einen mit einer Verschiebung der Überwinterungsgebiete nach Nordosten in Verbindung gebracht wird, zum anderen mit einer ungünstigen Nahrungssituation (VAN ROOMEN et al. 2006).

Die Bestandsveränderungen des Zwergsägers am Dümmer lassen sich bislang jedoch nicht Witterungsveränderungen oder veränderten nahrungsökologischen Bedingungen im See eindeutig zuschreiben.

Gänsesäger *Mergus merganser*

Der Rastzeitraum des Gänsesägers erstreckte sich hauptsächlich von November bis März. Wenn möglich, überwinterten die Vögel im Gebiet. Selbst bei fast zugefrorenem See harrten sie noch über eine lange Zeit in Wasserlöchern aus. Erst wenn sich auch diese schlossen, verließen sie den See. Die Höhe des Rastbestands im Januar korrelierte negativ mit der Strenge des Winters (Tab. 5). Insbesondere bei Starkfrostwetterlagen hielten sich die Vögel vermehrt auf der meist offen bleibenden Hunte bzw. der Huntemündung auf. Gänsesäger suchten bevorzugt in der östlichen Hälfte des Sees und in der Seemitte nach Nahrung. Die höchsten Bestände wurden in den 1990er Jahren im November/Dezember, in den 2000er Jahren im Januar erreicht (Abb. 6r). Vor allem in der Saison 2001/02 war der Rastbestand sehr niedrig. 2003/04 erreichte er allerdings wieder die frühere Höhe, in den Jahren danach wurden nur geringe Bestände festgestellt. Insgesamt zeigten die Saisonrastbestände des Gänsesägers im Untersuchungszeitraum keinen eindeutigen Entwicklungstrend. Bei einem Vergleich der Rastbestände der 1990er Jahre mit denen der 2000er Jahren ergab sich dagegen eine signifikante Abnahme (Tab. 2, Abb. 7). Die Saisonmaxima wiesen ebenfalls einen negativen Trend auf (Tab. 2, Abb. 7).

In den 1950er und 1960er Jahren waren am Dümmer Winterbestände zwischen 50 und 150 Ind. die Regel. Seit den 1970er Jahren stiegen die Rastbestände an, Mitte der 1980er Jahre lagen die Jahresmaxima bei 300 bis 600 Ind. (LUDWIG et al. 1990). Bis in die 1990er Jahre kam es zu einem weiteren deutlichen Bestandsanstieg. Überregionale Ursachen für die generelle Zunahme der Rastbestände waren wachsende Brutbestände in einigen Teilgebieten Mitteleuropas, unterstützt durch eine verbesserte Nahrungssituation durch Gewässereutrophierung (BAUER & BERTHOLD 1996). Nach SUDFELDT & WAHL (2007) nahm der Rastbestand in Deutschland seit den 1990er Jahren zu. Auch im Bremer Raum wurden seither höhere Bestände verzeichnet (SEITZ

et al. 2004). Am Steinhuder Meer zeichnete sich kein eindeutiger Trend ab (BRANDT & NAGEL 2001). In den Niederlanden hat der Rastbestand des Gänsejägers abgenommen, ein Trend, der auf mildere Winter, aber z. T. auch auf eine ungünstige Nahrungssituation zurückgeführt wird (VAN ROOMEN et al. 2006, 2007).

Am Dümmer traf der Gänsejäger in den 1990er Jahren auf zumeist hohe Fischbestände sowie auf eine von Störungen beruhigte Seefläche, Faktoren, die beide förderlich für die positive Entwicklung des Rastbestands waren (vgl. BELLEBAUM et al. 2003). Die Gründe, die zur Abnahme der Rastbestände in den 2000er Jahren führten, sind bisher noch unklar, als eine wesentliche Ursache ist jedoch die Witterung zu vermuten. Generell traf der überwiegende Teil der Rastbestände in den 1990er Jahren meist dann am Dümmer ein, wenn in nördlich und östlich liegenden Rastgebieten Starkfrost eingesetzt hatte (vgl. SUDFELDT et al. 2003, VAN ROOMEN et al. 2006, 2007). Die mildereren Winter in den 2000er Jahren hatten wahrscheinlich zur Folge, dass die Vögel erst später oder gar nicht aus ihren Rastgebieten abzogen. Damit konnte auch eine länger offen bleibende Seefläche nicht zu einem höheren Bestand führen. Als Indiz mag dafür der im Untersuchungszeitraum von den 1990er zu den 2000er Jahren um einen Monat nach hinten verschobene Rastgipfel gelten. Die Abnahme des Nahrungsangebotes als Ursache ist fraglich, denn schließlich können Gänsejäger ähnlich große Fische erbeuten, wie der Kormoran, dessen Rastbestände im gleichen Zeitraum vergleichsweise konstant geblieben sind.

Blässralle *Fulica atra*

Blässralen brüten mit 60-100 Paaren im Untersuchungsgebiet. Sie waren das gesamte Jahr über am See zu beobachten. Die Hauptrastzeit erstreckte sich von März bis Oktober, die höchsten Bestände waren in den 1990er Jahren im September/Oktober festzustellen, in den 2000er Jahren in den Monaten August/September. Ein weiterer Gipfel trat in den Monaten März/April auf (Abb 6s). Bei zufrierendem See wichen die Vögel auf die meist offen bleibende Hunte aus, bis sie schließlich bei anhaltender Frostlage das Gebiet verließen. Eine Korrelation der Höhe der Rastbestände mit der Strenge des Winters konnte nicht ermittelt werden. Die November- und Dezemberbestände zeigten signifikante Abnahmen

(Tab. 4b). Die höheren Werte für den August in den 2000er Jahren gehen auf die Saisons 2000/01–2002/03 zurück, in denen ein ungewöhnlich hoher Sommerrastbestand auftrat (Abb. 6s). Blässralen hielten sich in den Sommermonaten vor allem an Uferbereichen und in der Schwimmblattzone auf. Im Herbst war die Schwimmblattzone deutlicher Schwerpunkt. Im Frühjahr suchten die Vögel bevorzugt überschwemmtes Grünland auf. Ein Zusammenhang zwischen Frühjahrs-, Herbstrastbestand und Brutbestand konnte nicht ermittelt werden. Die Entwicklung der Blässralenrastbestände zeigten im Untersuchungszeitraum keinen signifikanten Trend (Tab. 2, Abb. 7s). Allerdings lagen sie 2000/01–2002/03 vorübergehend deutlich höher als in den meisten anderen Saisons (Abb. 7). Bei den Saisonmaxima ergaben sich keine Veränderungen (Tab. 2, Abb. 7).

Die Winterbestände der Blässralle sind zwar in einigen Regionen bis in die 1990er Jahre angewachsen, in den westlichen Bundesländern und in den international bedeutenden Gewässern Süddeutschlands sind sie jedoch seit Ende der 1960er Jahre konstant geblieben oder rückläufig (BERTHOLD & BAUER 1996). Als Grund wird u. a. eine verschlechterte Nahrungssituation durch eine geringere Gewässereutrophierung sowie durch hohe Fischbesätze genannt (BERTHOLD & BAUER 1996). Am schleswig-holsteinischen Wattenmeer blieb der Blässralenbestand in den 1990er Jahren - abgesehen von Jahren mit Kältewintern - konstant (GÜNTHER & RÖSNER 2000). In den Niederlanden nahm der Bestand seit den 1970er Jahren zu, ist aber seit einiger Zeit stabil, bei allerdings unterschiedlichen Entwicklungen an den verschiedenen Gewässern (VAN ROOMEN et al. 2007). Am Dümmer waren mindestens bis Mitte der 1960er Jahre Rastzahlen von weit über 1.000 Individuen keine Seltenheit (HÖLSCHER et al. 1959). In den 1960er Jahren kam es zu einem drastischen Bestandsrückgang, ab 1970 lagen die Rastzahlen meist deutlich unter 1.000 Ind. (LUDWIG et al. 1990). Zu Ausnahmen kam es in den Jahren 1975 und 1981, in denen am See 2.000-3.000 bzw. im überschwemmten Ochsenmoor „einige Tausend“ Blässralen festgestellt wurden (LUDWIG et al. 1990).

Auch in den 1990er Jahren konnte im Dümmergebiet keine Erholung der Rastbestände auf frühere Anzahlen festgestellt werden. Allerdings rasteten

im September der Saison 1995/96 plötzlich 1.400 Blässrallen am See. Die Vögel hielten sich damals bevorzugt in der Schwimmblattzone im Süden des Sees auf. Möglicherweise bestand dort ein ungewöhnlich gutes Nahrungsangebot. In den Saisons 2000/01–2006/07 blieben die Anzahlen meist weit hinter diesem Maximalbestand zurück. Auffällig waren allerdings die erhöhten Bestände in den Saisons mit ausgeprägten Klarwasserphasen 2000/01 bis 2002/03. Es ist anzunehmen, dass die Blässrallen von den Veränderungen im See profitierten. Sie nahmen im offenen Wasser neu auftretende Kamm-laichkraut-*Potamogeton pectinatus*-Inseln sofort als Nahrungsquelle an und waren z. T. weit draußen auf der Seefläche an den Pflanzeninseln zu beobachten (s. 5.1). Auch am Steinhuder Meer wurde ein Zusammenhang zwischen der dort aufgetretenen Klarwasserphase bzw. dem Angebot an Wasserpflanzen und einem erhöhten Blässrallenbestand vermutet (BRANDT & NAGEL 2001). Nach VAN ROOMEN et al. (2006) zeigten Rastbestände der Blässrallen am Veluwemeer ebenfalls eine Abhängigkeit von dem Angebot an Unterwasserpflanzen, in diesem Fall Armleuchteralgen.

5 Zusammenfassende Diskussion

5.1 Ursachen für Bestandsentwicklungen

Witterung und überregionale Bestandstrends

Das Rastgeschehen wird durch unterschiedliche Faktoren beeinflusst. Großräumige und anhaltende Klimaveränderungen (vgl. BAIRLEIN & EXO 2006), aber auch starke Störungen bzw. Bejagung, wie z. B. bei Gänsen (MOOIJ 2000), können Verlagerungen der Überwinterungsgebiete, -schwerpunkte und Zugwege bewirken. Ebenfalls wirken sich überregionale Bestandszu- und -abnahmen auf den regionalen Rastbestand aus (vgl. SUDFELDT et al. 2003, VAN ROOMEN 2007).

Kurzfristig und regional spielt vor allem die Witterung eine starke Rolle, hier vor allem der Verlauf des Winters (SUDFELDT et al. 2003). Im Dümmergebiet führten Frostperioden im Winterhalbjahr meist innerhalb weniger Tage zum Zufrieren sowohl des Flachsees als auch der überstauten Grünlandbereiche. Beides bewirkte einen Rückgang der Entenrastbestände. An der Mündung der Hunte in den See blieb allerdings durch die Strömung des Flusses oft ein mehr oder weniger großer Bereich offen.

Auch waren die Wasservögel in der Lage selbst über einen gewissen Zeitraum Wasserlöcher offen zu halten. Beides zögerte den vollständigen Abzug der Enten, insbesondere der Stockenten, hinaus.

Die mildere Witterung der Winter in den 2000er Jahren schien sich unmittelbar auf den Rastbestand auszuwirken. So mussten in den 1990er Jahren während der zwei besonders langen und kalten Winter (s. Abb. 3; vgl. BLEW & SÜDBECK 2005, BLEW et al. 2007) Arten für die der Dümmer ein Überwinterungsgebiet darstellt, wie Kormorane, Pfeif-, Stock-, Tafelenten sowie Zwerg- und Gänsesäger, vollständig aus dem Gebiet abziehen. In den 2000er Jahren konnten es die Vögel oft durchgehend oder zumindest in größerem Umfang zur Überwinterung nutzen. Nicht nur bei den Arten Kormoran, Pfeif- und Tafelente nahmen die Winterrastbestände in der Zeitspanne 1993/94 bis 2006/07 signifikant und stark zu, sondern auch bei Arten, die sich bisher nur sporadisch im Winter im Untersuchungsgebiet aufhielten, wie Schnatter-, Löffel- und Schellente, zeichnete sich eine höhere Tendenz zur Überwinterung ab (Tab. 3).

Bei näherer Betrachtung zeigte sich, dass die verschiedenen Rastvogelarten unterschiedlich auf die Ausprägung der Winterwitterung reagierten. Während die Höhe des Haubentaucherrastbestands negativ mit der Höhe der Kältesumme des Winters korrelierte, wurden die Rastbestände von Kormoran, Schnatter-, Krick-, Löffel-, Tafel-, Schellente und Gänsesäger von der Strenge des Winters im Januar beeinflusst (Tab. 5). Ein milderer Januar hatte bei diesen Arten einen Anstieg der Rastbestände zur Folge. Möglicherweise richteten sich die meisten Arten in erster Linie nicht nach überregional, sondern nach regional bis lokal herrschenden Wettergegebenheiten, und der Weiterzug erfolgte überwiegend etappenweise. WAHL & SUDFELDT (2005) wiesen eine negative Korrelation der Höhe des Januarrastbestandes der Stockente mit der Höhe der Kältesumme nach, für das Dümmergebiet gelang dieser Nachweis jedoch nicht. Hier erwies sich die Art als relativ unempfindlich in Bezug auf Kälteeinbrüche - eventuell bedingt durch das Nahrungsangebot in Form von Ernterückständen auf Flächen außerhalb des Untersuchungsgebietes, welches sie im Gegensatz zu den anderen Entenarten unabhängiger von offenem Wasser zur Nahrungssuche machte. Bläss- und Graugans zeigten eine starke

Reaktion auf die Witterung im Januar. Das Rastgeschehen bei den Gänsen wurde allerdings weniger durch den zufrierenden See beeinflusst als durch Schneelagen. Kam es zur Ausbildung von höheren Schneedecken, so dass die Gänse nur mit großem Aufwand an Nahrung kamen, verließen sie das Dümmergebiet (eig. Beob.). Bei der Saatgans konnte keine Reaktion nachgewiesen werden. Die Art neigt generell nur wenig zur Winterflucht und sucht erst bei anhaltender Schneelage westlich liegenden Rastgebiete in größerer Zahl auf (vgl. VAN ROOMEN 2007). Von WAHL & SUDFELDT (2005) wird eine Verlagerung der Überwinterungsgebiete verschiedener Arten in Richtung Nordosten diskutiert, diese scheint sich z. B. für die Pfeifente auch im Dümmergebiet in Form erhöhter Winterrastbestände abzuzeichnen.

Veränderungen im Ökosystem Dümmer

Die starke Eutrophierung des Dümmer und entgegen dem natürlichen Jahresgang regulierte Wasserstände ab den 1950er Jahren hatten gravierende Auswirkungen auf das Ökosystem See und damit auf die Rastbestände verschiedener Wasservogelarten. Sich von Wasserpflanzen oder Benthos ernährende Arten, wie Schellente, Reiherente und Pfeifente, nahmen drastisch ab, piscivore Arten, wie Kormoran, Gänsesäger und Haubentaucher dagegen zu (LUDWIG et al. 1990). Die hohen Bestände kleinwüchsiger Weißfische, die Ende der 1980er Jahre kennzeichnend für den Dümmer waren, boten Fischfressern ein hervorragendes Nahrungsangebot, eingeschränkt war die Verfügbarkeit wohl nur durch die starke Trübung des Wassers (vgl. VAN EERDEN et al. 1993). Diese Situation blieb im Wesentlichen bis in die 1990er Jahre erhalten. Allerdings kam es jahrweise – möglicherweise verursacht durch eine erhöhte Sterblichkeit im Winter oder fehlende Abblanchmöglichkeiten im Frühjahr (vgl. LUDWIG 1990) – zu einem schwankenden Angebot an Fisch, eventuell ein Grund für den zeitweise sehr niedrigen Haubentaucher-Brutbestand in den 1990er Jahren. Die Klarwasserphase im Jahr 2000 markierte einen Wendepunkt in der Ökologie des Sees, der wohl in erster Linie mit der drastischen Abnahme des Weißfischbestandes zusammenhing (vgl. SCHEFFER 1998). Damit verbunden waren die Zunahme der Benthosfauna zum Jahr 2001 hin und das vermehrte Auftreten von Unterwasserpflanzen, welches bereits 1999 eingesetzt

hatte (BLÜML et al. 2008). Ab wann genau und in welcher Weise die Abnahme der Fischbestände stattgefunden hat, ist nicht bekannt. Wie sich ihre Abnahme auf die verschiedenen piscivoren Vogelarten im Einzelnen ausgewirkt hat, kann daher nicht geklärt werden. Die betreffenden Vogelarten zeigten nach der ausgeprägten Klarwasserphase in unterschiedlichen Saisons Rückgänge in den Rastbeständen. Da die Rastbestände von Haubentaucher und Kormoran in einigen Saisons wieder auf das frühere Niveau zugenommen haben, muss dann auch das Nahrungsangebot entsprechend angewachsen sein. Derzeit weisen die Fischbestände immer noch einen guten Ernährungszustand auf (H. BELTING, pers. Mitt.), was darauf hinweist, dass nach wie vor die gegenüber den 1990er Jahren (und zuvor) veränderte Gewässerökologie vorherrscht. Dies auch, obwohl die Trübung des Wassers im Sommerhalbjahr wieder etwas zugenommen hat. Letzteres könnte mit einem wieder leicht gestiegenen Jungfischbestand (H. BELTING, pers. Mitt.) zusammenhängen, der über einen erhöhten Fraßdruck auf das Zooplankton verhindert, dass dieses die Massenentwicklung des Phytoplanktons reduziert. Während der Klarwasserphasen traten deutlich höhere Rastbestände von Entenarten auf, die sich von Benthos, Plankton oder Wasserpflanzen ernähren, wie Löffel-, Tafel- und Reiherente und auch von der Blässralle. Als Ursachen dafür können angeführt werden: eine größere Sichttiefe und damit eine effektivere Nahrungssuche unter Wasser, eine verringerte Nahrungskonkurrenz durch Fische z. B. bei der Ausbeutung der Tubificiden- und der Plankton-Bestände, sowie das Auftreten von Unterwasserpflanzen, u. a. auch Großalgen (v. a. *Hydrodictyon reticulatum*). Bei einigen Arten liegen seit der Klarwasserphase im Jahr 2000 die Rastbestände dauerhaft höher als in den 1990er Jahren.

Ein gezieltes Eingreifen in die Dominanzverhältnisse zwischen Fischen und tierischem Plankton durch Entfernen der Weißfische wurde schon früher als eine unterstützende Methode für die Sanierung des Sees insbesondere die Wiederherstellung eines intakten Nahrungsnetzes beschrieben (vgl. RÜP 1983, LUDWIG 1990). Für eine spürbare Verbesserung des ökologischen Zustands von Flachseen durch starke Reduzierung des Weißfischbestands gibt es zahlreiche Beispiele (SCHEFFER 1998). Untersuchungen aus den Jahren 2001 und 2002 (KÄMMEREIT 2005)

machen den Kormoran für die Abnahme des Fischbestandes im Dümmer verantwortlich. Der seit den 1990er Jahren stark angestiegene Rastbestand soll danach aus dem Dümmer in etwa so viel Fisch entnehmen, wie nachwächst (M. KÄMMEREIT, pers. Mitt.). Damit wäre der Kormoran ursächlich an der Aufklärung, d. h. einer Gesundung des Dümmer in den 2000er Jahren beteiligt. Möglicherweise stabilisieren die fortgesetzt hohen Fischentnahmen durch den Kormoran den derzeitigen Zustand. Dieser neue Zustand zeichnet sich durch die Ansiedlung von Unterwasserpflanzen, die allmähliche Ausdehnung der Schwimmblattzone und erhöhte Sichttiefen mit kurz- oder längerfristigen Klarwasserphasen aus und entspricht damit den Verhältnissen in anderen Flachseen nach Entfernen der Weißfische durch Abfischen mit Netzen o.ä. (SCHEFFER 1998, BLÜML et al. 2008). Auch aus anderen Gebieten wurde eine ähnliche Wirkung des Kormorans beschrieben (KNIEF 2002). Der höhere Kormoranrastbestand wiederum geht – neben der allgemeinen Populationszunahme – möglicherweise auch auf die durch den seltener zufrierenden See verlängerte Rastsaison zurück (s.o.).

Beruhigungsmaßnahmen im Gebiet

Verschiedene Beruhigungsmaßnahmen im Dümmergebiet haben vermutlich den Anstieg der Bestände vieler Arten unterstützt. Von der Beruhigung des Dümmer durch ein Befahrensverbot im Winterhalbjahr (01. November bis 31. März) profitierten nahezu alle aufgeführten Arten. Besonders profitierten Arten, die bei der Nahrungssuche wegen der speziellen Verteilung ihrer Nahrungstiere die Seemitte oder Bereiche an der sonst stark touristisch genutzten Ost- und Nordseite aufsuchten. Piscivore Vögel, wie Haubentaucher, Kormoran und Gänse-säger konnten somit ohne Störung auf der gesamten Seefläche auf Nahrungssuche gehen, ebenso Tafel-, Reiher- und Schellente, die sich von Tieren am Gewässergrund ernährten, und Planktonfresser, wie die Löffelente. Arten, die den See vor allem als Ruheplatz aufsuchten, wie die Gänsearten, Pfeif-, Stock- und Krickenten, konnten sich weit über den See verteilen und bei Anwesenheit z. B. von Seeadlern ausweichen.

Von der Einschränkung der Jagd im Ochsenmoor seit 1997, die ein vollständiges Jagdverbot im Winterhalbjahr einschließt, profitierten sämtliche Rast-

vogelarten. Mit letzterer Maßnahme wurde nicht nur eine Beruhigung des Ochsenmoores, sondern darüber hinaus auch des Sees erreicht. Jagd, die noch bis 1997 im Ochsenmoor regelmäßig zur Hauptrastzeit stattfand, hatte sowohl im Ochsenmoor als auch am angrenzenden See zu immensen Störungen geführt (eig. Beob.), da sich die Mehrzahl der Rastvögel im südlichen Bereich des Sees aufhält. Durch die Einschränkung der Jagd hat sich das Ochsenmoor mittlerweile zu einem Ruhegebiet für Wasservogel entwickelt. Gerade dadurch, dass in den anderen Gebieten rund um den See Wasservogel, u. a. Graugänse, bejagt werden dürfen, halten sich die Gänsearten während der Jagdzeit bevorzugt im Ochsenmoor auf (unveröff. Daten).

Eine weitere Beruhigung des Ochsenmoores wurde durch eine Sperrung einiger Binnenwege erreicht, die sich im Winterhalbjahr vor allem auf die Gänsearten positiv auswirkte, bei Überstau der Flächen auch auf verschiedene Entenarten, die dann in hohen Anzahlen dort rasteten (Pfeifente, Stockente, Krickente, Schnatterente, Spießente, Knäkente).

Entwicklungsmaßnahmen

Die gezielte Überstauung von Flächen in Teilbereichen des Ochsenmoores im Winter und Frühjahr hat die Attraktivität des Gebietes für Wasservogel stark erhöht. Das deutlich größere Angebot an Flachwasserbereichen wurde von zahlreichen Entenarten, wie Pfeif-, Krick-, Stock-, Spieß-, Löffel- und Knäkente tagsüber und auch nachts zur Nahrungssuche und auch zum Ruhen genutzt (Tab. 6). Das Bestandsmaximum der im Ochsenmoor rastenden Entenarten lag dementsprechend im Zeitraum Februar bis April (Tab. 6) und es ließ sich auch ein signifikanter Anstieg der Rastbestände von Schnatter-, Krick-, Spieß- und Löffelente für das Frühjahr (März-Mai) nachweisen (Tab. 3).

Die vernässten Flächen haben sich zudem zu einem Rastschwerpunkt der Blässgans entwickelt. Bei großflächiger Überstauung wird das Gebiet von dieser Art inzwischen bevorzugt als Schlafplatz genutzt.

6 Weiterführende Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen

Große Bereiche des Dümmergebietes sind als EU-

Vogelschutzgebiet gemeldet. Die Meldung verpflichtet dazu, Verschlechterungen für Rastvögel zu verhindern und das Gebiet bezüglich ihrer Habitatansprüche zu optimieren. Folgende Maßnahmen sind dabei von Bedeutung:

Beibehaltung und Ausdehnung des Winterbefahrungsverbot

Seit 1995 darf die Seefläche von November bis März nicht mit Wasserfahrzeugen befahren werden, für den März wurden allerdings in fast jedem Jahr Ausnahmegenehmigungen erteilt. Die aktuell gültige Regelung schützt zwar die Wasservogelbestände zu den Kernrastzeiten, berücksichtigt jedoch nicht, dass am See zunehmend hohe Rastbestände bereits im Oktober, z. T. sogar schon im September erreicht werden, und sich der Hauptdurchzug der Wasservögel in ihre Brutgebiete in den letzten Jahren zunehmend in den März verschiebt, manchmal sogar in den April. Um das Gebiet für rastende Vögel zu optimieren, sollten die Zeiten des Winterfahrverbotes an diese Situation angepasst werden. Eine Beruhigung der Seefläche wäre dementsprechend von Anfang Oktober bis Ende März und eventuell sogar bis Mitte April anzustreben.

Einschränkung der Jagdausübung

Die Jagdausübung führt zu enormen Störungen der Wasservogelrastbestände, insbesondere der Gänse. Im gesamten EU-Vogelschutzgebiet sollte die Jagd auf Vögel untersagt und die weitere Jagdausübung entsprechend der Regelung im Ochsenmoor eingeschränkt werden. Derzeit ist die Bejagung noch in großen Teilen des Osterfeiner Moors gestattet. Eigene Erfassungen (unveröff. Daten) haben gezeigt, dass sich Gänse stark auf Flächen im jagdberuhigten Ochsenmoor konzentrieren. Die Vögel können durch eine Jagdruhe im Schutzgebiet ungestört ihrer Nahrungssuche nachgehen, benötigen dadurch weniger Energie und können besser genährt ihren Rückflug in die Brutgebiete am Ende des Winterhalbjahres antreten (WILLE & BERGMANN 2002). Eine Bejagung bzw. Beunruhigung von Wasservögeln in Gebieten, die speziell für den Schutz der Rastbestände dieser Arten aufgekauft und entwickelt wurden, widerspricht den Schutzzielen.

Schutz vor Störungen durch erhöhten Besucherverkehr

Im Ochsenmoor konnten durch Sperrung einiger Binnenwege größere beruhigte Bereiche eingerichtet werden. Durch ein gestiegenes Besucheraufkommen werden jedoch bei den großen und deshalb besonders empfindlichen Vogelansammlungen immer wieder Störungen verursacht, durch die oft Tausende Vögel auffliegen und dadurch unnötig Energie verbrauchen. Es ist deshalb dringend erforderlich, weitere Binnenwege für den Besucherverkehr zu schließen, vor allem im Bereich der stark vernässten Flächen im Norden des Ochsenmoores. Von hoher Bedeutung ist auch eine Beruhigung des Hunteiches, da dort von wenigen Besuchern sehr starke Störungen verursacht werden können, führt er doch mitten durch das zusammenhängende Rastgebiet Ochsenmoor/Borringhauser Wiesen. Zudem dient gerade die auch bei Starkfrost über längere Zeit noch offen bleibende Hunte bei zugefrorener Seefläche als letzter Rückzugsort für viele Vogelarten, wie dem Zwergsäger und der Pfeifente.

Schutz vor Störungen durch Flugverkehr

Eine große Störquelle stellen Hubschrauber dar, die derzeit vor allem im Winterhalbjahr regelmäßig, z. T. mehrfach am Tag und meist in niedriger Flughöhe das Dümmergebiet überqueren. Gänse und Enten werden dadurch mehrmals am Tag aufgescheucht. Nicht nur der Dümmer sollte nicht mehr überflogen werden, sondern ebenfalls die weiteren Gebiete des EU-Vogelschutzgebietes. Starke Störungen gehen weiterhin von Ultraleichtflugzeugen aus und zunehmend auch von Heißluftballons. Daher wäre ein Überflugverbot für das gesamte EU-Vogelschutzgebiet erforderlich.

Entwicklungsmaßnahmen

Das Gebiet besitzt ein großes Entwicklungspotential hinsichtlich einer weiteren Erhöhung der Entenrastbestände und zwar ganz besonders im Spätsommer und Herbst. WAHL & SUDFELDT (2005) stellten fest, dass Pfeif- und Spießenten im Frühjahr in erhöhter Anzahl im Binnenland rasten, im Herbst jedoch entlang der Küste ziehen und kaum im Binnenland auftreten. Sie vermuteten die Ursache darin, dass im Binnenland nur im Frühjahr attraktive

Rastgebiete, wie z. B. überschwemmte Flussauen, zur Verfügung stehen. Auch am Dümmer zeigte sich eine starke Präferenz vieler Entenarten für überschwemmte Flächen. Derzeit werden Überschwemmungsflächen nur im späten Winter und im Frühjahr gezielt zur Verfügung gestellt, nicht jedoch im Herbst oder im Spätsommer. Die signifikanten Korrelationen der Höhe der Rastbestände der Pfeif-, Schnatter-, Krick- und Spießente mit dem Auftreten der herbstlichen Überschwemmung des Grünlandes im Dümmergebiet zeigen, dass ein entsprechendes Angebot im Herbst unverzüglich von den Arten genutzt würde. Daher sollte das Angebot an Überschwemmungsflächen erhöht werden und zwar sowohl räumlich als auch zeitlich. Geeignete Flächen sollten möglichst das ganze Jahr über zur Verfügung stehen mit einem Schwerpunkt in der Zeit von September bis Mai.

Dümmersanierung

Die Wasserqualität des Dümmer soll über das sogenannte Dümmersanierungskonzept verbessert werden (POLTZ et al. 2003). Für das Jahr 2009 ist geplant, einen Zufluss (Bornbach), der für den Großteil des Nährstoffeintrags in den See verantwortlich ist, um das Gewässer herumzuleiten. Möglicherweise wird die dann verminderte Nährstoffzufuhr den Zustand des Sees weiter verbessern.

Vernetzung, Schutzgebietsausweisung

Ein großes Entwicklungspotential der Region liegt in einer Vernetzung des Dümmergebiets mit weiteren umliegenden Feuchtgebieten in der Diepholzer Moorniederung, wie dem Diepholzer Moor oder dem Rehdenener Geestmoor. Bereits jetzt zeichnet sich eine großräumigere Verteilung der Wasservögel auf verschiedene Gebiete durch die Wiedervernässung der Hochmoore ab. Durch Einrichtung von Korridoren aus wiedervernässen Hoch- und Niedermoorgebieten und beruhigten Nahrungsflächen zwischen den einzelnen Räumen könnte die Attraktivität des Gesamttraums für Wasservögel noch deutlich gesteigert werden. Insbesondere sollten aufgrund ihrer Bedeutung als Rastgebiet noch weitere Flächen im Umfeld des Sees als Ramsar-Gebiet bzw. EU-Vogelschutzgebiet ausgewiesen werden – zum Beispiel das direkt westlich des Dümmer liegende Rüschenendorfer Moor. Dieses gehört zum Ramsar-Gebiet Dümmer, wurde aber

aus dem EU-Vogelschutzgebiet Dümmer entlassen, obwohl dort in jüngster Zeit alljährlich wieder mehrere Tausend Gänse rasten.

Danksagung

Für wertvolle Hinweise zur Auswertung, zur Statistik und zum Manuskript danken wir Johannes Wahl und Jan Blew. Weiterhin danken wir Volker Blüml, Heinrich Belting, Markus Richter und Frank Apfelfstaedt für die Durchsicht des Manuskriptes.

7 Summary – Population trends and phenology of waterbirds in the Dümmer area, a Ramsar Site in Lower Saxony

Lake Dümmer and the adjacent Ochsenmoor marshes, totalling 3,600 ha, are one of the most important staging areas and wintering sites for migrating birds in Northwest Germany, and thresholds for Important Bird Areas (IBA) are reached regularly according to the criteria of the Ramsar Convention. In this paper, population trends of 19 common and regularly occurring waterbird species are presented and discussed based on surveys conducted from April 1993 to June 2007. Mallard *Anas platyrhynchos*, Greater White-fronted Goose *Anser albifrons*, Bean Goose *Anser fabalis* and Eurasian Wigeon *Anas penelope* were the most regularly occurring and most numerous species. The numbers of Great Cormorant *Phalacrocorax carbo*, Greater White-fronted Goose, Greylag Goose *Anser anser* and Pochard *Aythya ferina* increased significantly during the period 1993/94 to 2006/07. The numbers of White-fronted Goose and Greylag Goose increased in autumn, those of Cormorant and Gadwall *Anas strepera* in autumn and spring, those of Eurasian Wigeon, Pochard and Common Goldeneye *Bucephala clangula* in winter and those of Mute Swan *Cygnus olor*, Eurasian Teal *Anas crecca*, Northern Pintail *Anas acuta*, Northern Shoveler *Anas clypeata* and Tufted Duck *Aythya fuligula* in spring. The 1 %-criterion of Wetlands International qualifying an area as "Important Bird Area" (IBA) was reached on a regular basis for White-fronted Goose, Mallard and Northern Shoveler. Furthermore, the criterion "waterbird numbers exceed 20.000 regularly" has been reached for nearly all survey years. The Dümmer is also a staging area of national importance for a further eight species. The total number of waterbirds staging in the area

reached a new maximum of 62,000 individuals in 2002/03. The increase in waterbird numbers might be explained by successful conservation measures, such as the reduction of disturbance and the restoration of wet meadows. Changes in the ecosystem of the Dümmer have contributed additionally. The conservation of migrating waterbirds could be improved significantly by a further reduction of disturbance, an increased offer of flooded areas not only in winter and spring but also in autumn, and by linking the Dümmer area to other important wetlands and stopover sites in the Diepholzer Moorniederung.

8 Literatur

- APFFELSTAEDT, F., F. KÖRNER, U. MARXMEIER & M. RICHTER (2006): Brutvogelerfassung im NATURA 2000-Gebiet Dümmer 2006. Unveröff. Bericht des Naturschutzringes Dümmer e. V. im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN). Naturschutzstation Dümmer, Hude.
- BÄTHE, J. (2001): Die Wirbellosenfauna des Dümmer. Situation im November 2001. Unveröff. Ber. Niedersächs. Landesamt f. Ökologie. Hildesheim.
- BAIRLEIN, F. & K.-M. EXO (2007): Climate Change and Migratory Waterbirds in the Wadden Sea. In REINEKING, B., & P. SÜDBECK (Eds.): Seriously Declining Trends in Migratory Waterbirds: Causes-Concerns-Consequences. Proceedings of the International Workshop on 31 August 2006 in Wilhelmshaven, Germany. Wadden Sea Ecosystem No. 23. Common Wadden Sea Secretariat, Wadden Sea National Park of Lower Saxony, Institute of Avian Research, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven, Germany: 43-52.
- BAUER, H.-G., & P. BERTHOLD (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas – Bestand und Gefährdung. Wiesbaden.
- BELLEBAUM, J., M. SELL & B. GEBKE (2003): Fünfzehn Jahre und kein bisschen zahmer: Gänsesäger (*Mergus merganser*) und Freizeitbetrieb in einem westdeutschen Winterquartier. Nat. Landsch. 78: 455-462.
- BELTING, H., & S. BELTING (1992): Brutvogelerfassung am Dümmer 1992 und Auswirkungen des Wasserstandes auf die Brutbestände. Unveröff. Gutachten im Auftrage der Fachbehörde für Naturschutz - Niedersächsisches Landesverwaltungsamt. Hannover.
- BERNDT, R. (1985): Graugans – *Anser anser*. In: GOETHE, F., H. HECKENROTH & H. SCHUMANN: Die Vögel Niedersachsens. Natursch. Landschaftspf. Niedersachs. B, H. 2.2.: 44-47.
- BIBBY, J. C., N. D. BURGESS & D. A. HILL (1995): Methoden der Feldornithologie: Bestandserfassung in der Praxis. Radebeul.
- BLEW, J. (1995): Untersuchungen zu Auswirkungen der winterlichen Befahrensregelung auf Wasservögel am Dümmer und Steinhuder Meer. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, Staatliche Vogelschutzwarte. Hannover.
- BLEW, J., & P. SÜDBECK (1996): Wassersport contra Vogelschutz? Über die Auswirkungen winterlichen Surfens auf Wasservögel am Dümmer und Steinhuder Meer in Niedersachsen. Ber. Vogelschutz 34: 81-105.
- BLEW, J., K. GÜNTHER & P. SÜDBECK (2005): Bestandsentwicklung der im deutschen Wattenmeer rastenden Wat- und Wasservögel von 1987/88 bis 2001/2002. Vogelwelt 126: 99-125.
- BLEW, J., K. GÜNTHER, K. LAURSEN, M. VAN ROOMEN, P. SÜDBECK, K. ESKILDSEN, P. POTEI & H.-U. RÖSNER (2005): Overview of Numbers and Trends of Migratory Waterbirds in the Wadden Sea 1980–2000. In BLEW, J. & P. SÜDBECK (Eds.): Migratory Waterbirds in the Wadden Sea 1980–2000. Wadden Sea Ecosystem No. 20. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven, Germany: 1-148.
- BLEW, J., K. GÜNTHER, K. LAURSEN, M. VAN ROOMEN, P. SÜDBECK, K. ESKILDSEN & P. POTEI, JOINT MONITORING GROUP OF MIGRATORY BIRDS IN THE WADDEN SEA (JMWB) (2007): Trends of Waterbird Populations in the International Wadden Sea 1987–2004: an update. In REINEKING, B., & P. SÜDBECK (Eds.): Seriously Declining Trends in Migratory Waterbirds: Causes-Concerns-Consequences. Proceedings of the International Workshop on 31 August 2006 in Wilhelmshaven, Germany. Wadden Sea Ecosystem No. 23. Common Wadden Sea Secretariat, Wadden Sea National Park of Lower Saxony, Institute of Avian Research, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven, Germany: 9-32.
- BURDORF, K., H. HECKENROTH & P. SÜDBECK (1997): Quantitative Kriterien zur Bewertung von Gastvogellebensräumen in Niedersachsen. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 29: 113-125.
- BLÜML, V., F. KÖRNER, U. MARXMEIER, M. RICHTER & A. SCHÖNHEIM (2008): Entwicklung und aktuelle Situation der Verlandungsvegetation des Dümmer (Niedersachsen). Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 33/34: 19-46.
- BRANDT, T., & K.-H. NAGEL (2001): Wasservögel am Steinhuder Meer. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 33: 1-24.
- GÜNTHER, K., & H.-U. RÖSNER (2000): Rastende Wat- und

- Wasservogel im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Vogelwelt 121: 293-299.
- HÄGEMEIER, W. J. M., & M. J. BLAIR (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. London.
- HEINE, G., H. JAKOBY, H. LEUZIGER & H. STARK (1999): Die Vögel des Bodenseegebietes. Orn. Jh. Bad.-Württ. 14/15: 1-847.
- HÖLSCHER, R., G. B. K. MÜLLER & B. PETERSEN (1959): Die Vogelwelt des Dümmer-Gebietes. Biol. Abh: 18-21.
- HUSTINGS, M. F. H., R. G. M. KWAK, P. F. M. OPDAM & M. J. S. M. REIJNEN (1989): Vogelinventarisatie. Zeist.
- KÄMMEREIT, M., U. MATTHES, R. WERNER & H. BELTING (2005): Zur Entwicklung der Fischbestände im Dümmer. Arbeiten des deutschen Fischereiverbandes e.V., Heft 82: 7-39.
- KNIEF, W. (2002): Zur Situation des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in Deutschland – Bestandsentwicklung, Verbreitung, Nahrungsökologie, „Managementmaßnahmen“ In: SÄCHSISCHE LANDESTIFTUNG FÜR NATUR UND UMWELT (Hrsg.): Der Kormoran (PHALACROCORAX CARBO) im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Teichbewirtschaftung: 14-27.
- KÖRNER, F. (1993): Brutvogelerfassung am Dümmer 1993. Unveröff. Bericht im Auftrag des Naturschutzring Dümmer e.V., Hüde.
- KÖRNER, F., & U. MARXMEIER (2000): Zum Brutvorkommen des Schwarzhalsstauchers (*Podiceps n. nigricollis*) am Dümmer. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 32: 43-46.
- KRUCKENBERG, H. (2003): Muster der Raumnutzung markierter Blessgänse (*Anser albifrons albifrons*) in West- und Mitteleuropa unter Berücksichtigung sozialer Aspekte. Diss. Univ. Osnabrück.
- LUDWIG, J. (1990): Zur Ökologie der Fischfauna des Dümmer. Dipl.arb. Univ. Berlin.
- LUDWIG, J., H. BELTING, A. HELBIG & H. A. BRUNS (1990): Die Vögel des Dümmer-Gebietes. Avifauna eines nordwestdeutschen Flachsees und seiner Umgebung, Natursch. Landsch.pfl. Niedersachs. H. 21.
- MARXMEIER, U. (1999): Untersuchungen zum Bestandsrückgang des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) am Dümmer. Dipl.arb. Hochschule Vechta.
- MARXMEIER, U., & H. DÜTTMANN (2002): Röhrlichtsterben beeinflusst Brutverhalten des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) am Dümmer (Niedersachsen, Deutschland). J. Ornithol. 143: 15-32.
- MELTER, J., & M. SCHREIBER (2000): Wichtige Brut- und Rastgebiete in Niedersachsen. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 32, Sonderh.
- MOOU, J. H. (2000): Ergebnisse des Gänsemonitorings in Deutschland und der westlichen Paläarktis von 1950 bis 1995. Vogelwelt 121: 319-330.
- POLTZ, J., P. NEUMANN & U. DANGERS (2003): Die Gewässerökologie. In: 50 Jahre Dümmerdeich. Chronik und Ausblick. Hunte-Wasserverband, Diepholz: 30-37.
- RICHTER, M., U. MARXMEIER & F. KÖRNER (2002): Optimismus im EU-Vogelschutzgebiet Dümmer: Statt Schlamm wieder klares Wasser? Falke 49: 202-208.
- RIPL, W. (1983): Dümmeranierung. Limnologisches Gutachten des Instituts für Ökologie - Limnologie der Technischen Universität Berlin.
- RUTSCHKE, E. (1989): Die Wildenten Europas. Berlin.
- SCHEFFER, M. (1998): Ecology of Shallow lakes. Dordrecht.
- SEITZ, J., K. DALLMANN & T. KUPPEL (2004): Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flussniederungen. Bremen.
- SÜDBECK, P. (1997): Zum aktuellen Status des Kormorans *Phalacrocorax carbo sinensis* in Niedersachsen. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 29: 63-84.
- SUDFELDT, C., N. ANTHES & J. WAHL (2000): Stand und Perspektiven des Wasservogelmonitorings in Deutschland. Vogelwelt 121: 307-317.
- SUDFELDT, C., J. WAHL & M. BOSCHERT (2003): Brütende und überwinternde Wasservogel in Deutschland. Corax 19: 51-81.
- SUDFELDT, C., & J. WAHL (2007): Die Ramsar-Konvention: Starthilfe und Impulsgeber für den Wasservogelschutz in Deutschland. Nat. Landsch. 82:485-493.
- VAN EERDEN, M. R., T. PIERSMA & R. LINDEBOOM (1993): Competitive food exploitation of smelt *Osmerus eperlanus* by great crested grebe *Podiceps cristatus* and perch *Perca fluviatilis* at Lake IJsselmeer, The Netherlands. Oecologia 93: 463-474.
- VAN ROOMEN, M., E. VAN WINDEN, K. KOFFIJBERG, A. BOELE, F. HUSTINGS, R. KLEEFSTRA, J. SCHOPPERS, C. VAN TURNHOUT, SOVON GANZEN- EN ZWANANWERK GROEP & L. SOLDAAT (2004): Watervogels in Nederland in 2002/2003. SOVON-monitoringrapport 2004/02, RIZA-rapport BM04/09. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- VAN ROOMEN, M., E. VAN WINDEN, K. KOFFIJBERG, B. ENS, F. HUSTINGS, R. KLEEFSTRA, J. SCHOPPERS, C. VAN TURNHOUT, SOVON GANZEN- EN ZWANANWERK GROEP & L. SOLDAAT (2006): Watervogels in Nederland in 2004/2005. SOVON-monitoringrapport 2006/2, RIZA-rapport BM06.14.SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- VAN ROOMEN, M., E. VAN WINDEN, K. KOFFIJBERG, L. VAN DEN BREMER, B. ENS, R. KLEEFSTRA, J. SCHOPPERS, J.-W. VERGEER, SOVON GANZEN- EN ZWANANWERK GROEP & L. SOLDAAT (2007): Watervogels in Nederland in 2005/2006. SOVON-monitoringrapport 2007/03, Waterdienstrapport

- BM07.09. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek Ubbergen.
- WAHL, J., & C. SUDFELDT (2005): Phänologie und Rastbestandsentwicklung der Gründelentenarten (*Anas spec.*) im Winterhalbjahr in Deutschland. *Vogelwelt* 126: 75-91.
- WAHL, J., S. GARTHE, T. HEINICKE, W. KNIEF, B. PETERSEN, C. SUDFELDT & P. SÜDBECK (2007): Anwendung des internationalen 1 %-Kriteriums für wandernde Wasservogelarten in Deutschland. *Ber. Vogelschutz* 44: 83-105.
- WILLE, V., & H.-H. BERGMANN (2002): Das große Experiment zur Gänsejagd: Auswirkungen der Bejagung auf Raumnutzung, Distanzverhalten und Verhaltensbudget überwinternder Bläss- und Saatgänse am Niederrhein. *Vogelwelt* 123: 293-306.
- ZENTRALE FÜR WASSERVOGELFORSCHUNG UND FEUCHTGEBIETSSCHUTZ IN DEUTSCHLAND (ZWFD; 1993): Die Feuchtgebiete internationaler Bedeutung in der Bundesrepublik Deutschland. DDA, Münster, Potsdam, Wesel.

Anhang - appendix:

Tab. 7: Rastbestände ausgewählter Wasservogelarten im Dümmergebiet 1993/94-2006/07. — Waterbird data for staging area lake Dümmer from 1993/94 to 2006/07.

| Art species | Vogeltage pro Saison (14 Jahre) – bird days per season (14 years) | | | Vogeltage – bird days | | Saisonmaxima 1993/94- 1999/2000 – maximum number per season 1993/94-1999/2000 | | | Saisonmaxima 2000/01-2006/07 – maximum number per season 2000/01-2006/07 | | |
|---|--|-----------|----------------------|-----------------------|---------------------|---|--------|----------------------|--|--------|----------------------|
| | min. | max. | Mittelwert (mean) | 1993/94- 1999/2000 | 2000/01- 2006/07 | min. | max. | Mittelwert (mean) | min. | max. | Mittelwert (mean) |
| Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i> | 19.600 | 74.800 | 42.900 | 42.457 | 43.343 | 263 | 591 | 376 | 159 | 515 | 341 |
| Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i> | 27.600 | 125.450 | 74.180 | 56.313 | 92.041 | 283 | 1.127 | 752 | 769 | 1.371 | 1.016 |
| Höckerschwan <i>Cygnus olor</i> | 880 | 2.080 | 1.405 | 1.296 | 1.515 | 10 | 27 | 18 | 12 | 25 | 18 |
| Saatgans <i>Anser fabalis</i> | 17.570 | 562.320 | 117.810 | 86.631 | 148.987 | 859 | 10.220 | 3.033 | 1.020 | 27.250 | 5.951 |
| Blässgans <i>Anser albifrons</i> | 32.890 | 731.690 | 322.157 | 150.541 | 493.772 | 999 | 8.334 | 3.686 | 5.461 | 14.818 | 10.386 |
| Graugans <i>Anser anser</i> | 116.010 | 310.280 | 199.640 | 143.229 | 256.045 | 926 | 1.709 | 1.240 | 1.688 | 2.665 | 2.105 |
| Pfeifente <i>Anas penelope</i> | 36.130 | 514.930 | 319.910 | 259.391 | 380.426 | 2.722 | 6.077 | 4.214 | 4.219 | 8.537 | 6.489 |
| Schnatterente <i>Anas strepera</i> | 2.120 | 18.130 | 6.760 | 4.386 | 9.132 | 49 | 226 | 100 | 64 | 339 | 161 |
| Krickente <i>Anas crecca</i> | 25.120 | 294.585 | 100.142 | 70.686 | 129.599 | 558 | 4.215 | 1.854 | 477 | 7.053 | 2.250 |
| Stockente <i>Anas platyrhynchos</i> | 537.170 | 2.741.850 | 1.398.038 | 1.454.776 | 1.341.299 | 13.174 | 45.698 | 29.374 | 7.600 | 57.617 | 28.683 |
| Spießente <i>Anas acuta</i> | 1.955 | 20.790 | 8.879 | 5.965 | 11.793 | 72 | 527 | 222 | 242 | 741 | 461 |
| Knäkente <i>Anas querquedula</i> | 400 | 2.560 | 1.080 | 859 | 1.301 | 12 | 61 | 24 | 25 | 44 | 34 |
| Löffelente <i>Anas clypeata</i> | 18.250 | 195.320 | 71.476 | 45.261 | 97.691 | 272 | 1.876 | 867 | 316 | 3.417 | 1.914 |
| Tafelente <i>Aythya ferina</i> | 24.570 | 270.790 | 121.435 | 44.819 | 198.051 | 243 | 935 | 613 | 1.038 | 3.138 | 2.353 |
| Reiherente <i>Aythya fuligula</i> | 4.340 | 54.870 | 17.561 | 6.354 | 28.769 | 54 | 268 | 134 | 142 | 714 | 348 |
| Schellente <i>Bucephala clangula</i> | 195 | 1.770 | 811 | 547 | 1.076 | 8 | 39 | 20 | 18 | 68 | 28 |
| Zwergsäger <i>Mergellus albellus</i> | 1.335 | 5.765 | 2.809 | 2.826 | 2.790 | 35 | 106 | 69 | 50 | 150 | 77 |
| Gänseäger <i>Mergus merganser</i> | 11.350 | 77.355 | 39.073 | 49.475 | 28.670 | 777 | 1.795 | 1.066 | 249 | 1.138 | 558 |
| Blässralle <i>Fulica atra</i> | 21.360 | 83.305 | 42.735 | 38.331 | 45.140 | 195 | 1.479 | 468 | 218 | 756 | 471 |