

Rastbestandsentwicklung der Gänse an der schleswig-holsteinischen Wattenmeerküste von 1986 bis 2020

Klaus Günther, Barbara Ganter, Benjamin Gnep & Helmut Kruckenberg

Günther, K., B. Ganter, B. Gnep & H. Kruckenberg 2024: Rastbestandsentwicklung der Gänse an der schleswig-holsteinischen Wattenmeerküste von 1986 bis 2020. Corax 25: 517–556.

Von 1986 bis 2020 wurden im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer zweimal im Monat während der Hochwasserphase bei Springtide in einem Großteil des Gebietes alle rastenden Gänse im Rahmen des Trilateralen Wattenmeer-Monitorings (TMAP) gezählt. Neben den Nationalparkbereichen und den Naturschutzkögen wurden auch die deichnahen Marschen im Binnenland mindestens bei wattenmeerweiten Synchronzählungen, in einigen Gebieten aber auch im Springtidenrhythmus im Winterhalbjahr erfasst.

Mit dem allgemeinen Populationswachstum fast aller Gänsearten während der letzten Jahrzehnte haben auch die Rastbestände an der schleswig-holsteinischen Wattenmeerküste deutlich zugenommen und erreichten in den letzten Jahren ihre bisherigen Maximalwerte. Der stärkste und weiter anhaltende Bestandsanstieg wurde bei den Weißwangengänsen *Branta leucopsis* auf 244.000 Individuen, ebenso bei den Graugänsen *Anser anser* mit bis zu 38.000 Individuen und den Blässgänsen *Anser albifrons* mit fast 14.000 Individuen registriert.

Die Dunkelbäuchigen Ringelgänse *Branta bernicla bernicla* zeigten nach ihrem Anstieg der Frühjahrsrastbestände bis Anfang der 1990er-Jahre auf maximal 131.000 Individuen einen deutlichen Rückgang und weitgehend konstante Rastbestände um etwa 80.000 Individuen während der letzten 20 Jahre.

Kurzschnabelgänse *Anser brachyrhynchus* sowie Tundrasaatgänse *Anser serrirostris* erscheinen im Winterhalbjahr nur lokal mit einigen Dutzend bis wenigen hundert Individuen an der Wattenmeerküste. Die seltenen Waldsaatgänse *A. fabalis* wurden nur in Eiswintern als Kälteflüchter mit bis zu 300 Individuen registriert.

Hellbäuchige *Branta bernicla hrota* und Schwarzbäuchige Ringelgänse *B. b. nigricans* sind regelmäßige Rastvögel in sehr geringer Anzahl unter den Dunkelbäuchigen Ringelgänsen. Die Hellbäuchigen Ringelgänse erschienen ebenfalls in Eiswintern als Kälteflüchter mit bis zu 150 Individuen. Wenige Rothalsgänse *Branta ruficollis* werden regelmäßig, meistens als Einzelvogel oder seltener mit bis zu 4 Exemplaren im Frühjahr und Herbst in den Schwärmen der Ringel- oder Weißwangengänse beobachtet. Die seltenen Zwerggänse *Anser erythropus* oder Neozoen wie Schnee- *Anser caerulescens* und Streifengänse *Anser indicus* wurden in den letzten Jahren kaum noch beobachtet.

Eine große Dynamik in der zeitlichen und räumlichen Verteilung zeigten vor allem die Weißwangengänse. Nach der über viele Jahre starken Konzentration auf Vorlandsalzwiesen entlang der Festlandsküste und bindendeichs gelegene Feuchtgebiete und Marschen haben sie ihre Verbreitung in den letzten 10 Jahren mit bis zu 60.000 Individuen auf die Halligen und Inseln ausgedehnt, wo die Ringelgänse ihren Verbreitungsschwerpunkt haben. Zudem haben die Weißwangengänse ihre Anwesenheit im Frühjahr in den letzten drei Jahrzehnten um 4–6 Wochen verlängert und ziehen nun überwiegend erst Mitte Mai in ihre arktischen Brutgebiete im Norden Russlands ab. Bei den anderen Gänsearten wurden keine auffälligen Veränderungen des zeitlichen Zuges beobachtet.

Klaus Günther, Schutzstation Wattenmeer e.V., Hafenstraße 3, 25813 Husum, k.guenther@schutzstation-wattenmeer.de

Barbara Ganter, Schutzstation Wattenmeer e.V., Hafenstraße 3, 25813 Husum

Benjamin Gnep, Schutzstation Wattenmeer e.V., Hafenstraße 3, 25813 Husum

Helmut Kruckenberg, TourNatur Wildlife Research, Am Steigbügel 3, 27283 Verden (Aller)

1 Einleitung

An der schleswig-holsteinischen Nordseeküste ist die Wattenmeerlandschaft im Einflussbereich der Gezeiten zwischen den Inseln, Halligen, Sandbänken und der Festlandsküste mit ihren Wattflächen und Salzwiesen eines

der bedeutendsten Rastgebiete für Wasservögel auf dem Ostatlantischen Zugweg. Aus diesem Grund ist diese Naturlandschaft seit vielen Jahren auch als Nationalpark (seit 1985, Enemark 1994, Liedke et al. 2007) und Weltnaturerbe (seit 2009) anerkannt und geschützt (Busch & Bostelmann 2019). Zusammen mit den angrenzenden

Marschen und den in den 1970er/1980er-Jahren eingedeichten Kögen mit großen Feuchtgebieten und Wiesenflächen, von denen die meisten als Naturschutzgebiete ausgewiesen sind, ist das gesamte Küstengebiet für Gänse ein attraktiver und intensiv genutzter Lebensraum. Hier fressen sich die arktischen Gänse im April und Mai die notwendigen Fettreserven für die weiten Zugwege in die Brutgebiete an. Sie nutzen die Region auch auf dem Herbstzug und zur Überwinterung. Die lokalen Brutvögel, aber zum Teil auch diejenigen aus umliegenden Ländern, nutzen binnendeichs gelegene Gewässer an der schleswig-holsteinischen Wattenmeerküste im Frühsommer zudem für die etwa vierwöchige Mauser der Schwungfedern, während derer sie flugunfähig sind.

In den 1950er-Jahren erreichten die meisten Gänsepopulationen nach starken Rückgängen ihre niedrigsten Bestände (Madsen et al. 1999). Die prekäre Bestandsentwicklung insbesondere der Gänse war 1946 Anlass in Großbritannien, die Bestände der rastenden Wasservögel zu erfassen. Ab 1948 beteiligten sich auch in Deutschland vogelbegeisterte Ehrenamtliche an diesen Zählungen (Wahl et al. 2017), die später international koordiniert eine wesentliche Bedeutung für den Zugvogelschutz bekamen (Stroud et al. 2022). Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer erfolgten diese Erfassungen in den 1960er- bis 1980er-Jahren durch ehrenamtliche Vogelbeobachter, die landesweit von der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft Schleswig-Holstein und Hamburg (OAGSH) koordiniert wurden. Die Zählungen fanden vor allem Mitte Januar und in manchen Gebieten auch monatlich im Winterhalbjahr von September bis April statt. Neben der Mittwinterzählung kamen ab 1980 wattenmeerweite Synchronzählungen aller Wat- und Wasservögel und speziell für Weißwangengänse im März und für Ringelgänse Anfang Mai hinzu (Meltofte et al. 1994).

Ab 1986 wurden die Zählungen an der schleswig-holsteinischen Wattenmeerküste als ‚Springtidenzählungen‘ etabliert und als Teil des Trilateralen Wattenmeer-Monitorings (TMAP) weiterentwickelt (Kempf et al. 1989, Rösner & Prokosch 1992, Rösner & Günther 1996). So konnten die räumlichen und jahreszeitlichen Verteilungen der rastenden Wat- und Wasservögel sowie die Veränderungen der Rastbestände über die letzten drei Jahrzehnte gut dokumentiert und dargestellt werden (Günther & Rösner 2000, Günther 1998 bis 2017).

Die große Zahl der Gänse am Wattenmeer wurde schon früh im 18. und 19. Jahrhundert erwähnt (Krukenberg et al. 2022). Die Ringelgänse wurden als die häufigsten Gänse eingestuft, Rohweder (1875) sprach

von ‚Myriaden‘. Weißwangen-, Bläss- und Saatgänse wurden als häufig bzw. überall sehr häufig beschrieben. Bis Mitte des 20. Jahrhunderts nahmen dann die Bestände aller Gänsearten wohl vor allem durch menschliche Verfolgung stark ab, sodass in den 1950er-Jahren die Minimalbestände von Ringel- und Weißwangengänsen von nur noch jeweils etwa 20.000 Individuen registriert wurden und andere Gänsearten kaum noch vorkamen (Busche 1991, Madsen et al. 1999). In den folgenden Jahrzehnten erholten sich die Gänsepopulationen Dank strenger Schutzmaßnahmen wieder deutlich (Busche 1991, Drenckhahn et al. 1971).

In diesem Artikel soll ein Überblick über die Entwicklung der Rastbestände der Gänse seit Ende der 1980er-Jahre anhand der regelmäßigen Vogelzählungen des ‚Rastvogel-Monitorings im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer‘ und im angrenzenden Binnenland gegeben werden.

2 Untersuchungsgebiet / Zählgebiete

Das Untersuchungsgebiet umfasst die im Wattenmeer liegenden Salzwiesen, Inseln, Halligen und Sände sowie die binnendeichs gelegenen, in den 1970er/1980er-Jahren eingedeichten Köge mit Gewässern und die Eidermündung. Die Zählkulisse erstreckt sich an der Westküste Schleswig-Holsteins in den Kreisen Nordfriesland und Dithmarschen von der Grenze zu Dänemark im Norden bis zum Nord-Ostsee-Kanal bei Brunsbüttel im Süden. Diese Gebiete gehören zum trilateralen Kooperationsgebiet und liegen in der Zuständigkeit des Monitorings (TMAP). Um die Bestände möglichst vollständig zu erfassen, wurden zunehmend auch die deichnahen Marschen und wichtige Gänserastgebiete im Binnenland erfasst. Die vorgelagerten weit entfernten Sandbänke (Jap-, Norderoog-, Süderoog- und Blauortsand), die Halligen Norderoog und Habel sowie die Insel Trischen werden nur im Sommerhalbjahr von April bis Oktober von Vogelwarten betreut oder sind von Zählern von nahen Inseln und Halligen zu Fuß erreichbar. Daher liegen Zählungen aus diesen Gebieten nur aus diesem Zeitraum vor.

3 Methode

3.1 Organisation der Rastvogelzählungen

Die Rastvogelzählungen wurden ab 1986 vom WWF-Projektbüro Wattenmeer in Husum als alle 2 Wochen stattfindende ‚Springtidenzählungen‘ etabliert, ab 1989

im Rahmen der ‚Ökosystemforschung schleswig-holsteinisches Wattenmeer‘ zum ‚Rastvogel-Monitoring im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer‘ als Teil des trilateralen Wattenmeer-Monitorings (TMAP) weiterentwickelt und anschließend im Auftrag der Nationalparkverwaltung im Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz (LKN) koordiniert (Kempf et al. 1989, Rösner & Prokosch 1992, Rösner & Günther 1996). Ab 2004 übernahm die Schutzstation Wattenmeer die Koordination des Rastvogelmonitorings.

Seit den 1980er-Jahren wurden die Zählungen vor allem von Zivildienstleistenden durchgeführt, ab den 1990er-Jahren auch von Teilnehmenden des Freiwilligen Ökologischen Jahres (FÖJ), sowie ab 2011 auch von Teilnehmenden des Bundesfreiwilligendienstes (BFD), welche die Zivildienstleistenden seitdem ersetzen. Die Freiwilligendienstler waren jeweils bei den den Nationalpark betreuenden Naturschutzverbänden (vgl. Abb. 1) angestellt. Seit 1998 haben auch Nationalpark-Ranger des LKN Zählgebiete übernommen und unterstützen das Monitoring mit hoher personeller Kontinuität. Hinzu kamen jeweils einige wenige hauptamtliche Zähler und Ehrenamtler. Die Zahl nahm auf etwa 70–80 Personen je Zähltermin in den Sommermonaten in den letzten zehn Jahren zu (etwa 60–70 Freiwilligendienstler, etwa zehn Ranger und bis zu fünf Haupt- und Ehrenamtliche). Im Winterhalbjahr sind es etwa zehn Zähler weniger, weil dann einige Außenstellen nicht besetzt sind (Trischen, Norderoog, Habel) und die Außensände (Jap-, Norderoog-, Süderoog- und Blauortsand) auch nicht erfasst werden.

3.2 Termine

Die Rastvogelzählungen aller Wat- und Wasservogelarten, inklusive der Gänse, werden während des gesamten Jahres im Springtiden-Rhythmus alle 15 Tage in den Tagen um oder kurz nach Voll- bzw. Neumond während des Mittag- bzw. Nachmittagshochwassers durchgeführt und werden daher auch kurz ‚Springtiden-Zählungen‘ genannt (Rösner 1994).

Für die Zählungen steht in der Regel nur der kurze Zeitraum von 2 bis 3 Stunden im Hochwasser zur Verfügung, während die Wattflächen vollständig von Wasser bedeckt sind und die Vögel sich an wenigen Stellen auf Sandbänken, auf Vorländern sowie in den Feuchtgebieten und auf den Marschen binnendeichs konzentrieren. Da bis auf die Ringelgänse die anderen Gänsearten

nicht dem Tidenrhythmus folgen, ergibt sich für deren Erfassung ein größeres Zeitfenster vor allem auf binnendeichs gelegenen Flächen.

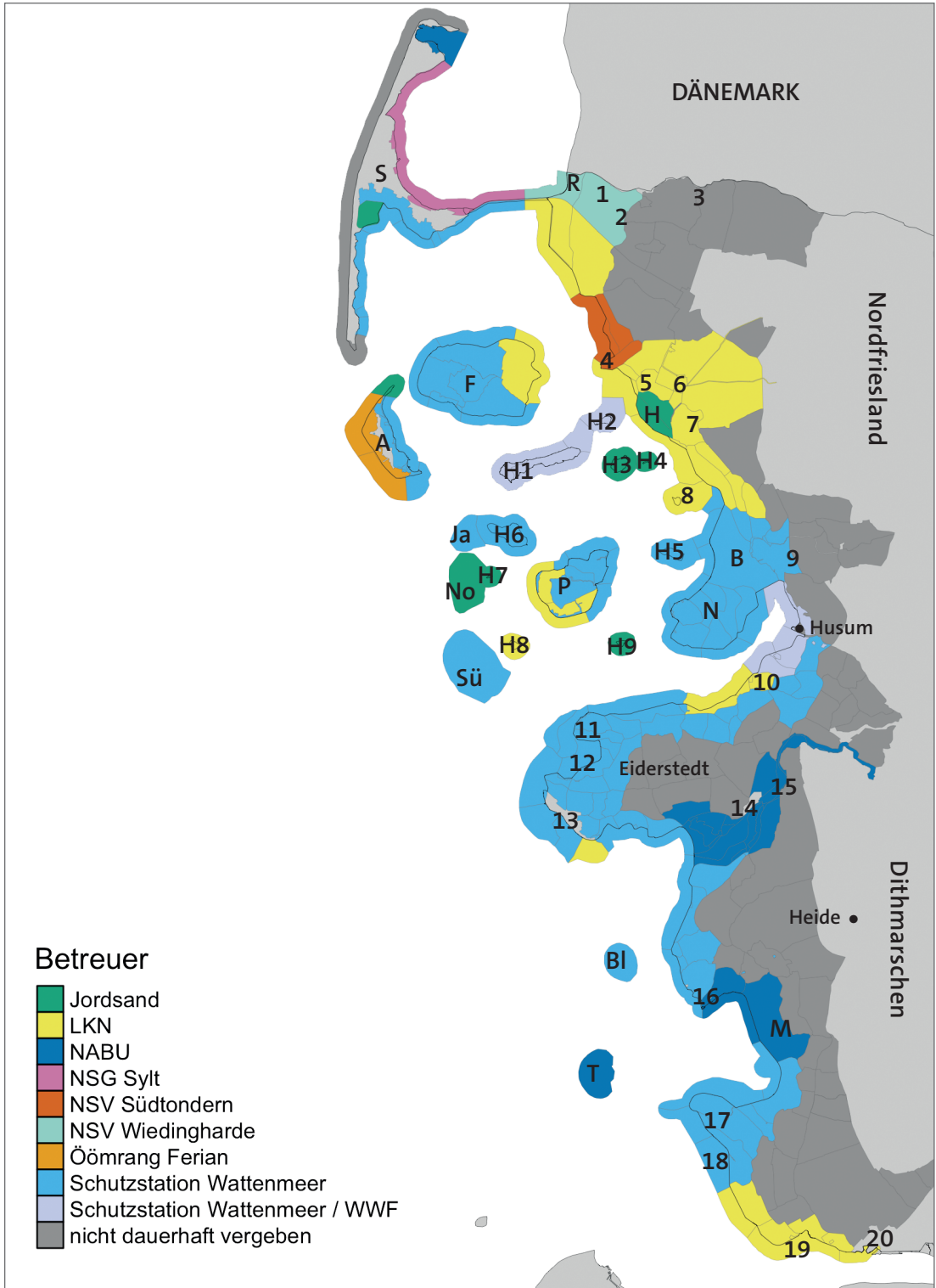
Die jeweils 24–25 Zähltermine je Jahr werden für ein ganzes Jahr im Voraus festgelegt. Dabei werden möglichst die auf oder nahe an Springtide gelegenen Termine gewählt, die im Sommer eher 3 Tage nach Voll- und Neumond und daher später am Nachmittag liegen, wogegen sie mitten im Winter eher genau auf Voll- und Neumond gelegt werden, um das Hochwasser um die Mittagszeit in Anbetracht der kurzen Tageslänge besser nutzen zu können. Bei ungünstigen Wetterbedingungen wurden die Erfassungen in der Regel eher verschoben, als sie ausfallen zu lassen (+/- zwei Tage).

Jedes Jahr werden auch Termine für wattenmeerweite Synchronzählungen festgelegt, an denen flächendeckend alle Zählgebiete erfasst werden sollen. Diese Termine betreffen die Mittwinterzählung im Januar und einen Termin in einem anderen Monat des Jahres, der jährlich wechselt. Da es sich auch immer um Springtidenzähltermine handelt, sind es keine zusätzlichen Termine.

Für etliche Jahre wurden auch noch zusätzliche Gänsezählungen zwischen den STZ-Terminen im Winterhalbjahr von September bis Mai durchgeführt, um neben den STZ-Gebieten auch zusätzliche Gebiete erfassen zu können. Dadurch wurden die Gänse in vielen Gebieten neben den 24–25 STZ-Terminen zusätzlich an bis zu 16 Terminen, also insgesamt bis zu 40 Terminen im Jahr erfasst (Abb. 2). In den letzten Jahren wurde der Zählaufwand aber wieder auf die STZ-Termine reduziert.

3.3 Gebiete

Zu Beginn des Monitorings wurde mit einer Auswahl der wichtigsten und auch personell abdeckbaren Gebiete begonnen, welche dann auch ‚Springtiden-Zählgebiete‘ genannt wurden. Über die Jahre verbesserte sich die Personal-Kapazität und damit auch die Möglichkeit, mehr Gebiete regelmäßig im Springtiden-Rhythmus entlang der Küste und im Binnenland zu erfassen. Dadurch ist der Mehraufwand für die zusätzlich zu zählenden Gebiete an der schleswig-holsteinischen Wattenmeerküste bei flächendeckenden wattenmeerweiten Synchronzählungen relativ klein. Die Zählgebiete sind auf die den Nationalpark betreuenden Naturschutzverbände und das LKN aufgeteilt (Abb. 1). In den nicht regelmäßig erfassten Gebieten (z. B. Tümlauer



◀ **Abb. 1:** Übersicht über die bei den Gänsezählungen erfassten Zählgebiete an der schleswig-holsteinischen Wattenmeerküste und die Aufteilung auf die am Monitoring beteiligten Naturschutzverbände und Institutionen. Im Text erwähnte Ortsbezeichnungen: Inseln: S Sylt, F Föhr, A Amrum, P Pellworm, N Nordstrand, T Trischen. Halligen: H1 Langeneß, H2 Oland, H3 Gröde, H4 Habel, H5 Nordstrandischmoor, H6 Hooge, H7 Norderoog, H8 Süderoog, H9 Südfall. Außensände: Ja Japsand, No Norderoogsand, Sü Süderoogsand, Bl Blauortsand. Festland: 1 Rodenäs, 2 Neukirchen, 3 Haasberger See, 4 Dagebüll, 5 Fahretoft, 6 Bottsclotter See, 7 Ockholm, 8 Hamburger Hallig, 9 Hattstedter Marsch, 10 Adolfskoog, 11 Westerhever, 12 Tümlauer Bucht, 13 St. Peter Ording, 14 Tönning, 15 Oldensworter Vorland, 16 Büsum, 17 Friedrichskoog, 18 Dieksander Koog, 19 Neufelder Koog, 20 Brunsbüttel. Naturschutzköge: R Rickelsbüller Koog, H Hauke-Haien-Koog, B Beltringharder Koog, E Eider-Ästuar / Katinger Watt, M Meldorfer Speicherkoog. // *Overview of the areas covered by goose counts at the Schleswig-Holstein Wadden Sea coast and the coverage by participating NGOs and institutions. Place names mentioned in text are: Islands: S Sylt, F Föhr, A Amrum, P Pellworm, N Nordstrand, T Trischen. Halligen: H1 Langeneß, H2 Oland, H3 Gröde, H4 Habel, H5 Nordstrandischmoor, H6 Hooge, H7 Norderoog, H8 Süderoog, H9 Südfall. Outer sandbanks: Ja Japsand, No Norderoogsand, Sü Süderoogsand, Bl Blauortsand. Mainland: 1 Rodenäs, 2 Neukirchen, 3 Haasberger See, 4 Dagebüll, 5 Fahretoft, 6 Bottsclotter See, 7 Ockholm, 8 Hamburger Hallig, 9 Hattstedter Marsch, 10 Adolfskoog, 11 Westerhever, 12 Tümlauer Bucht, 13 St. Peter Ording, 14 Tönning, 15 Oldensworter Vorland, 16 Büsum, 17 Friedrichskoog, 18 Dieksander Koog, 19 Neufelder Koog, 20 Brunsbüttel. Embanked nature reserves: R Rickelsbüller Koog, H Hauke-Haien-Koog, B Beltringharder Koog, E Eider-Ästuar / Katinger Watt, M Meldorfer Speicherkoog.*

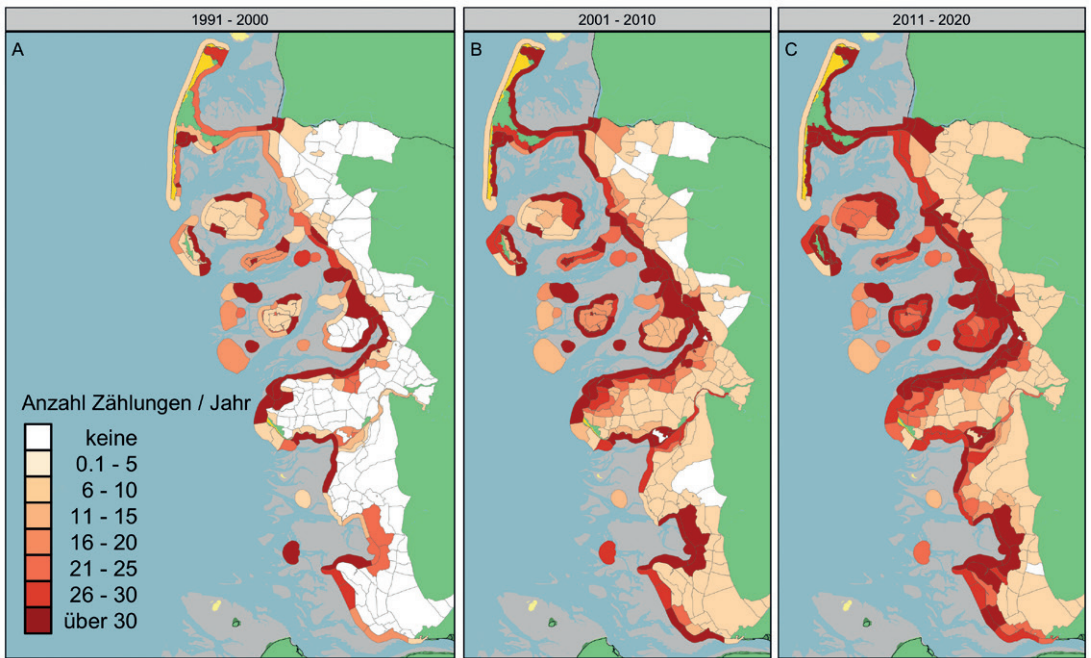


Abb. 2: Mittlere Anzahl der Gänsezählungen je Jahr in den Zählgebieten an der schleswig-holsteinischen Wattenmeerküste in den drei Jahrzehnten von 1991 bis 2000, 2001 bis 2010 und 2011 bis 2020. // *Average number of goose counts per year in the counting areas on the Schleswig-Holstein Wadden Sea coast during the three decades 1991–2000, 2001–2010 and 2011–2020.*

Bucht, Dieksanderkoog Vorland Nord und Süd, Neufelder Koog Vorland) wurde aber versucht, mindestens die Gänse regelmäßig an den Springtiden-Zählterminen zu zählen (Abb. 2).

3.4 Datenerfassung und -auswertung

Die Vögel werden im Gelände unter Einsatz eines Spektivs auf einem Stativ und mit Hilfe von Zählruhen

gezählt (vgl. Howes 1989, Bergmann et al. 2005) und je Zählgebiet im Notizbuch notiert. Die Zählgebiete werden in den meisten Fällen mit dem Fahrrad oder zu Fuß auf öffentlichen Wegen und Straßen befahren oder begangen. Nur wenige Zähler benutzen auch ein Auto für die Erfassungen. Auf die Sandbänke gelangt man nur zu Fuß durch das Watt, wobei die Wege zu den Sandbänken vor Westerhever und St. Peter im Westen Eiderstedts mit 1–2 Kilometern einfacher Laufstrecke

relativ kurz, mit 4 bis 6 km nach Blauort-, Norderoog und Japsand bereits deutlich länger und mit bis zu 13 km von Pellworm nach Süderoogsand auch sehr lang sein können und im letzteren Fall eine Gesamtlaufstrecke von über 30 km an einem Tag umfassen.

Im Gelände werden für die Erfassung höher gelegene Standorte (Deiche, Warften, Dünen) bevorzugt, um weiter und mehr Vögel sehen zu können. Von Deichen aus sollen die Flächen im Vorland und die deichnahen Flächen im Binnenland (erste Koogsreihe) jeweils nacheinander vom selben Standort aus erfasst werden, um die Effizienz zu erhöhen, Zählfehler zu vermeiden und Fahrt- und Laufstrecken zu minimieren. Weiter binnendeichs gelegene Rastplätze der Gänse werden eher vor oder nach der Hochwasserperiode erfasst.

Die Zählraten wurden von den Zählern anfangs auf Papierformulare und später in Excel-Formulare im Computer übertragen, an den Koordinator gesendet, der sie auf Plausibilität prüfte und in eine relationale Datenbank (4D Inc 2021) importierte. Die Auswertung der Daten erfolgte mit Hilfe von programmierten Routinen in der Datenbank. Für jeden Zähltermin bzw. Halbmonat wurde die Gesamtzahl je Art für die gesamte Wattenmeerküste berechnet. Zählrücken in einzelnen Gebieten in einem Halbmonat wurden durch den Mittelwert der Zählergebnisse der zehn umliegenden Jahre in dem jeweiligen Halbmonat interpoliert. Dies stellt die Datenbasis für die weiteren Auswertungen dar.

Bestandsentwicklungen werden anhand der Maximalwerte im Gesamtgebiet je Jahreszeit (Frühjahr: 16.2.–31.5., Sommer: 1.6.–30.7., Herbst: 1.8.–15.12. und Winter: 16.12.–15.2.) dargestellt. Für den jahreszeitlichen Bestandsverlauf (Phänologie) werden von Januar bis Dezember je Halbmonat 5-Jahres-Mittelwerte für sieben Perioden (1986–1990, 1991–1995, 1996–2000, 2001–2005, 2006–2010, 2011–2015, 2016–2020) berechnet und vergleichend dargestellt.

Die Verteilung der Vögel wird in Karten visualisiert, die mit dem freien Open Source Programm R Statistics (R Core Team 2021) mit den Paketen `dplyr`: A Grammar of Data Manipulation⁴ (Wickham et al 2022), `sf`: Simple Features for R⁵ (Pebesma 2018) und `tmap`: Thematic Maps in R⁶ (Tennekes 2018) automatisiert erstellt wurden. In jeweils 3 Karten der schleswig-holsteinischen Wattenmeerküste nebeneinander werden entweder

a) für drei Perioden des Jahres (z. B. Winter, Frühjahr, Herbst) die Maximalwerte je Zählgebiet der letzten fünf Jahre von 2016 bis 2020 oder

b) für eine Periode des Jahres (z. B. April–Mai) die Mittelwerte je Zählgebiet von je zehn Jahren (1991–2000, 2001–2010, 2011–2020) berechnet und vergleichend dargestellt.

Die Verteilung der Vögel je Habitat bzw. Region wird auch als Phänologie-Grafik mit Mittelwerten je Halbmonat der Jahre 2016 bis 2020 im Jahresverlauf dargestellt. Dabei wurde das Gesamtgebiet in folgende Regionen bzw. Habitate eingeteilt: 1. Inseln; 2. Halligen; 3. Sände; 4. Vorland-Salzwiesen und Schardeiche an der Festlandsküste; 5. Köge u. Eider (eingedeichte Köge mit Wasserflächen zusammen mit der Eidermündung) sowie 6. Marschen binnendeichs an der Festlandsküste. Bei der Berechnung der 5-Jahres-Mittelwerte je Zählgebiet wurden für die Grafiken zur Habitatverteilung auch zusätzliche Gänse-Zählungen zwischen den Springtiden-Zählterminen einbezogen, die in der Summe zu etwas anderen Werten im Vergleich zu den anderen Phänologie-Grafiken von 1986–2020 führen können.

4 Ergebnisse

4.1 Ringelgänse (*Branta bernicla*)

Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer kommen alle drei Unterarten der Ringelgans vor, von denen die Dunkelbäuchige Ringelgans von der Taimyr-Halbinsel in Russland die häufigste ist. Die Hellbäuchigen Ringelgänse von Spitzbergen/Grönland und die Schwarzbäuchigen Ringelgänse von Nordostsibirien sind dagegen nur in sehr geringer Anzahl in den Schwärmen der Dunkelbäuchigen Ringelgänse zu finden.

4.1.1 Dunkelbäuchige Ringelgans (*B. b. bernicla*)

Bestandsentwicklung

Der Frühjahrsbestand der Ringelgänse erreichte nach einigen Jahrzehnten der Zunahme Anfang der 1990er-Jahre mit 131.000 Individuen sein Maximum (Abb. 3). Danach nahm die Zahl der Gänse innerhalb von zehn Jahren auf nur noch 65.000 Individuen ab. Seit 2004 stiegen die Zahlen wieder an und stabilisierten sich bei etwa 80.000 Individuen.

Im Herbst rasten deutlich weniger Ringelgänse im Wattenmeer als im Frühjahr. Die Maximalzahlen schwankten in den Jahren bis 2010 zwischen 25.000 bis 45.000 Individuen und nahmen in den Jahren bis 2020 auf 35.000 bis 70.000 Individuen zu.

Die niedrigen Winterbestände umfassten Anfang der 1990er-Jahre maximal etwa 2.000 Individuen, nahmen dann nach dem Kältewinter 1995/96 auf unter 1.000 Vögel ab und erhöhten sich in den milderen Wintern nach dem Jahr 2012 auf 6.000 bis 14.000 Individuen (Abb. 3).

Phänologie

Der zweigipflige jahreszeitliche Bestandsverlauf mit einem Frühjahrs- und einem Herbst-Peak hat sich in den letzten Jahrzehnten kaum verändert (Abb. 4). Die Rückkehr der Dunkelbäuchigen Ringelgänse aus der Arktis und der herbstliche Durchzug in die

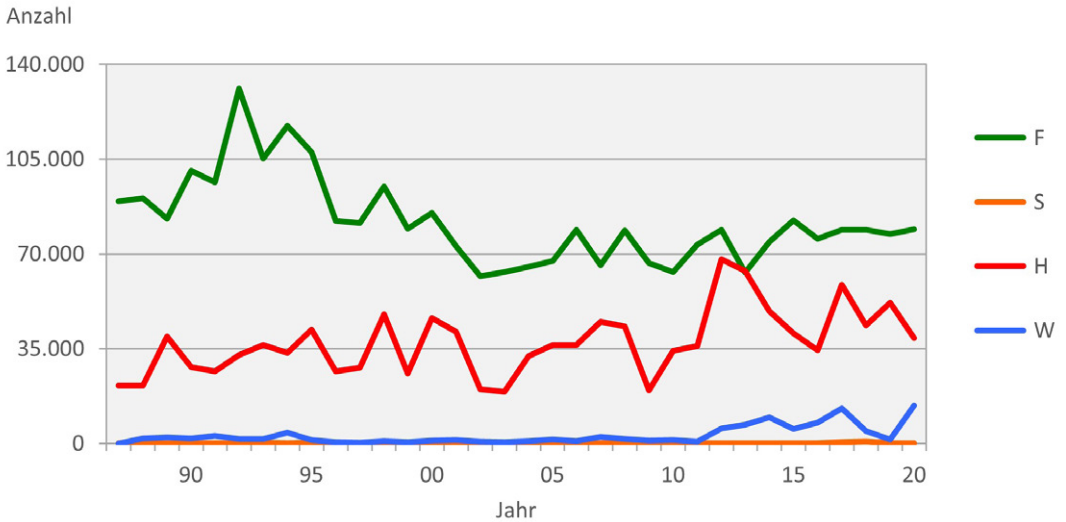


Abb. 3: Trend der Maximalwerte der Ringelgänse je Jahreszeit (F = Frühjahr, S = Sommer, H = Herbst, W = Winter) an der schleswig-holsteinischen Wattenmeerküste. // *Trend in maximum numbers of Brent Geese by season (F = spring, S = summer, H = Autumn, W = winter) at the Schleswig-Holstein Wadden Sea coast.*

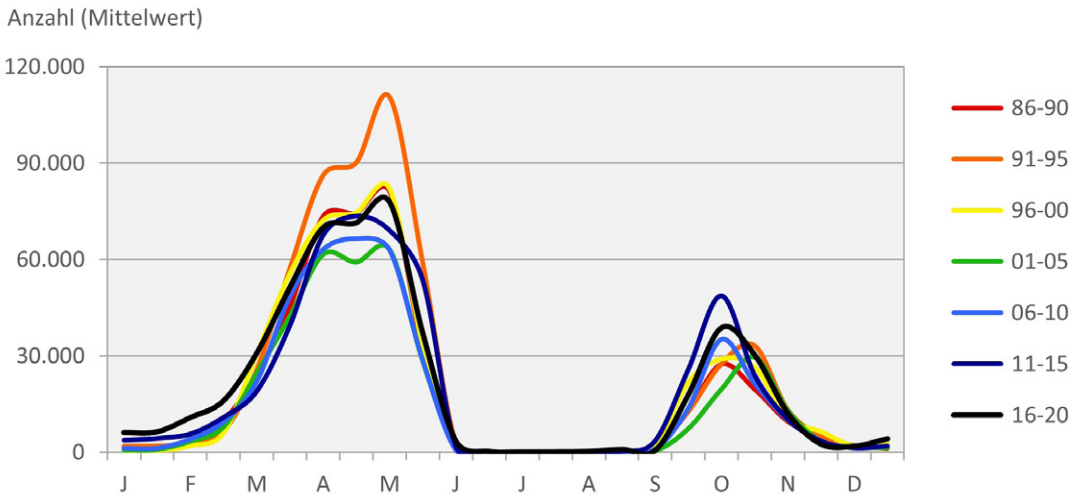


Abb. 4: Jahreszeitlicher Bestandsverlauf der Ringelgänse an der schleswig-holsteinischen Wattenmeerküste von 1986 bis 2020 (5-Jahres-Mittelwerte je Halbmonat, 1986–1990, ..., 2016–2020). // *Phenology of Brent Geese at the Schleswig-Holstein Wadden Sea coast from 1986 to 2020 (mean numbers per half month for the 5-year periods 1986–1990 to 2016–2020).*

Überwinterungsgebiete findet von Mitte September bis Mitte November mit den höchsten Beständen in der ersten Oktoberhälfte statt. Dabei sind die Bestandszahlen weniger als halb so hoch wie im Frühjahr. Ringelgänse überwinterten im schleswig-holsteinischen Wattenmeer über viele Jahre nur in geringer Zahl von etwa 1.000 Individuen, was aber in den letzten Jahren nach 2010 deutlich auf im Mittel etwa 8.000 Individuen zugenommen hat. Ab Ende Februar/Anfang März kehren die Ringelgänse aus den Winterquartieren an den Küsten West-Frankreichs und Englands an unsere Küste zurück. Hier erreichen sie von April bis Mitte Mai ihre Maximalbestände. Der Abzug in die arktischen Brutgebiete an der Eismeerküste Sibiriens erfolgt dann in der zweiten Maihälfte.

Räumliche Verteilung

Im Frühjahr von März bis Mai halten sich die meisten Ringelgänse im nordfriesischen Wattenmeer auf, vor allem auf den Halligen mit fast 45.000 Individuen im Mittel der Jahre 2016 bis 2020 (Abb. 5), am zahlreichsten auf Langeneß und Hooge mit jeweils 15.000 bis 20.000 Individuen (Abb. 6, Abb. 7). Auf den Inseln rasten sie mit etwa 25.000 Individuen, die meisten auf Pellworm und Sylt mit je etwa 8.000 Individuen sowie etwas weniger auf Amrum und Föhr (Abb. 5, Abb. 6). Die übrigen etwa 10.000 Individuen sind auf den Salzwiesen entlang der Festlandsküste verteilt, davon etwa 5.000 Individuen

zwischen der dänischen Grenze und Husum, 3.000 Individuen zwischen Husum und St. Peter Ording und 2.000 Individuen zwischen Büsum und Friedrichskoog an der Dithmarscher Festlandsküste (Abb. 8). Nur wenige Ringelgänse rasten im Bereich der Außensände oder in den Marschen im Binnenland. Insgesamt werden im Frühjahr auf den Halligen fast 50 % des Rastbestandes im schleswig-holsteinischen Wattenmeer registriert, weitere 35 % auf den Inseln und nur 15 % am Festland (Abb. 5).

Im Herbst rasten die Ringelgänse Ende September und Anfang Oktober wieder vor allem im Bereich der Halligen, der Inseln sowie auch im Osten der nordfriesischen Außensände Norderoog- und Japsand mit je etwa einem Drittel des gesamten Rastbestands von etwa 40.000 Individuen, was allerdings nur halb so viele sind wie im Frühjahr (Abb. 5, Abb. 7). Anfangs fressen sie vorrangig auf den umliegenden Wattflächen Seegras und Grünalgen. Erst in der zweiten Oktober- und ersten Novemberhälfte, wenn die Wattflächen weitgehend abgeweidet sind und die Rastbestände bereits wieder abnehmen, fressen sie auch wieder auf den Halligflächen und der Anteil der an der Festlandsküste erscheinenden und kurzfristig auch binnendeichs in den Marschen rastenden Vögel nimmt zu. Trotz der insgesamt geringeren Rastbestände im Herbst rasten an der Küste Nordstrands im Herbst deutlich mehr Vögel als im Frühjahr.

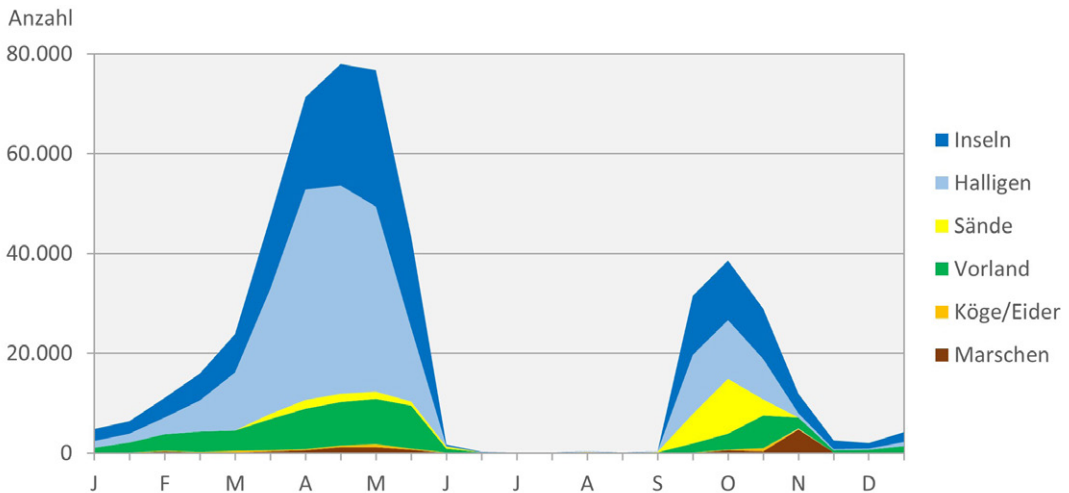


Abb. 5: Jahreszeitliche Verteilung der Ringelgänse in verschiedenen Regionen/Habitaten (mittlere Anzahl von 2016 bis 2020). Hinweis zur Legende: Vorland, Köge/Eider und Marschen jeweils an der Festlandsküste. // Seasonal distribution of Brent Geese in different regions / habitats (means from 2016 to 2020). Note that Vorland (saltmarshes), Köge/Eider (embanked areas), and Marschen (marshland) are on the mainland coast.

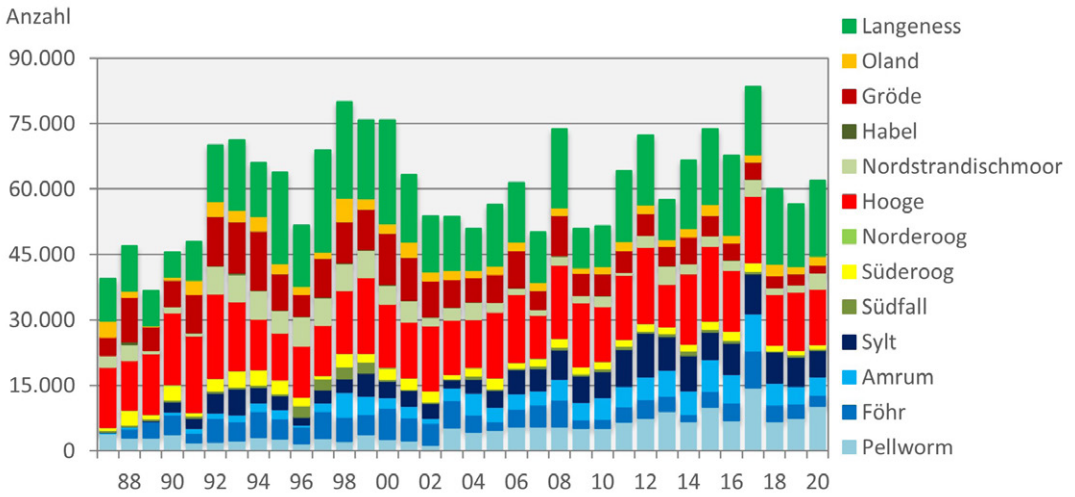


Abb. 6: Bestandsentwicklung der Ringelgänse auf den Inseln und Halligen (mittlere Anzahl von April bis Mitte Mai). // Trend in numbers of Brent Geese on islands and Halligen (mean numbers from April to mid-May).

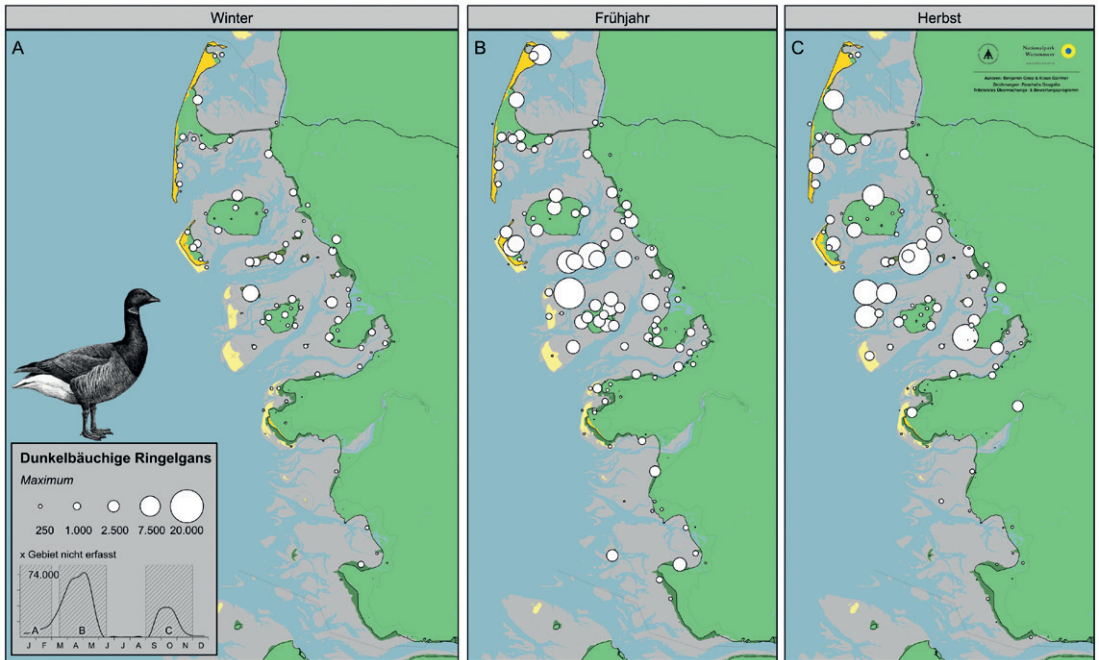


Abb. 7: Räumliche Verteilung der Ringelgänse an der Wattenmeerküste im Winter (Januar–Februar), Frühjahr (März–Mai) und Herbst (September–November, Maximalwerte der Jahre 2016–2020). // Distribution of Brent Geese at the Wadden Sea coast in winter (January–February), spring (March–May) and autumn (September–November); maximum numbers (2016–2020).

In milden Wintern sind nur ein paar tausend Vögel anwesend, die sich vor allem auf den Inseln und Halligen aufhalten (Abb. 5, Abb. 7).

Mit dem Rückgang der Rastbestände von maximal 131.000 Individuen in den 1990er-Jahren auf nur noch etwa 80.000 Individuen in den letzten Jahren hat sich auch die räumliche Verteilung im Wattenmeer

verändert (Abb. 8). Am Festland haben die Rastbestände deutlich abgenommen, sowohl an der Küste Dithmarschens an der Friedrichskooger Halbinsel und auf der Insel Trischen, als auch an der Küste Nordfrieslands, vor allem an der Eiderstedter Küste und im Bereich der Hamburger Hallig. Dagegen blieb die Gesamtzahl der Vögel auf den nordfriesischen Inseln und Halligen etwa gleich, wobei die Bestände auf den Inseln anstiegen und auf den Halligen ab Ende der 1990er-Jahre abnahmen. Dadurch erhöhte sich der Anteil der Vögel auf Halligen und Inseln von 50 % Anfang der 1990er-Jahre auf über 80 % in den letzten Jahren (Abb. 6). Die anteilige Nutzung der verschiedenen Halligen hat sich über die Jahre nur wenig verändert. Auf Gröde und Nordstrandischmoor haben die Rastbestände allerdings deutlich stärker abgenommen als auf den anderen Halligen. Die Bestandszunahme auf den Inseln von 10.000 bis 15.000 Individuen in den 1990er-Jahren auf fast 25.000 Individuen in den Jahren nach 2011 kompensierte die Abnahme auf den Halligen. Im Jahr 2017 wurden mit etwa 40.000 Individuen außergewöhnlich viele Ringelgänse auf den Inseln, vor allem auf Pellworm, registriert.

4.1.2 Hellbäuchige Ringelgans (*B. b. hrota*)

Die Hellbäuchigen Ringelgänse befinden sich regelmäßig in sehr geringer Anzahl, meistens einzeln oder auch paarweise in den Schwärmen der Dunkelbäuchigen Ringelgänse, wo sie bei den Rastvogelzählungen nur zum Teil entdeckt werden. Der Rastbestand im Frühjahr könnte insgesamt etwa 25 bis 50 Individuen umfassen (Tab. 1). In Kältewintern oder bei späten Schneefällen wichen aber auch schon hunderte Individuen von den nahen Rastgebieten an der dänischen Westküste und am Limfjord nach Süden an unsere Wattenmeerküste aus. So kam es erstmals im Eiswinter 1996 im Januar und März zu Sichtungen kleiner Gruppen von je weniger als 10 Individuen sowie in anderen Wintern nach Kältewellen zu weiteren Nachweisen. Die stärkste Kälteflucht wurde im Winter 2010 registriert, als im Januar etwa 150, Ende Februar etwa 130 und Mitte März noch mindestens 70 Individuen registriert werden konnten. Im folgenden Winter 2011 erschienen erneut mindestens 70 Vögel im Januar und Februar sowie fast 120 Individuen Mitte März. Mit über 30 Individuen Anfang März 2012, 20 Individuen Anfang Februar 2013 und nochmals 12 Individuen Ende Januar 2016 klang die Serie von auffälligen Winternachweisen aus.

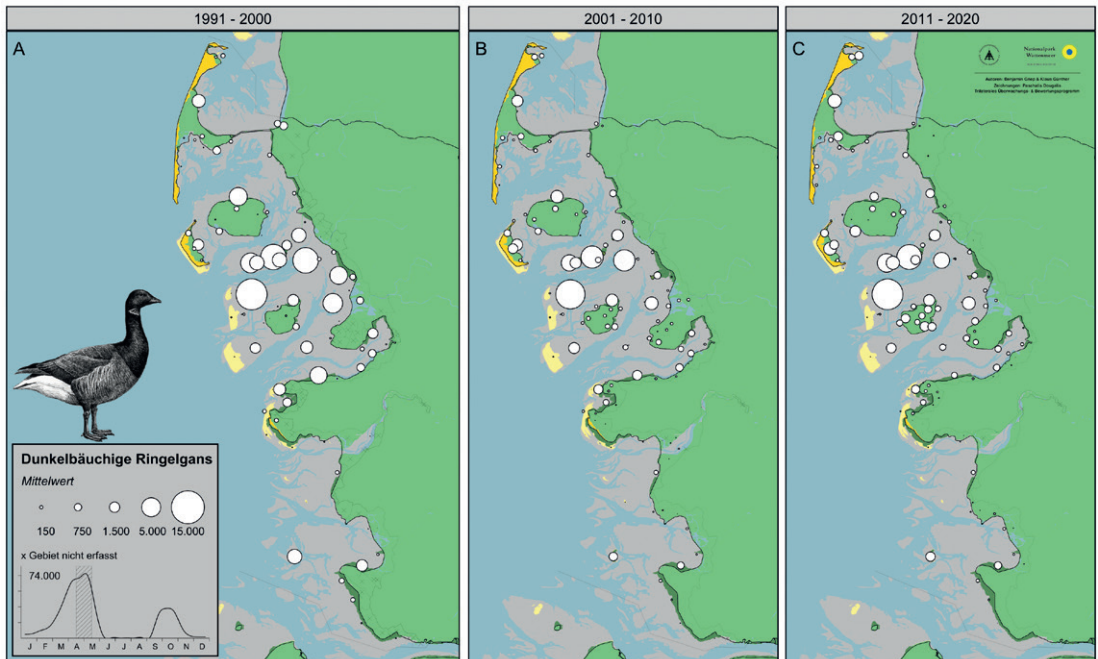


Abb. 8: Räumliche Verteilung der Ringelgänse an der Wattenmeerküste im Frühjahr (Mitte April bis Mitte Mai) im Vergleich der Jahre 1991–2000, 2001–2010 und 2011–2020 (Mittelwerte). // Distribution of Brent Geese at the Wadden Sea coast in spring (mid-April to mid-May) during the three periods 1991–2000, 2001–2010 and 2011–2020 (mean numbers).

4.1.3 Schwarzbäuchige Ringelgans (*B. b. nigricans*)

Die Schwarzbäuchigen Ringelgänse sind noch seltener an der Wattenmeerküste als die Hellbäuchigen Ringelgänse. Über die Jahre wurden nie mehr als 4 bis 8 Individuen gleichzeitig registriert (Tab. 1). Die meisten Nachweise gelangen im Frühjahr. Der regelmäßige Rastbestand könnte 10 bis 15 Individuen umfassen.

4.2 Weißwangengans (*Branta leucopsis*)

Bestandsentwicklung

Die Rastbestände der Weißwangengans nahmen erst langsam, ab Mitte der 2000er-Jahre dann stärker zu (Abb. 10). Im Frühjahr wurden die Höchstbestände in den Jahren 2018 und 2019 mit maximal 244.000 Individuen registriert (Abb. 9). Im Mittel stiegen die Zahlen von etwa 60.000 Individuen Ende der 1980er-Jahre auf etwa 75.000 Individuen in den Jahren 2001-2005, etwa 100.000 Individuen in 2006-2010, 150.000 Individuen in 2011-2015 und zuletzt rund 200.000 Individuen in 2016-2020 an (Abb. 10).

Im Herbst wuchsen die Zahlen Ende der 1980er-Jahre von im Mittel 50.000 Individuen auf etwa 75.000 Individuen in den 1990er- und 2000er-Jahren, dann auf etwa 100.000 Individuen in den Jahren 2011-2015 und schließlich 140.000 Individuen in 2016-2020 an. Der maximale Herbstbestand wurde

im Jahr 2020 mit einem außergewöhnlich hohen Wert von 230.000 Individuen registriert, wobei die Maximalwerte in den Jahren 2018 und 2019 mit 150.000 bis 170.000 Individuen deutlich niedriger lagen (Abb. 10).

In den Wintermonaten waren die Rastbestände mit nur etwa 20.000 Individuen über viele Jahre relativ niedrig und recht konstant. Erst nach dem Jahr 2005 nahmen die Bestände zu auf etwa 40.000 Individuen in den Jahren 2011-2015 und fast 80.000 Individuen in den Jahren 2016-2020, maximal 120.000 Individuen im Winter 2020 (Abb. 9). Dabei schwankten die Winterbestände in Abhängigkeit von der Witterung stark. Frost und Schnee führen zum Abzug fast aller Individuen von der schleswig-holsteinischen Wattenmeerküste. Dies war vor allem in den Kälteintern Mitte der 1980er-, 1990er- und 2000er-Jahre sowie abgeschwächt in den letzten kalten Wintern von 2009-2011 der Fall (Abb. 9).

Weißwangengänse sind seit den 1980er-Jahren auch Brutvögel an der Wattenmeerküste Schleswig-Holsteins und Niedersachsens. Die Sommerbestände der lokalen Brut- und Mauservögel von Juni bis August sind verhältnismäßig gering, haben aber ebenfalls deutlich zugenommen von wenigen Dutzend Vögeln Ende der 1980er-Jahre auf etwa 1.000 Individuen in den Jahren 2001-2005 und schließlich etwa 5.000 Individuen in den Jahren 2016-2020.

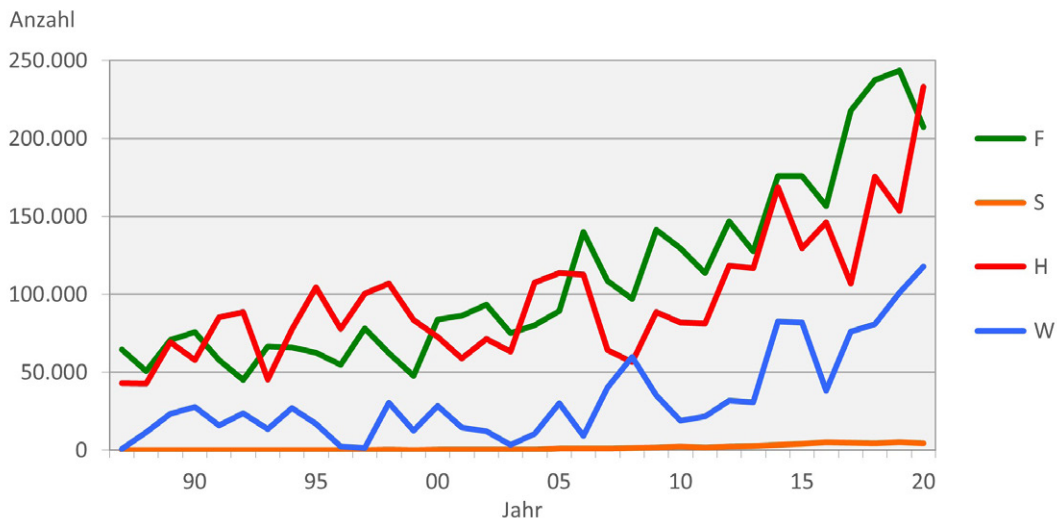


Abb. 9: Trend der Maximalwerte der Weißwangengänse je Jahreszeit (F = Frühjahr, S = Sommer, H = Herbst, W = Winter) an der schleswig-holsteinischen Wattenmeerküste. // Trend in maximum numbers of Barnacle Geese by season (F = spring, S = summer, H = Autumn, W = winter) at the Schleswig-Holstein Wadden Sea coast.

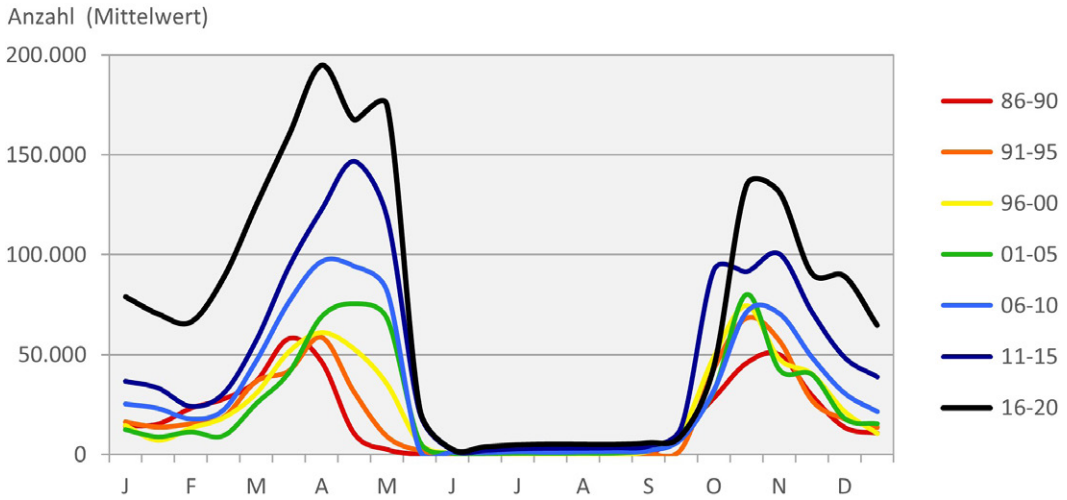


Abb. 10: Jahreszeitlicher Bestandsverlauf der Weißwangengänse an der Wattenmeerküste von 1986 bis 2020 (5-Jahres-Mittelwerte je Halbmonat, 1986–1990, ..., 2016–2020). // Phenology of Barnacle Geese at the Schleswig–Holstein Wadden Sea coast from 1986 to 2020 (mean numbers per half month for the 5-year periods 1986–1990 to 2016–2020).

Phänologie

Die stärksten Änderungen ergaben sich in der zeitlichen und zahlenmäßigen Anwesenheit der Frühjahrsrastbestände der Weißwangengänse an der schleswig-holsteinischen Wattenmeerküste, die seit Mitte der 1990er-Jahre nicht nur stark von etwa 60.000 auf 200.000 Individuen zugenommen haben, sondern deren Abzugszeitpunkt sich innerhalb von nur 15 bis 20 Jahren von Anfang April Ende der 1980er-Jahre um vier bis sechs Wochen auf Mitte Mai ab den 2000er-Jahren verschob. Die Maximalbestände wurden im Mittel der Jahre im April registriert.

Dagegen hat sich am mittleren Ankunftszeitpunkt der Weißwangengänse im Frühjahr ab der ersten März-Hälfte kaum etwas verändert. Allerdings deutet sich mit den höheren lokalen Winterrastbeständen auch eine etwas frühere Ankunft einiger Vögel ab der zweiten Februarhälfte in den letzten fünf Jahren an (Abb. 10).

Im Herbst erscheinen die ersten Weißwangengänse bereits im September, aber die Masse der Vögel kommt unverändert ab der ersten Oktober-Hälfte zurück. Sie erreichen in der zweiten Oktoberhälfte und ersten Novemberhälfte ihre Maximalbestände und viele ziehen bis Ende November wieder ab. Mit der Verdoppelung der Herbstrastbestände nach dem Jahr 2010 blieben in den letzten Jahren gut die Hälfte von ihnen, etwa 70.000 bis 90.000 Individuen, bis Dezember bzw. bis in den Winter hinein bei uns.

Räumliche Verteilung

Bis Ende der 1990er-Jahre gab es im Frühjahr einige wenige traditionelle, lokale Vorkommensschwerpunkte an der Festlandsküste im Bereich Rickelsbüller Koog mit Vorland, Hamburger Hallig und Beltringharder Koog, die Vorländer von Nord-Eiderstedt, vor Westerhever und der Tümlauer Bucht mit den Marschen binnendeichs bei Westerhever und St. Peter Ording, sowie die Vorländer der Friedrichskooger Halbinsel (Abb. 11). Mit den anwachsenden Rastbeständen in den beiden folgenden Jahrzehnten stiegen die Zahlen in den bisherigen Hauptrastgebieten an und die Gänse verteilten sich auch immer stärker auf die Vorländer entlang der gesamten Festlandsküste, die Marschen im angrenzenden Binnenland sowie die Eidermündung und den Meldorfer Speicherkoog (Abb. 11).

Nachdem die ersten Weißwangengänse ab Mitte der 1990er-Jahre im Frühjahr auf den Halligen erschienen, wurden erst seit Mitte der 2000er-Jahre ein bis zwei tausend Individuen regelmäßig auf Hallig Nordstrandischmoor und später wenige hundert auch auf Hallig Oland registriert (Abb. 13). Ab dem Jahr 2012 wurden plötzlich über 7.000 Weißwangengänse auf Nordstrandischmoor erfasst und ab 2014 kam es zu einem sprunghaften Anstieg der Rastbestände, als die Vögel auch die Halligen Hooge und Langeneß entdeckten, wo sie mit insgesamt 22.000 Individuen auf den drei Halligen registriert wurden. Gleichzeitig erschienen

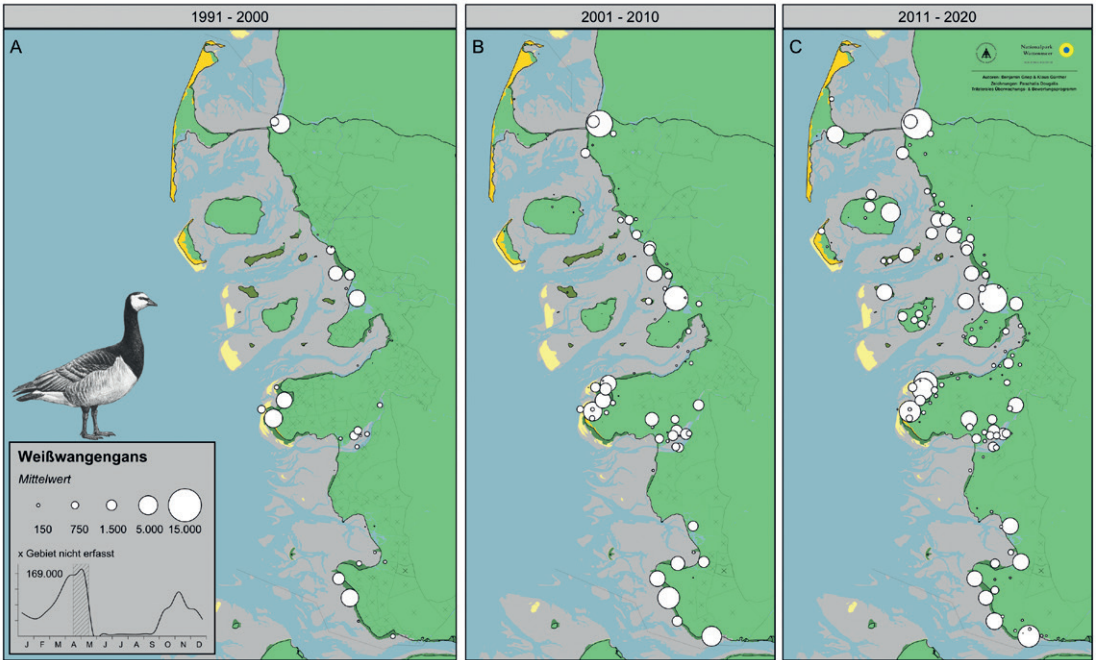


Abb. 11: Räumliche Verteilung der Weißwangengänse an der Wattenmeerküste im Frühjahr (Mitte April bis Mitte Mai) im Vergleich der Jahre 1991–2000, 2001–2010 und 2011–2020 (Mittelwerte). // Distribution of Barnacle Geese at the Wadden Sea coast in spring (mid–April to mid–May) during the three periods 1991–2000, 2001–2010 and 2011–2020 (mean numbers).

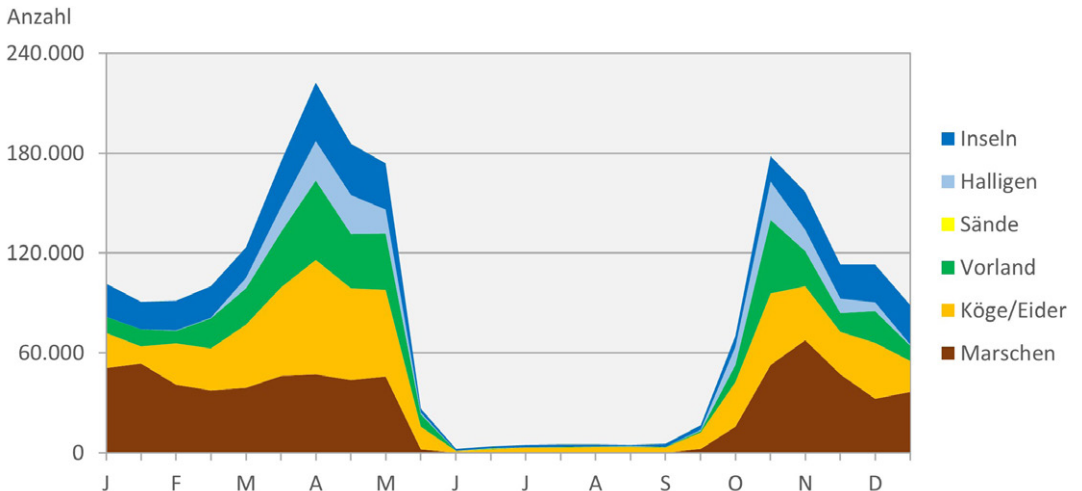


Abb. 12: Jahreszeitliche Verteilung der Weißwangengänse in verschiedenen Regionen/Habitats (mittlere Anzahl von 2016 bis 2020). Hinweis zur Legende: Vorland, Köge/Eider und Marschen jeweils an der Festlandsküste. // Seasonal distribution of Barnacle Geese in different regions/habitats (means from 2016 to 2020). Note that Vorland (saltmarshes), Köge/Eider (embanked areas), and Marschen (marshland) are on the mainland coast.

sie im Jahr 2014 erstmals zahlreich auf den Inseln, wo etwa 10.000 Individuen gesichtet wurden. In den folgenden Jahren stiegen die Rastbestände weiter an auf

etwa 30.000 Individuen auf den Halligen in den Jahren 2017 und 2018 und ebenfalls etwa 30.000 Individuen auf den Inseln in den Jahren 2019 und 2020, als die

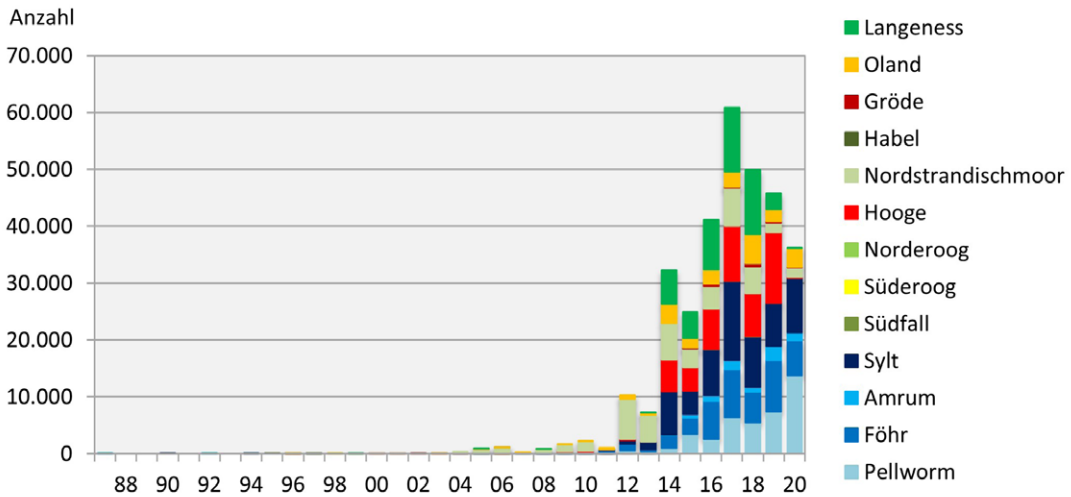


Abb. 13: Bestandsentwicklung der Weißwangengänse auf den Inseln und Halligen (mittlere Anzahl von April bis Mitte Mai). // Trend in numbers of Barnacle Geese on islands and Halligen (mean numbers from April to mid-May).

Rastbestände auf den Halligen wieder deutlich niedriger waren (Abb. 13).

Mit insgesamt 40.000 bis 60.000 Weißwangengänsen im Frühjahr auf Halligen und Inseln rastet hier gegenwärtig etwa ein Viertel des gesamten Bestandes. Auch im Herbst sind sie dort mittlerweile mit 10.000 bis 20.000 Individuen präsent (Abb. 12, Abb. 13, Abb. 14).

Im Herbst ab Oktober und im Winter sind 60-80 % der Weißwangengänse im Binnenland zu finden, vor allem östlich und südlich des Rickelsbüller Koogs, östlich des Hauke-Haien-Koogs und Bottsclotter Sees, östlich des Beltringharder Koogs in der Hattstedter Marsch, auf Nordstrand sowie auf Eiderstedt und an der Eidermündung (Abb. 12, Abb. 14).

Erst ab März steigt mit der Zahl der ankommenden Weißwangengänse auf dem beginnenden Heimzug vor allem die Zahl der in den Naturschutzkögen rastenden Vögel, aber auch derer auf den Vorländern, sowie auf den Halligen und Inseln deutlich an, während die in den Marschen stagnieren und deren anteilige Nutzung deutlich abnimmt. Dann sind die Vögel zu etwa je einem Viertel auf den Inseln und Halligen, auf den Salzwiesenvorländern, in den Naturschutzkögen und auf den deichnahen Grünlandflächen, besonders der Hattstedter Marsch sowie den Marschen im Westen Eiderstedts bei Westerhever und St. Peter Ording verteilt (Abb. 12, Abb. 14).

Während des Sommers halten sich die Individuen der lokalen Brutpopulation in der Nähe ihrer Brutplätze

auf, vor allem in den Naturschutzkögen, aber auch auf den Inseln, wo sie sich dann auch zur Mauser versammeln, die meisten von ihnen im Beltringharder Koog. In den Naturschutzkögen finden sich im September auch die ersten Weißwangengänse bei der Rückkehr aus den nordischen Brutgebieten ein (Abb. 12).

Im Herbst und Winter halten sich viele Weißwangengänse auf den Vorländern an der nordfriesischen und Dithmarscher Küste auf und mittlerweile rasten auch viele Gänse im Herbst auf den Halligen, vor allem auf Langeneß und Hooge, welche sie im Winter aber fast vollständig verlassen, wogegen sie nun auf den großen Inseln Föhr, Pellworm und Sylt auch im Winter zahlreich sind (Abb. 14).

4.3 Kurzschnabelgans (*Anser brachyrhynchus*)

Kurzschnabelgänse kommen nur nahe der dänischen Grenze vor (Abb. 17), wo sie im Winterhalbjahr mit jahresweise schwankenden Anzahlen von einigen Dutzend bis einigen hundert Individuen im Rickelsbüller Koog nachgewiesen wurden (Abb. 15, Abb. 17). Sichtungen in anderen Gebieten betreffen meist nur Einzelvögel oder sehr kleine Trupps (Abb. 17).

Die ersten Kurzschnabelgänse erreichen die schleswig-holsteinischen Westküste Anfang Oktober. Die Zahlen der erfassten Individuen waren in den letzten Jahren von 2016 bis 2020 deutlich höher als in früheren

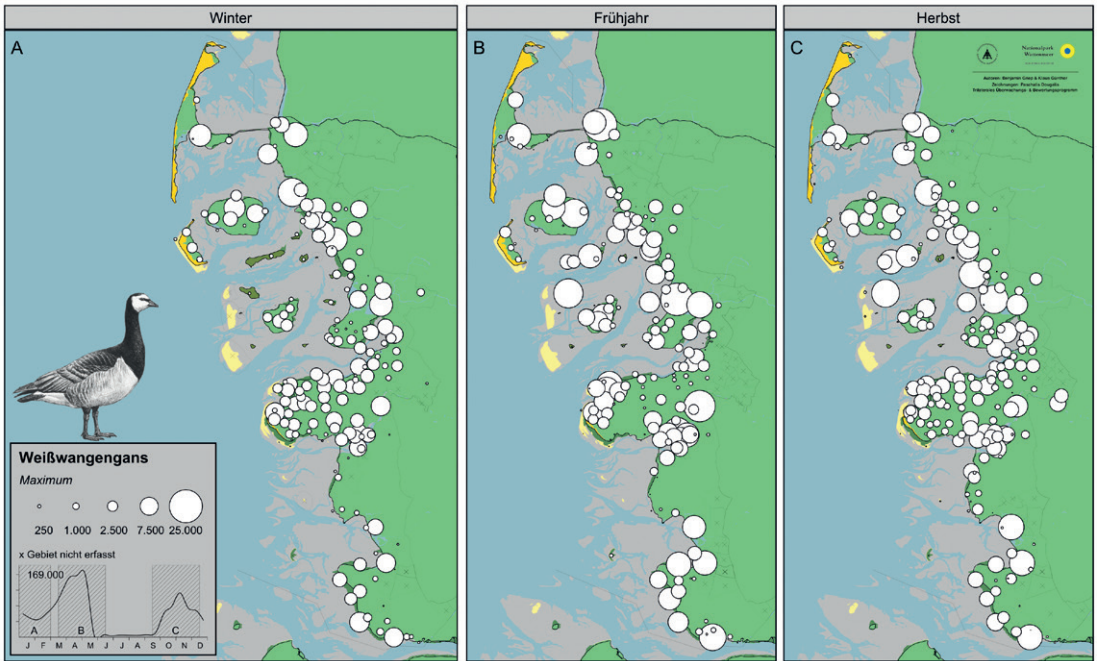


Abb. 14: Räumliche Verteilung der Weißwangengänse an der Wattenmeerküste im Winter (Januar–Februar), Frühjahr (März–Mai) und Herbst (September–Mitte Dezember, Maximalwerte der Jahre 2016–2020). // *Distribution of Barnacle Geese at the Wadden Sea coast in winter (January–February), spring (March–May) and autumn (September–November); maximum numbers (2016–2020).*

Anzahl (Mittelwert)

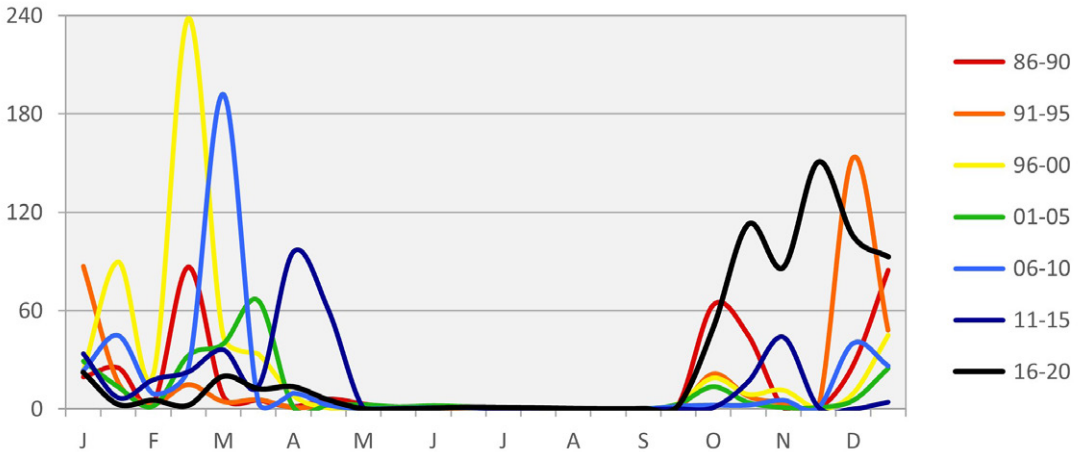


Abb. 15: Jahreszeitlicher Bestandsverlauf der Kurzschnabelgänse an der Wattenmeerküste von 1986 bis 2020 (5-Jahres-Mittelwerte je Halbmonat, 1986–1990, ..., 2016–2020). // *Phenology of Pink-footed Geese at the Schleswig-Holstein Wadden Sea coast from 1986 to 2020 (mean numbers per half month for the 5-year periods 1986–1990 to 2016–2020).*

Jahren und von Mitte Oktober bis in den Dezember wurden im Mittel etwa 100–150 Ind. beobachtet (Abb.15). Der Maximalwert im Herbst wurde mit 596 Ind. im Jahr

2019 in der zweiten Novemberhälfte ermittelt (Tab. 1, Abb.16). In den meisten Jahren beginnen die Rastzahlen ab Dezember langsam anzusteigen. Die Maxima

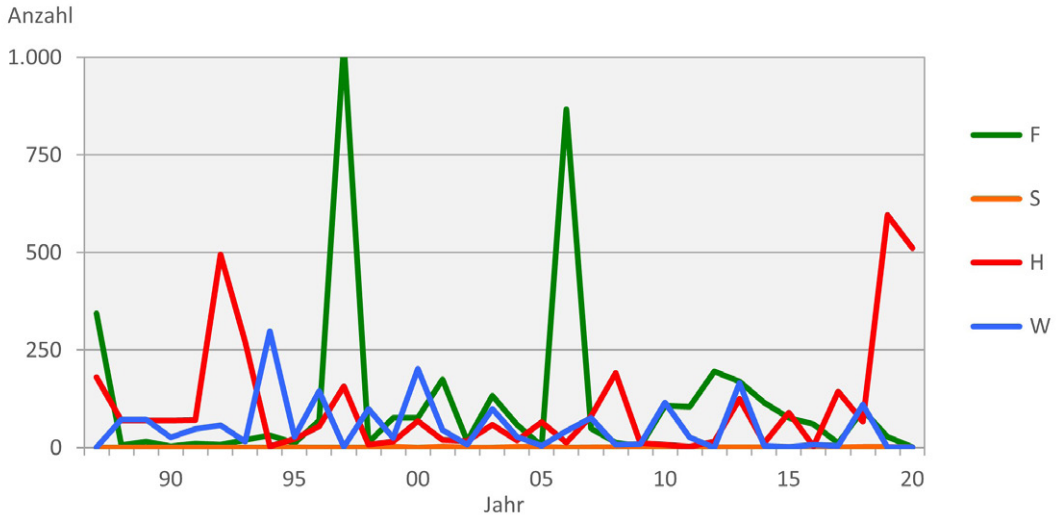


Abb. 16: Trend der Maximalwerte der Kurzschnabelgänse je Jahreszeit (F = Frühjahr, S = Sommer, H = Herbst, W = Winter) an der Wattenmeerküste. // Trend in maximum numbers of Pink-footed Geese by season (F = spring, S = summer, H = Autumn, W = winter) at the Schleswig-Holstein Wadden Sea coast.

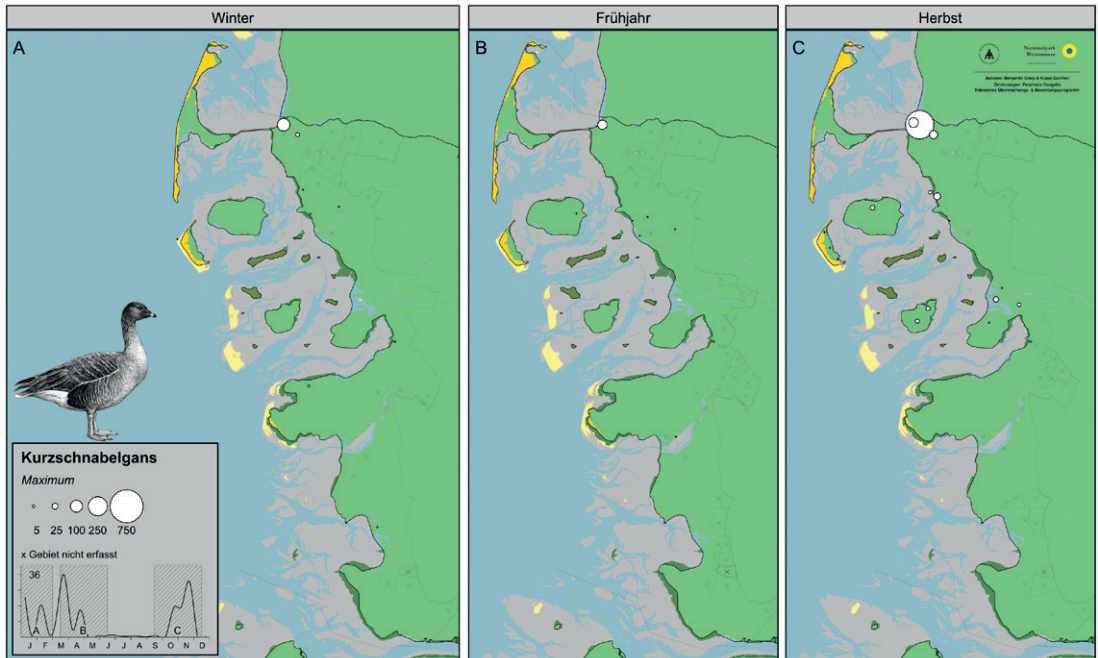


Abb. 17: Räumliche Verteilung der Kurzchnabelgänse an der Wattenmeerküste im Winter (Januar–Februar), Frühjahr (März–Mai) und Herbst (September–Mitte Dezember, Maximalwerte der Jahre 2016–2020). // Distribution of Pink-footed Geese at the Wadden Sea coast in winter (January–February), spring (March–May) and autumn (September–November); maximum numbers (2016–2020).

werden von Januar bis Anfang April auf dem Frühjahrszug zu unterschiedlichen Zeitpunkten mit bis zu 1.000 Individuen im Jahr 1997 und mit über 850 Individuen im

Jahr 2006 registriert. Dagegen waren die Bestände in den letzten Jahren (2016–2020) sehr gering, obwohl es hohe Bestände im Herbst gab.

4.4 Blässgans (*Anser albifrons*)

Bestandsentwicklung

Blässgänse waren bis Anfang der 2000er-Jahre im Winterhalbjahr nur in geringer, aber stetig steigender Anzahl von maximal 1.000 bis 2.000 Individuen an der Wattenmeerküste registriert worden (Abb. 18). Ab 2005 stiegen die Rastbestände dann stark an und erreichten in den

letzten zehn Jahren die höchsten Werte mit fast 14.000 Individuen im Frühjahr. Im Herbst und Winter rasten in den meisten Jahren nur um die 4.000 Individuen, maximal bis 7.000 bzw. fast 9.000 Individuen im Gebiet.

Phänologie

Im Herbst kommen die ersten Blässgänse in der ersten Oktoberhälfte an die Wattenmeerküste und erreichen

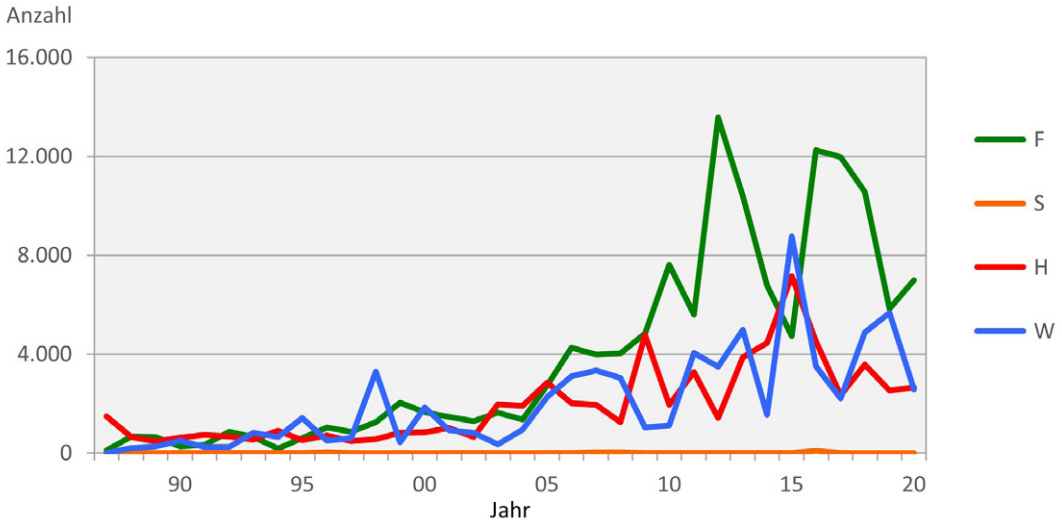


Abb. 18: Trend der Maximalwerte der Blässgänse je Jahreszeit (F = Frühjahr, S = Sommer, H = Herbst, W = Winter) an der Wattenmeerküste. // Trend in maximum numbers of White-fronted Geese by season (F = spring, S = summer, H = Autumn, W = winter) at the Schleswig-Holstein Wadden Sea coast.

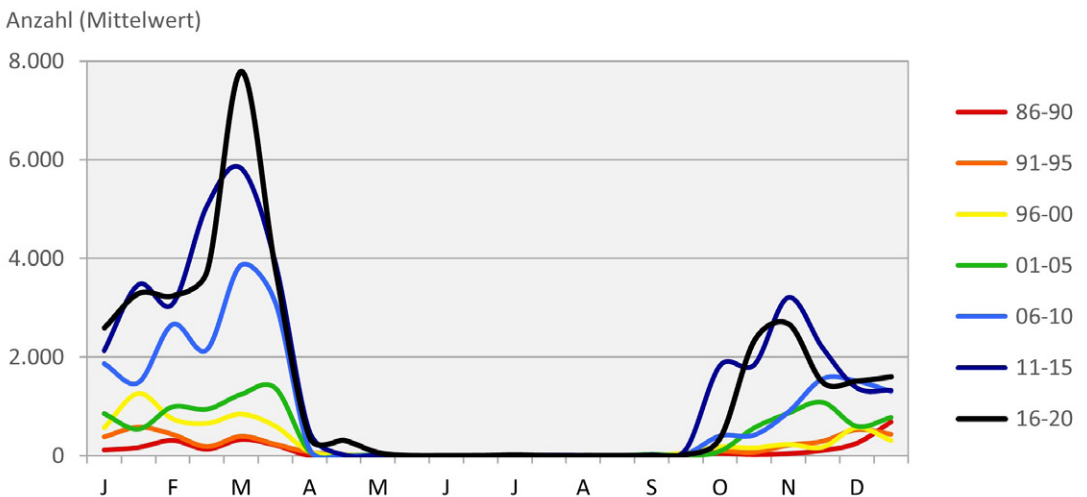


Abb. 19: Jahreszeitlicher Bestandsverlauf der Blässgänse an der Wattenmeerküste von 1986 bis 2020 (5-Jahres-Mittelwerte je Halbmonat, 1986–1990, ..., 2016–2020). // Phenology of White-fronted Geese at the Schleswig-Holstein Wadden Sea coast from 1986 to 2020 (mean numbers per half month for the 5-year periods 1986–1990 to 2016–2020).

in der zweiten Oktober- und ersten Novemberhälfte mit im Mittel etwa 3.000 Individuen die höchsten Werte (Abb. 19). Der Mittwinterbestand im Januar und Februar liegt noch etwas höher. Während des kurzen Frühjahrsdurchzugs in der ersten Märzhälfte verdoppelten sich die Rastbestände in den letzten zehn Jahren auf im Mittel etwa 8.000 Individuen. Bis Anfang April haben dann die meisten Blässgänse die Region verlassen.

Räumliche Verteilung

Hauptrastgebiete sind von Herbst bis Frühjahr vor allem die Marschen binnendeichs, besonders auf Eiderstedt, in der Hattstedter Marsch und im Bereich Bottschlotter See östlich des Hauke-Haien-Koogs, dort vor allem in großer Zahl im März, sowie in den Naturschutzkögen, besonders im Beltringharder Koog (Abb. 20, Abb. 21). In den letzten Jahren erscheinen sie in geringer Zahl auch auf den Inseln (Abb. 21).

Während der letzten drei Jahrzehnte hat sich die räumliche Verteilung der Blässgänse an der Westküste Schleswig-Holsteins während der Hauptrastperiode im März deutlich verändert. Anfang der 1990er-Jahre (Abb. 21 links) wurden nur wenige Rastplätze wahrgenommen.

Neben einem mittelgroßen Vorkommen im Meldorfer Speicherkoog gab es noch einige Dutzend Vögel im Oldensworter Vorland an der Eider östlich von Tönning und im Hauke-Haien-Koog. Anfang der 2000er-Jahre wurden schon deutlich mehr Vögel registriert, nun auch im Süden Eiderstedts im Bereich der Eidermündung sowie im Nordosten der Halbinsel im Bereich des Adolfskoog zwischen Uelvesbüll und Simonsberg, sowie im Beltringharder Koog mit der Hattstedter Marsch. Gleichzeitig erfolgten erste Beobachtungen östlich von Neukirchen (Abb. 21 Mitte). Im letzten Zeitraum von 2016 bis 2020 nahmen die Rastbestände in den traditionellen Gebieten stark zu und weiteten ihr Vorkommen im Umfeld besonders deutlich im Süden und nicht ganz so stark auch im Osten Eiderstedts aus. Auch kamen neue größere Rastbestände im Bereich Hauke-Haien-Koog bis Bottschlotter See sowie in den Marschen nahe der dänischen Grenze zwischen Rodenäs und Haasberger See hinzu. Südlich der Eider kommen Blässgänse nur in geringer Anzahl vor (Abb. 20).

Blässgänse bevorzugen überwiegend die binnenländischen Marschen an der Festlandsküste, wo von Herbst bis Frühjahr meistens mehr als 75 % der Vögel registriert werden, während die übrigen Gänse in den Naturschutzkögen

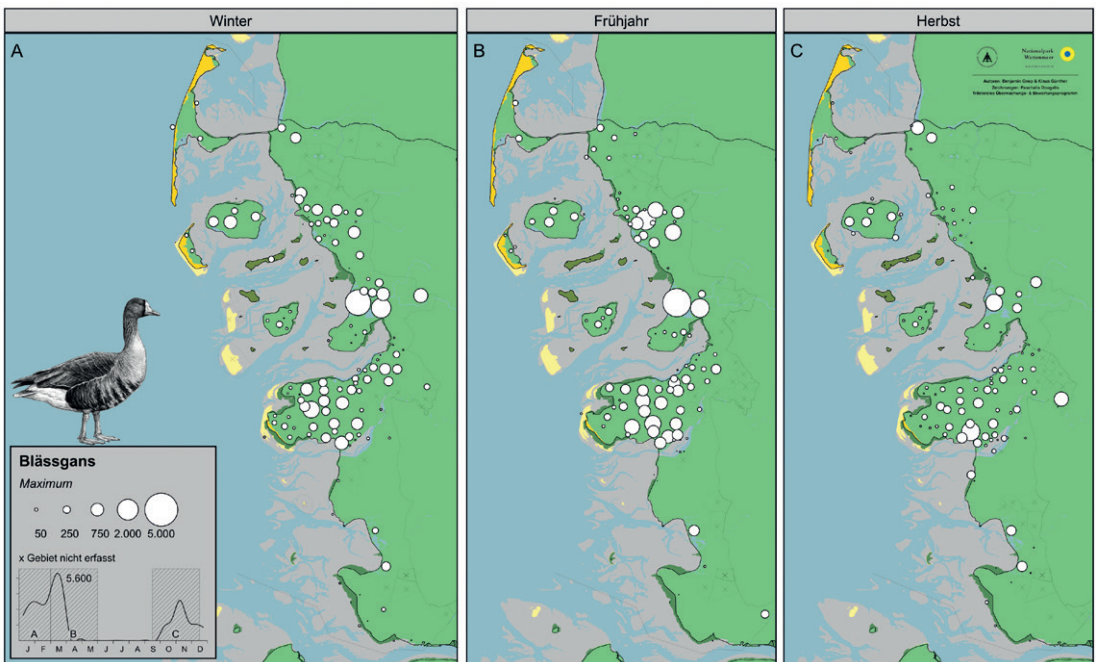


Abb. 20: Räumliche Verteilung der Blässgänse an der Wattenmeerküste im Winter (Januar–Februar), Frühjahr (März–Mai) und Herbst (September–Mitte Dezember, Maximalwerte der Jahre 2016–2020). // *Distribution of White-fronted Geese at the Wadden Sea coast in winter (January–February), spring (March–May) and autumn (September–November); maximum numbers (2016–2020).*

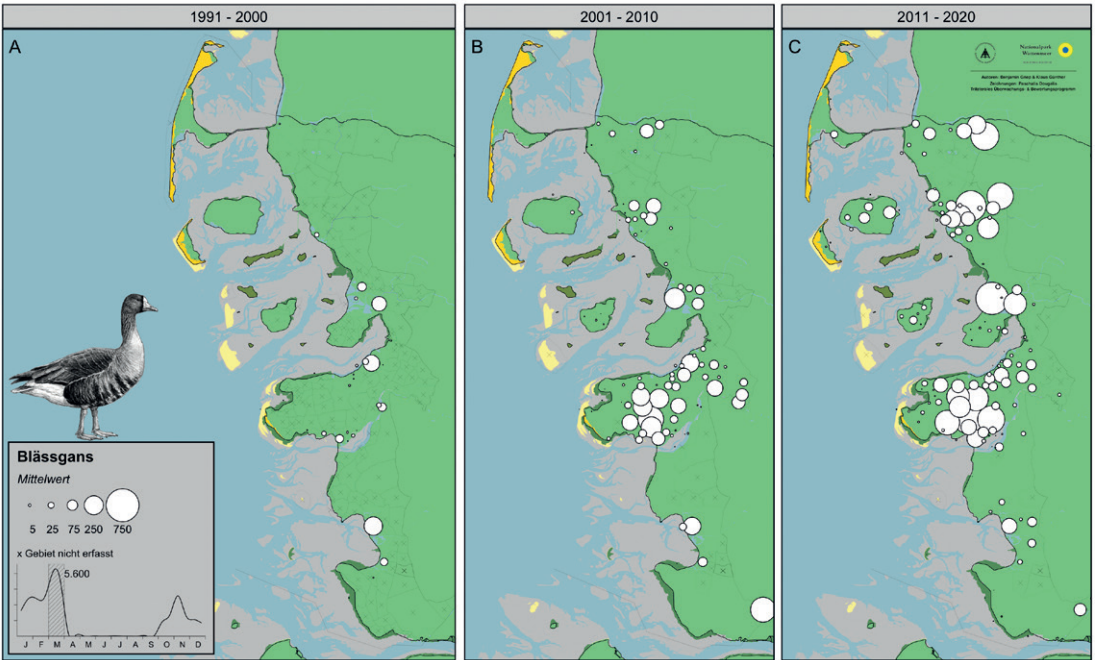


Abb. 21: Räumliche Verteilung der Blässgans an der Wattenmeerküste im Frühjahr (März) im Vergleich der Jahre 1991–2000, 2001–2010 und 2011–2020 (Mittelwerte). // Distribution of White-fronted Geese at the Wadden Sea coast in spring (March) during the three periods 1991–2000, 2001–2010 and 2011–2020 (mean numbers).

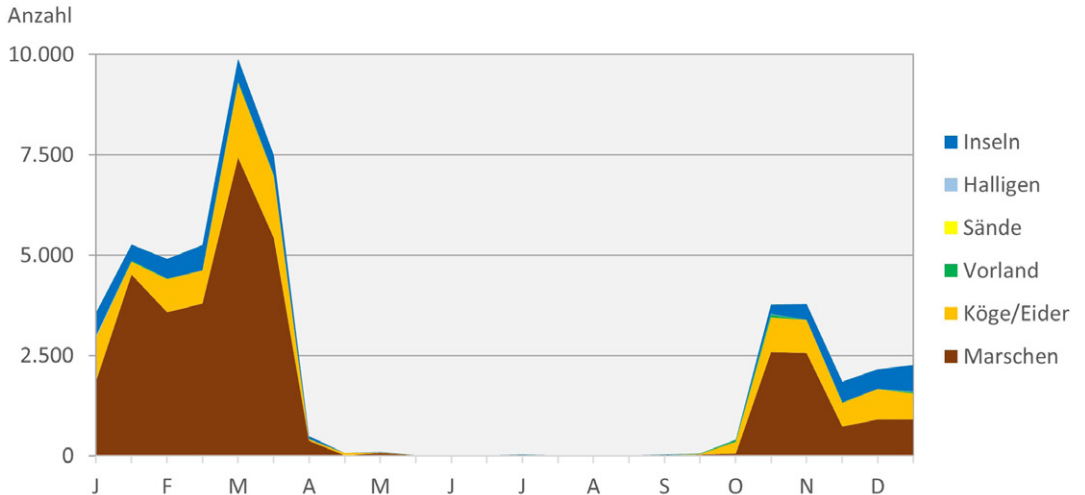


Abb. 22: Jahreszeitliche Verteilung der Blässgänse in verschiedenen Regionen/Habitats (mittlere Anzahl von 2016 bis 2020). Hinweis zur Legende: Vorland, Köge/Eider und Marschen jeweils an der Festlandsküste. // Seasonal distribution of White-fronted Geese in different regions/habitats (means from 2016 to 2020). Note that Vorland (saltmarshes), Köge/Eider (embanked areas), and Marschen (marshland) are on the mainland coast.

oder auf den Inselmarschen, also ebenfalls binnendeichs, auf Nahrungssuche gehen (Abb. 22).

4.5 Graugans (*Anser anser*)

Bestandsentwicklung

Die Rastbestände der Graugans haben über die letzten 35 Jahre kontinuierlich zu allen Zeiten des Jahres zugenommen (Abb. 23 u. 24). Dabei stiegen die Maximalzahlen im Sommer und Herbst ab den 2000er-Jahren deutlich stärker an als im Winter und Frühjahr. Ende der 1980er-Jahre waren die Maximalbestände im Sommer, welche sich auf die Mauservögel im Juni beziehen, mit nur etwa 2.500 Individuen noch sehr niedrig, nahmen dann aber stetig auf fast 10.000 Individuen in den Jahren von 2001 bis 2005 zu und stiegen dann noch stärker auf maximal 38.000 Individuen im Jahr 2020 an (Abb. 23). Eine fast identische Entwicklung ist bei den Herbstrastbeständen mit etwas niedrigeren Zahlen zu sehen. Die Maximalzahlen im Winter und Frühjahr nahmen in etwas geringerem Ausmaß auf etwa 5.000 Individuen Anfang der 2000er-Jahre zu, stiegen weiter auf bis zu 18.000 Individuen im Frühjahr an und übertrafen mehrmals 20.000 Individuen in den Wintern der letzten zehn Jahre.

Phänologie

Die höchsten Werte im Jahresverlauf werden im Juni mit etwa 32.000 Individuen im Mittel der Jahre 2016–2020, größtenteils Mauservögel, registriert (Abb. 24). Nachdem die Vögel nach etwa 4-wöchiger Mauser der Schwungfedern wieder flugfähig sind, kommt es kurzfristig zu niedrigen Beständen von unter 20.000 Individuen in der ersten Juli-Hälfte, aber von Mitte Juli bis Ende September liegen die Spätsommerbestände erneut bei 25.000 bis 30.000 Individuen. Ab Anfang August erreicht die Zahl rastender Graugänse ein neuerliches Maximum. Im Herbst ab Ende September sinken die Zahlen dann kontinuierlich, bis im Dezember und Januar ein Winterbestand von etwa 17.000 Individuen erreicht wird. Im Spätwinter und Frühjahr nehmen die Rastbestände weiter ab und im April wurde mit 8.500 Individuen der niedrigste Bestand im Jahresverlauf erfasst. Im Mai steigen die Zahlen wieder sprunghaft an, nicht zuletzt weil die Küken führenden Altvögel jetzt wieder sichtbar werden und die erfolglosen Brutvögel sich rasch an den traditionellen Mausergewässern einfinden.

Ende der 1980er-Jahre waren die Graugansbestände noch sehr gering. Im Winter verließen sie die Region vollständig, einige hundert Vögel rasteten von Februar bis Mai und die höchsten Rastbestände wurden bereits damals im Juni zur Mauserzeit mit bis zu 2.000 Individuen registriert. Etwa 1.000 Individuen hielten sich bis Oktober in der Region auf, die dann bis Ende November alle in die südlichen Winterquartiere abzogen. Mit der stetigen Zunahme der Rastbestände über die letzten 35 Jahre zeichnete sich der Juni-Peak der Mauservögel mit den höchsten Beständen im Jahr immer klarer ab. In ähnlichem Umfang stieg auch jeweils der spätsommerliche Rastbestand von Mitte Juli bis Ende September an (Abb. 24).

Die Mittelwerte der letzten Jahre von 2016 bis 2020 erreichten in jedem Halbmonat von Januar bis Dezember die höchsten Werte und ebenso übertrafen fast alle Halbmonatsmittelwerte einer 5-Jahres-Periode die jeweiligen Werte der vorigen Periode, was die stetige Zunahme ebenfalls verdeutlicht (Abb. 24).

Räumliche Verteilung

Graugänse kamen bis in die 1990er-Jahre fast nur in den Feuchtgebieten und Marschen an der Festlandsküste vor (Abb. 25, Abb. 28). Mit dem Bestandsanstieg haben sie ihr Areal immer weiter an der Küste, ab Ende der 1990er-Jahre auf die Inseln und seit Anfang der 2000er-Jahre auch auf die Halligen ausgeweitet (Abb. 25 bis Abb. 28).

Ab Mitte Mai bis Ende Juni halten sie sich während der Mauserzeit zu über 80 % in den Naturschutzkögen an der Küste, vor allem im Beltringharder und Hauke-Haien-Koog sowie im Katinger Watt an der Eidermündung auf. Kleinere, mutmaßlich aus lokalen Brutvögeln bestehende Mauserbestände finden sich mittlerweile auch auf allen Inseln (Pellworm, Föhr, Amrum und Sylt; Abb. 25, Mitte, Abb. 26).

Nach der Mauserzeit bleiben die meisten Vögel von Juli bis September weiterhin in den Naturschutzkögen, vor allem im Beltringharder und Rickelsbüller Koog, aber sie verteilen sich dann auch wieder verstärkt auf die Inseln, Halligen, Salzwiesenvorländer und Marschen im Binnenland (Abb. 25, Abb. 26). Ab September nimmt die Zahl der Gänse in den Naturschutzkögen ab und auf den Inseln zu.

Von Oktober bis April liegt dann der Schwerpunkt des Vorkommens mit zeitweise über 50 % der Vögel auf den Inseln, nur noch 20–30 % in den Naturschutzkögen, 10–15 %, kurzzeitig im Januar bis 30 % in den Marschen

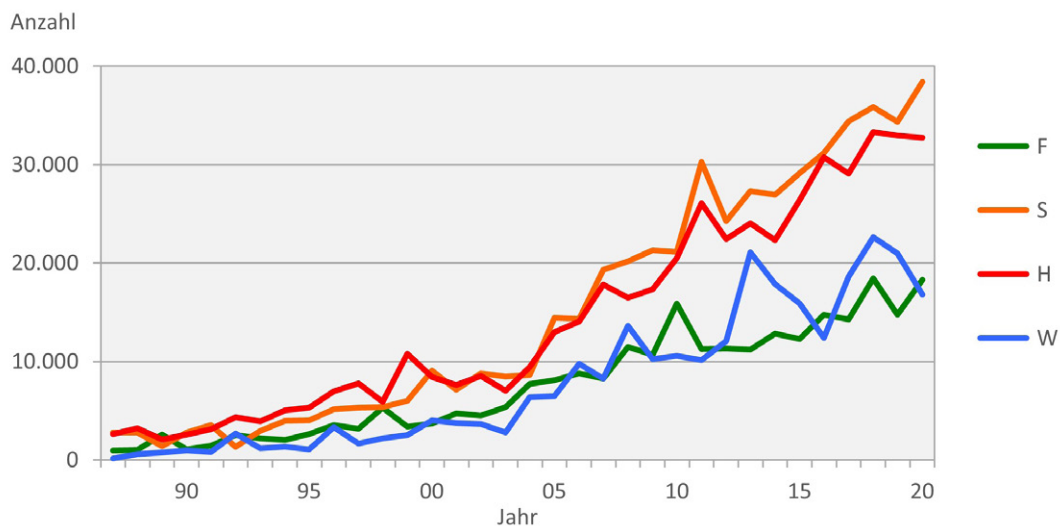


Abb. 23: Trend der Maximalwerte der Graugänse je Jahreszeit (F = Frühjahr, S = Sommer, H = Herbst, W = Winter) an der Wattenmeerküste. // Trend in maximum numbers of Greylag Geese by season (F = spring, S = summer, H = Autumn, W = winter) at the Schleswig-Holstein Wadden Sea coast.

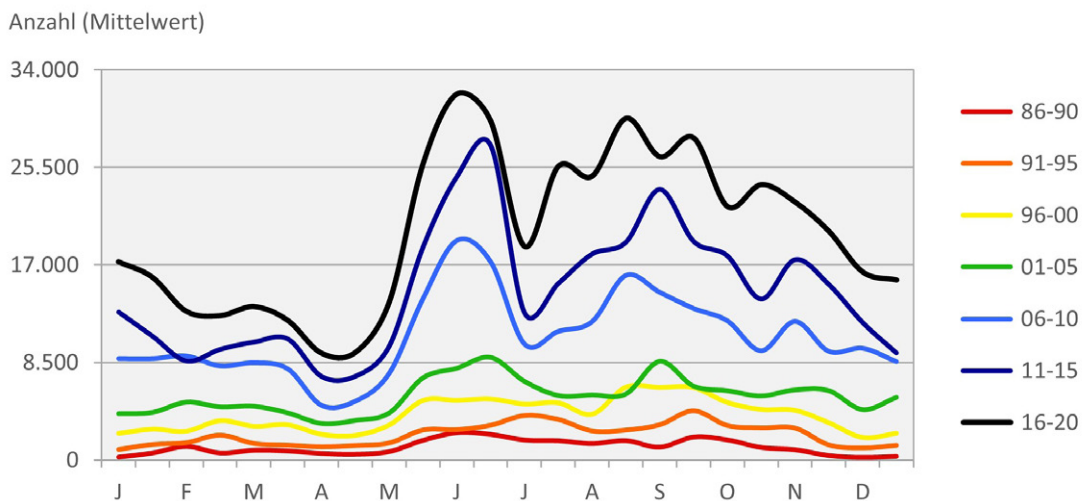


Abb. 24: Jahreszeitlicher Bestandsverlauf der Graugänse an der Wattenmeerküste von 1986 bis 2020 (5-Jahres-Mittelwerte je Halbmonat, 1986–1990, ..., 2016–2020). // Phenology of Greylag Geese at the Schleswig-Holstein Wadden Sea coast from 1986 to 2020 (mean numbers per half month for the 5-year periods 1986–1990 to 2016–2020).

an der Küste und je 5–10 % auf den Halligen und Vordlandsalzwiesen (Abb. 25, Abb. 26).

Seit Ende der 1990er-Jahre erschienen die Gänse im Winter auch auf den Inseln, wo ihre Anzahl über die Jahre stark zunahm auf mehr als 10.000 Individuen in den letzten Jahren (Februar bis Mitte März), die meisten von ihnen auf Föhr (Abb. 25–27). Ähnlich war

die Entwicklung auf den Halligen, wo sie bis in die 1990er-Jahre eine Ausnahme waren. Erst ab Anfang der 2000er-Jahre wurden sie dort regelmäßiger vor allem auf Oland, später auch auf den anderen Halligen registriert und wurden dann stetig zahlreicher mit maximal über 1.100 Individuen im Jahr 2018, die meisten von ihnen auf Hallig Langeness (Abb. 27).

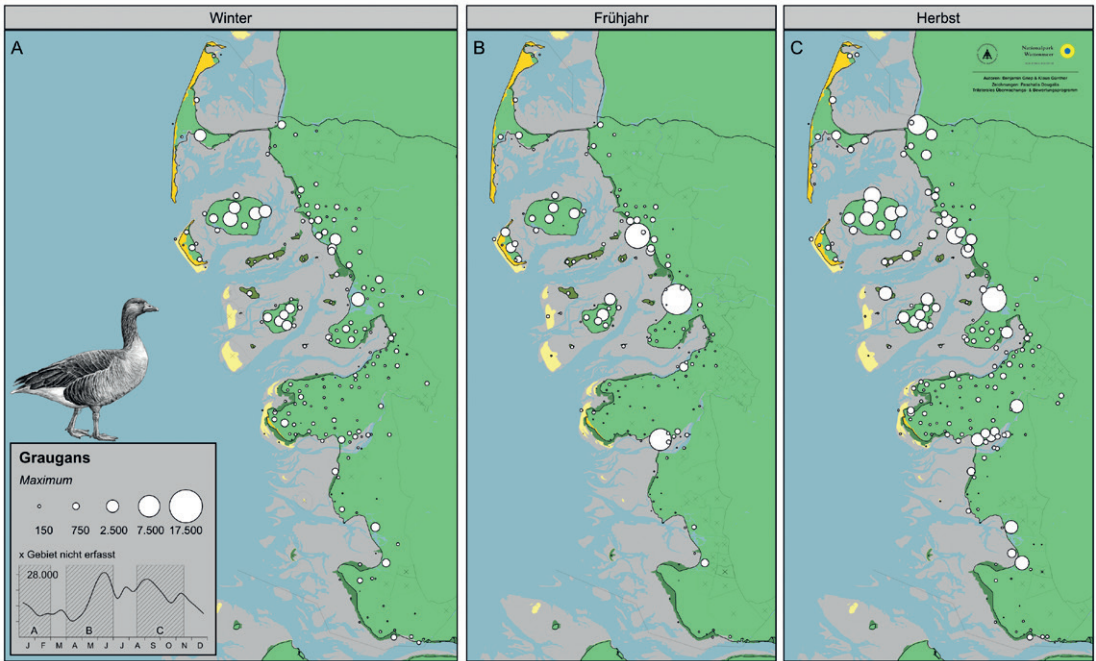


Abb. 25: Räumliche Verteilung der Graugänse an der Wattenmeerküste im Winter (Januar–Februar), Frühjahr / Sommer (April–Juni) und Herbst (August–Mitte November, Maximalwerte der Jahre 2016–2020). // Distribution of Greylag Geese at the Wadden Sea coast in winter (January–February), spring (March–May) and autumn (September–November); maximum numbers (2016–2020).

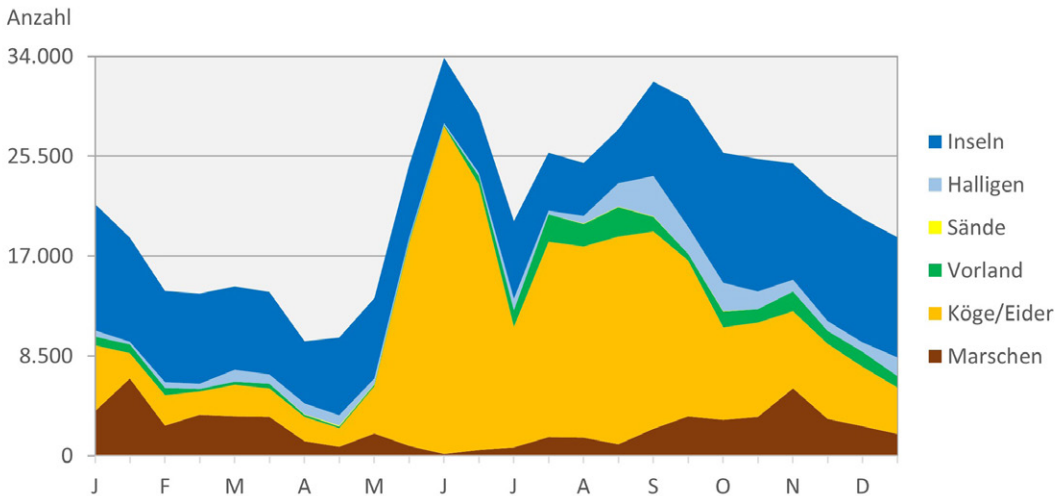


Abb. 26: Jahreszeitliche Verteilung der Graugänse in verschiedenen Regionen/Habitats (mittlere Anzahl von 2016 bis 2018). Hinweis zur Legende: Vorland, Köge/Eider und Marschen jeweils an der Festlandsküste. // Seasonal distribution of Greylag Geese in different regions/habitats (means from 2016 to 2020). Note that Vorland (saltmarshes), Köge/Eider (embanked areas), and Marschen (marshland) are on the mainland coast.

Im Winter rasten sie weit verteilt in kleineren Trupps im Binnenland entlang der Küste vor allem zwischen Dagebüll und Ockholm, Hattstedter Marsch,

auf Nordstrand, auf Eiderstedt, an der Eidermündung sowie im Meldorfer Speicherkoog (Abb. 25, A).

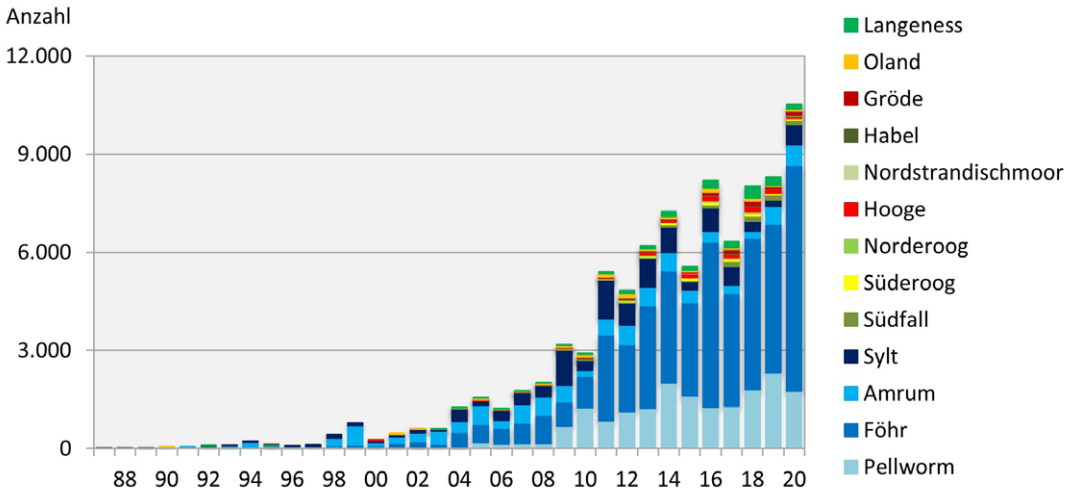


Abb. 27: Bestandsentwicklung der Graugänse auf den Inseln und Halligen (mittlere Anzahl von Februar bis Mitte März). // Trend in numbers of Greylag Geese on islands and Halligen (mean numbers from February to mid-March).

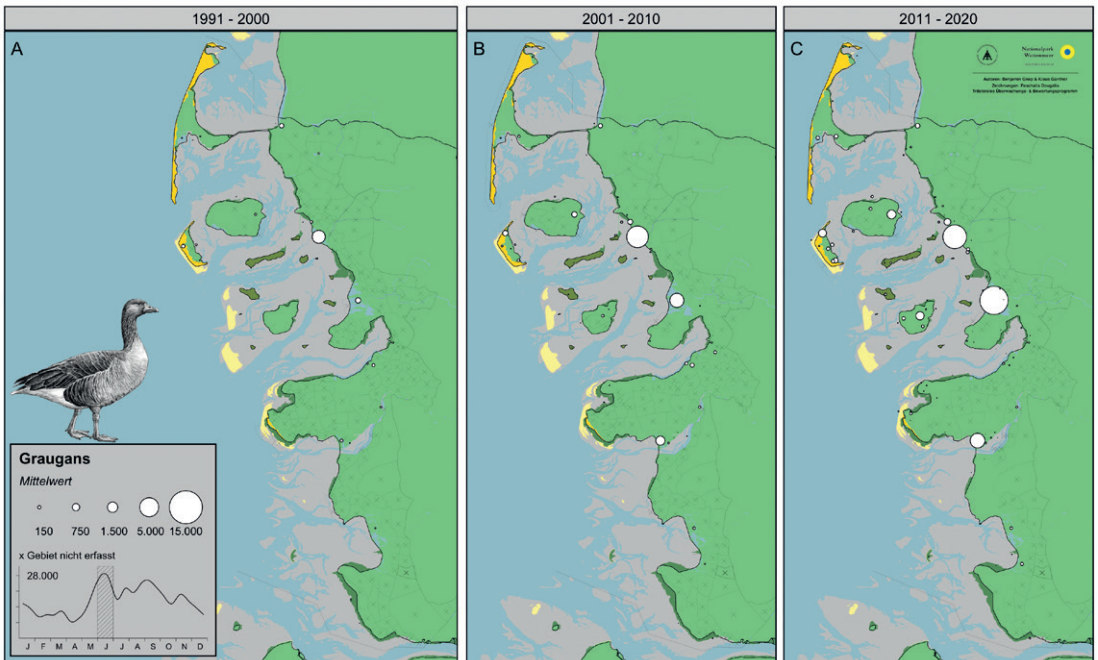


Abb. 28: Räumliche Verteilung mausernder Graugänse an der Wattenmeerküste im Sommer (Juni) im Vergleich der Jahre 1991–2000, 2001–2010 und 2011–2020 (Mittelwerte). // Distribution of moulting Greylag Geese at the Wadden Sea coast in summer (June) in the periods 1991–2000, 2001–2010 and 2011–2020 (mean numbers).

Mauserbestände

In den 1990er-Jahren stieg die Zahl mausernder Graugänse im Hauke-Haien-Koog innerhalb weniger Jahre auf fast 5.000 Individuen im Jahr 2000 an, während

nur wenige hundert Graugänse im Rickelsbüller und Beltringharder Koog mausernten (Abb. 28, Abb. 29). Im Hauke-Haien-Koog wurde im Jahr 2007 mit mehr als 11.000 Mauservögeln der Maximalwert und in den

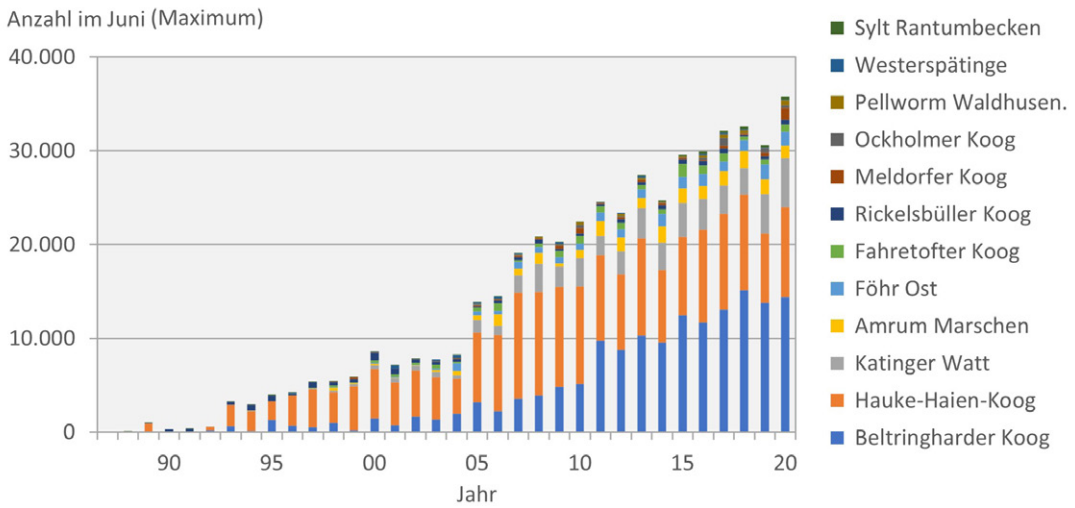


Abb. 29: Maximale Anzahl mausernder Graugänse im Juni in Zählgebieten an der Wattenmeerküste in den Jahren 1986 bis 2020. // Maximum numbers of moulting Greylag Geese in counting areas at the Wadden Sea coast in June, 1986–2020.

folgenden Jahren wieder ein Rückgang auf 9.000 Individuen registriert. Ab dem Jahr 2000 nahmen dann die Zahlen im Beltringharder Koog zu auf über 10.000 Individuen im Jahr 2012 und über 14.000 Individuen in den Jahren 2018–2020, wodurch der Beltringharder Koog zum größten Mausergebiet für Graugänse an der Wattenmeerküste wurde. Das drittgrößte Mausergebiet hat sich im Katinger Watt in der Eidermündung etabliert, wo seit Anfang der 2000er-Jahre die Zahl der Mauservögel bis zum Jahr 2020 auf etwa 5.000 Individuen anwuchs. Zur gleichen Zeit kamen weitere Mausergebiete mit je etwa 1.500 Individuen auf Amrum und im Osten von Föhr, sowie mit je etwa 500 Individuen im Fahretofter-, Rickelsbüller- und Ockholmer Koog und Meldorfer Speicherkoog hinzu (Abb. 29).

4.6 Weitere Arten

4.6.1 Kanadagans (*Branta canadensis*)

In den 1990er-Jahren erschienen Kanadagänse vor allem im Winter als Kälteflüchter aus Skandinavien mit bis zu 300 Individuen (Abb. 30). Ähnlich hohe Zahlen traten auch in den Kälteintern 2010 bis 2012 auf, als erneut bis 240 Individuen registriert wurden. In den folgenden Jahren war die Zahl der hier nur im Bereich Beltringharder Koog und Nordstrand überwinterten Vögel wieder rückläufig (Abb. 30, Abb. 32).

Ab den 2000er-Jahren stiegen dagegen die Mauser- bzw. Spätsommer-Bestände an der schleswig-

holsteinischen Wattenmeerküste von nur etwa 20 auf maximal 500 Individuen deutlich an (Abb. 30). Im Mittel mausernten in den letzten Jahren von 2016 bis 2020 im Juni/Juli etwa 200 Individuen (Abb. 31), vor allem im Beltringharder und Hauke-Haien Koog sowie im Katinger Watt, gelegentlich auch im Watt vor den Vorländern südlich Friedrichskoog (Abb. 32). Nach der Mauser verblieben vermutlich dieselben Vögel bis September an der Wattenmeerküste (Abb. 31) und hielten sich weiterhin vorwiegend an den Mausergewässern auf (Abb. 32).

4.6.2 Rothalsgans (*Branta ruficollis*)

Rothalsgänse wurden selten, aber regelmäßig in geringer Zahl beobachtet, maximal nur vier bis sieben Individuen (Tab. 1). Die meisten Individuen halten sich in den großen Schwärmen der Weißwangengänse und Ringelgänse auf. Entsprechend werden die Rothalsgänse auf dem Heimzug im Frühjahr (Februar bis Mai) und Wegzug im Herbst (September bis November) in fast allen Bereichen beobachtet, wo viele Weißwangengänse und Ringelgänse rasten. Während die Beobachtungen im Vorfrühling (Februar/März) zumeist aus den binnenländischen Marschen stammen, werden die Vögel im April und Mai vor allem von den Naturschutzkögen und Halligen gemeldet. In den letzten Jahren rasteten regelmäßig zwei bis vier Individuen auf den Halligen Hooge und Langeness.

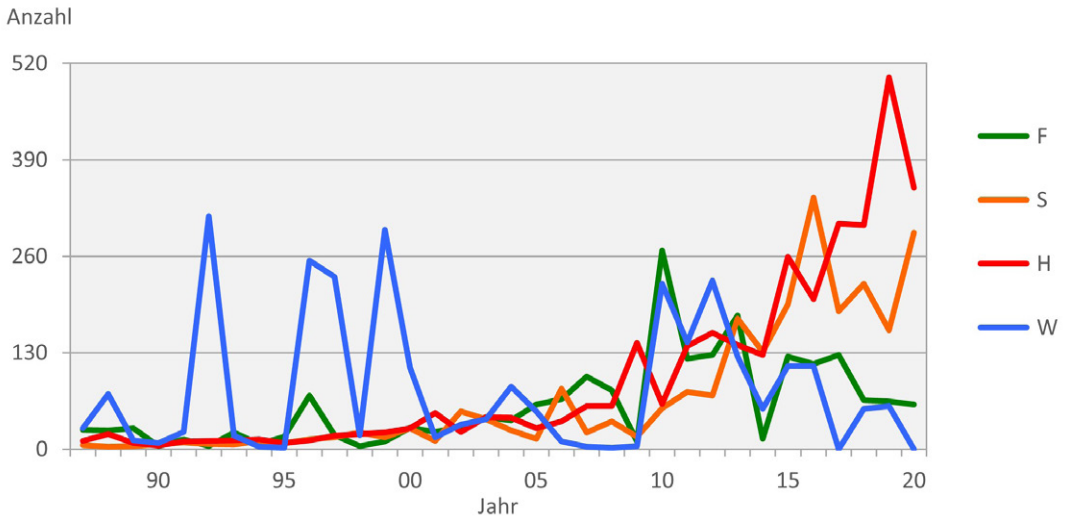


Abb. 30: Trend der Maximalwerte der Kanadagänse je Jahreszeit (F = Frühjahr, S = Sommer, H = Herbst, W = Winter) an der Wattenmeerküste. // *Trend in maximum numbers of Canada Geese by season (F = spring, S = summer, H = Autumn, W = winter) at the Schleswig-Holstein Wadden Sea coast.*

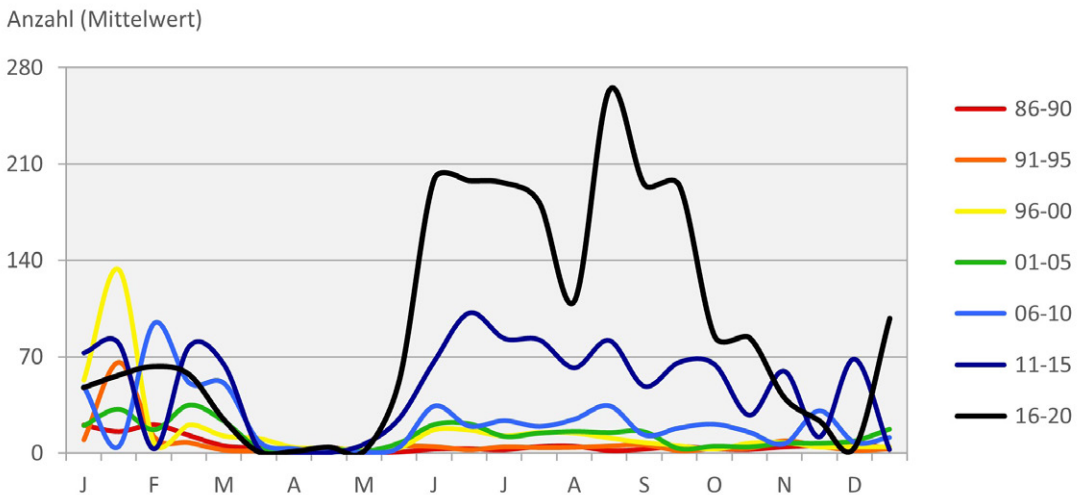


Abb. 31: Jahreszeitlicher Bestandsverlauf der Kanadagänse an der Wattenmeerküste von 1986 bis 2020 (5-Jahres-Mittelwerte je Halbmonat, 1986–1990, ..., 2016–2020). // *Phenology of Canada Geese at the Schleswig-Holstein Wadden Sea coast from 1986 to 2020 (mean numbers per half month for the 5-year periods 1986–1990 to 2016–2020).*

4.6.3 Zwerggans (*Anser erythropus*)

In den letzten 15 Jahren gelangen nur noch wenige Nachweise von Zwerggänsen mit maximal ein bis zwei Individuen (Tab. 1), während in den Jahren zuvor vielfach einzelne Vögel oder auch kleine Gruppen von ausgewilderten, farbberingten Zwerggänsen aus dem schwedischen Bestandsstützungsprogramm

(Liljebäck 2015) beobachtet wurden. Die größten Gruppen wurden im Februar und März 1997 mit 20 Individuen im Katinger Watt an der Eidermündung gesichtet (G. Mackensen-Neitzke, D. McAdams, u. a.), ebendort elf Individuen im März 1998 (J. Welcker, A. Diederichs), zwölf Individuen im Meldorfer Speicherkoog im März 1999 (H.H. Müller, A.

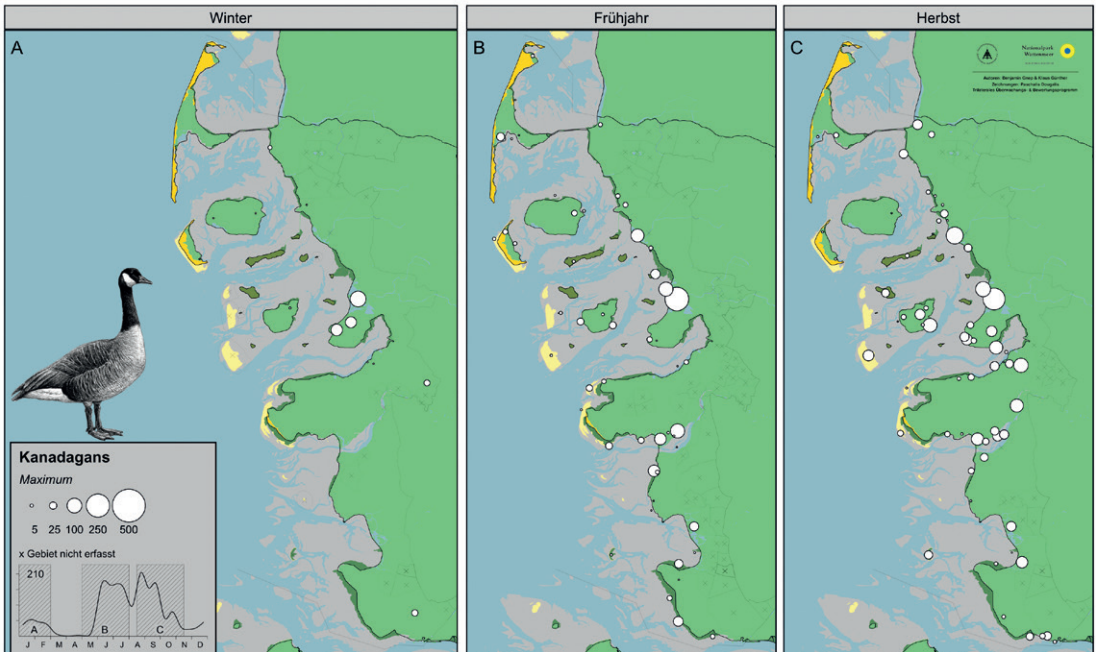


Abb. 32: Räumliche Verteilung der Kanadagänse an der Wattenmeerküste im Winter (Januar–Februar), Frühjahr/Sommer (Mai–Juli) und Herbst (August–Mitte November, Maximalwerte der Jahre 2016–2020). // *Distribution of Canada Geese at the Wadden Sea coast in winter (January–February), spring (March–May) and autumn (September–November); maximum numbers (2016–2020).*

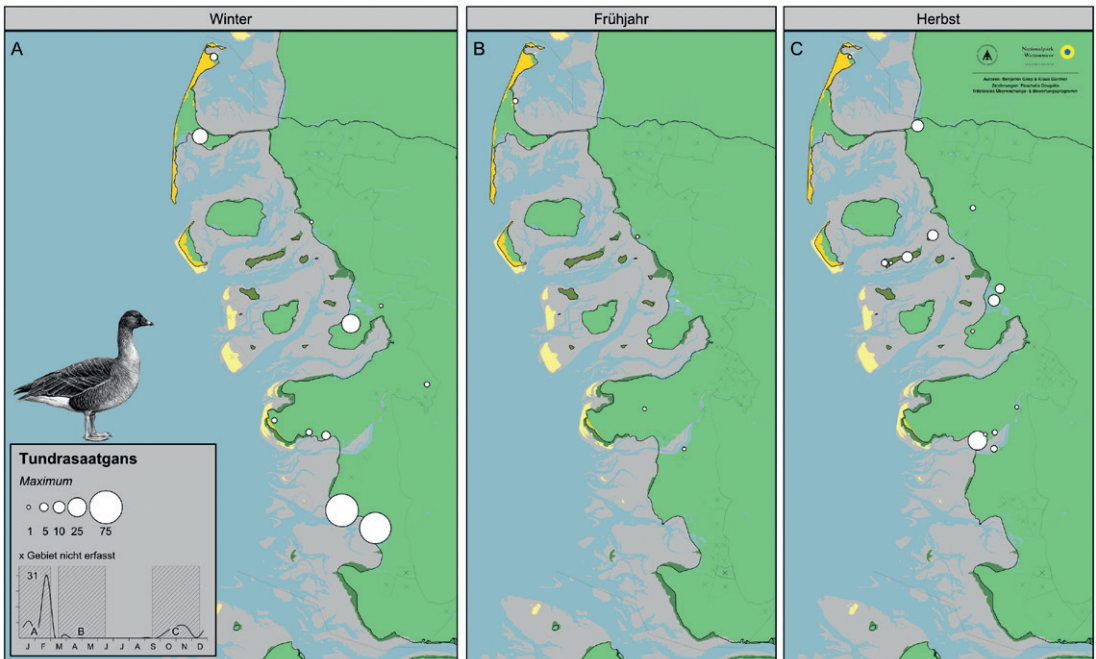


Abb. 33: Räumliche Verteilung der Tundrasaatgänse an der Wattenmeerküste im Winter (Januar–Februar), Frühjahr (März–Mai) und Herbst (September–Mitte Dezember, Maximalwerte der Jahre 2016–2020). // *Distribution of Tundra Bean Geese at the Wadden Sea coast in winter (January–February), spring (March–May) and autumn (September–November); maximum numbers (2016–2020).*



Zedler, M. Schlorf), zehn Individuen im Dieksanderkoog Vorland im März 2000 (M. Schlorf), elf Individuen im Beltringharder-/Cecilienkoog im März 2001 (K. Günther), maximal 23 Individuen Ende März und im April 2002 im Katinger Watt an der Eidermündung (M. Schlorf, K. Günther u. a.), 15 Individuen ebendort Mitte April 2004 (J. Roland) und letztmals zehn Individuen im Beltringharder Koog und drei Individuen im Fahretofter Koog Mitte April 2005 (K. Günther).

4.6.5 Tundrasaatgans (*Anser serrirostris*)

Tundrasaatgänse erscheinen an der Wattenmeerküste in geringer und stark schwankender Anzahl von einigen Dutzend bis maximal etwas über 200 Individuen im Winterhalbjahr (Tab. 1). Diese Art wird vor allem im Binnenland in den Marschen und Naturschutzkögen nachgewiesen, in den letzten Jahren von 2016 bis 2020 vor allem östlich von Büsum und im Meldorfer Speicherkoog sowie sporadisch an der Eidermündung und im Beltringharder Koog (Abb. 33).

4.6.6 Waldsaatgans (*Anser fabalis*)

Waldsaatgänse sind sehr seltene Ausnahmerecheinungen, die vor allem im Winter 2010 von Ende Januar bis Ende Februar auf Eiderstedt und Nordstrand in außergewöhnlich hoher Zahl von etwa 300 Individuen als Kälteflüchter aus Skandinavien nachgewiesen wurden (Tab. 1; K. Günther, V. Bohle). Ende Dezember 2010 und Anfang Januar 2011 wurden nochmals mindestens 47 Individuen gesichtet (S. Mang, K. Günther, H. Zimmermann).

4.6.7 Streifengans (*Anser indicus*)

In den 1990er- und 2000er-Jahren wurden regelmäßig bis zu 33 Individuen vor allem im Bereich Hauke-Haien-Koog in den Sommermonaten und in geringerer Anzahl auch an der gesamten Küste beobachtet (Tab. 1), die wohl als Gefangenschaftsflüchtlinge aus einer lokalen privaten Geflügelhaltung stammten. Die Zahl dieser Vögel nahm mit der Zeit ab und in den letzten Jahren wurden nur noch vereinzelt Streifengänse an der Wattenmeerküste Schleswig-Holsteins beobachtet.

4.6.8 Schneegans (*Anser caerulescens*)

In den letzten Jahrzehnten wurden regelmäßig maximal 3 bis 8 Individuen gleichzeitig beobachtet (Tab. 1), die meisten von ihnen im Bereich Hauke-Haien und Beltringharder Koog, die wahrscheinlich ebenfalls aus einer lokalen privaten Vogelhaltung entflohen waren. In den letzten Jahren gab es nur noch wenige Nachweise.

4.7 Übersicht: Maximalzahlen rastender Gänse an der Wattenmeerküste Schleswig-Holsteins

Für eine abschließende Übersicht sind in der folgenden Tabelle (Tab. 1) für alle in Schleswig-Holstein im Rahmen von Springtidenzählungen erfassten Gänsearten die Maximalwerte (maximale Summe aller an einem Zähltermin im gesamten Untersuchungsgebiet gezählten Tiere inklusive Lückenfüllung) pro 5-Jahres-Zeitraum dargestellt.

5 Diskussion

Das schleswig-holsteinische Wattenmeer mit seinen Inseln, Halligen und Salzwiesen war im 20. Jahrhundert vielen anthropogenen Veränderungen unterworfen. Als Folge der großen Sturmflut von 1962 wurden an der Westküste landschaftsverändernde Küstenschutzprojekte wie die Eindeichung der Eidermündung mit dem Eidersperrwerk (1973), des Hauke-Haien-Koogs (1960), Meldorfer Speicherkoogs (1978), Rickelsbüller Koogs (1981) und Beltringharder Koogs (1987) fertiggestellt. So gingen einerseits große Flächen tidebeeinflusster Salzwiesen und Wattflächen verloren, aber andererseits entstanden große Flächen mit Wiesen und Seen mit Süß-, Brack- oder Salzwasser, die überwiegend als Naturschutzgebiete ausgewiesen und landwirtschaftlich nur extensiv oder nicht mehr genutzt wurden, während dadurch kaum noch Ackerflächen entstanden. Kurz vor der Fertigstellung der letzten Eindeichung wurde 1985 der Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer gegründet. Mit der Zielsetzung der Wiederherstellung einer natürlichen Dynamik im Wattenmeer wurde die zuvor intensive Beweidung in den Salzwiesen auf etwa die Hälfte der Fläche begrenzt (Stock & Maier 2016) und die Jagd auf Wasservögel beendet. Gleichzeitig vollzog sich im gesamten Winterverbreitungsgebiet der Gänse in Mitteleuropa ein starker Strukturwandel in der Landwirtschaft mit mehrfachen Intensivierungsschüben (Wille et al. 2011). Spätestens seit den 1990er-Jahren macht sich auch der Klimawandel mit mildernden Temperaturen bemerkbar (<https://meteo.plus/wetterstatistik-schleswig-holstein-jahr.php>). Dies alles hat die Zahl und Verteilung der rastenden Gänse beeinflusst. Den größten Einfluss auf die Erholung und den Anstieg der Populationen hatte anfänglich wohl besonders die Ausweisung von Naturschutzgebieten und Einschränkung der Jagd und später vor allem die Intensivierung

Tab. 1: Maximalbestände in den 5-Jahres-Perioden 1986-2020. // Maximum numbers during the 5-year periods 1986-2020.

Art	wissenschaftl. Name	1986–1990	1991–1995	1996–2000	2001–2005	2006–2010	2011–2015	2016–2020
Dunkelbäuchige Ringelgans	<i>B. b. bernicla</i>	100.691	131.009	94.939	72.942	78.823	82.460	79.077
Hellbäuchige Ringelgans	<i>B. b. hrota</i>	0	1	16	10	150	117	22
Schwarzbäuchige Ringelgans	<i>B. b. nigricans</i>	0	0	3	4	4	8	5
Weißwangengans	<i>B. leucopsis</i>	75.652	104.618	106.987	113.579	141.534	175.999	243.600
Kanadagans	<i>B. canadensis</i>	74	314	295	84	268	259	501
Rothalsgans	<i>B. ruficollis</i>	2	1	7	6	4	5	4
Tundrasaatgans	<i>A. serrirostris</i>	49	82	217	96	95	89	142
Waldsaatgans	<i>A. fabalis</i>	0	0	0	4	299	36	0
Kurzschnabelgans	<i>A. brachyrhynchus</i>	344	495	1033	175	867	195	596
Zwerggans	<i>A. erythropus</i>	1	1	20	26	2	1	1
Blässgans	<i>A. albifrons</i>	1.482	1.409	3.291	2.845	7.613	13.557	12.247
Graugans	<i>A. anser</i>	3.235	5.327	10.765	14.405	21.293	30.240	38.430
Streifengans	<i>A. indicus</i>	6	5	27	33	32	20	10
Schneegans	<i>A. caeruleus</i>	3	3	8	4	5	6	4

der Landwirtschaft sowie der Klimawandel (Kruckenberg et al. 2022).

Die teils beachtlichen Bestandszunahmen der Gänse von akut gefährdet bis sehr zahlreich mit stabilen Beständen, die sich denen des 19. Jahrhunderts wieder angenähert haben dürften (Mooij 2009), konnten auch lokal Dank des Langzeitmonitorings der Rastvögel im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und im angrenzenden küstennahen Binnenland detailliert und mit hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung dokumentiert werden. Mit den hohen Rastbeständen trägt Deutschland eine hohe, zum Teil sehr hohe Verantwortung für den Erhalt und Schutz der arktischen Gänsearten (Kruckenberg et al. 2011a, b).

Hervorzuheben ist hier die quantitative Erholung der Ringelgans. Diese weist die größte Bindung an das Wattenmeer auf. Ihre Schlafplätze finden sich auf den Watt- und Wasserflächen des Wattenmeeres und zur Nahrungssuche hält sie sich vor allem im Watt, auf den Salzwiesen-Vorländern und auf den Halligflächen auf (Bergmann et al. 1994). Demgegenüber ist die Nutzung von Wirtschaftsgrünland oder Ackerflächen in den Marschen an der Festlandsküste eher gering, kann aber auf den nordfriesischen Inseln lokal recht intensiv sein.

Die Gesamtpopulation erholte sich nach dem Minimum in den 1950er-Jahren von etwa 20.000 auf über 300.000 Individuen Anfang der 1990er-Jahre (Boudewijn & Ebbinge 1994, van Nugteren 1997). Danach schwankte die Population um etwa 250.000 Individuen (Ebbinge 2014), von denen in den meisten Jahren im Frühjahr jeweils etwa 30 % an der schleswig-holsteinischen Wattenmeerküste rasteten.

Die Entwicklungen der Rastbestände in den einzelnen Wattenmeerländern waren etwas unterschiedlich. Während in Schleswig-Holstein nach einem deutlichen Rückgang bis Ende der 1990er Jahre eine erneute Zunahme folgte, waren die ähnlich hohen Rastbestände in den Niederlanden eher konstant bis leicht zunehmend. Dagegen nahmen die relativ kleinen Bestände im dänischen und niedersächsischen Wattenmeer leicht aber kontinuierlich ab (Kleefstra et al. 2022), was durch die Zunahmen in Schleswig-Holstein in den letzten Jahren kompensiert werden konnte. Warum die Zahlen nur im schleswig-holsteinischen Wattenmeer den vergleichsweise großen Schwankungen unterlagen, ist nicht bekannt. Möglicherweise besteht ein Zusammenhang zum veränderten Management der Festlandsalzwiesen in den 1990er-Jahren (Stock & Maier 2016), oder einer zumindest temporären Verdrängung durch



die konkurrenzstärkeren Weißwangengänse wie z.B. an der Groninger Küste (Engelmoer et al. 2001), der Leybucht (Weigt et al. 2002) oder am Dollart (Kruckenberg & Kowallik 2008).

Die beiden anderen Unterarten der Ringelgans, die Hellbäuchige und die Schwarzbäuchige Ringelgans, kommen nur selten im schleswig-holsteinischen Wattenmeer vor. Die östliche Population der Hellbäuchigen Ringelgans ist mit 8.000-10.000 Individuen eine der kleinsten Gänsepopulationen weltweit (Madsen et al. 2019). Sie brütet in Nordgrönland, Spitzbergen und Franz-Josef-Land, überwintert überwiegend auf den Britischen Inseln und im dänischen Teil des Wattenmeers und dem Kattegat (Clausen et al. 1999) und erscheint so auch meist einzeln oder paarweise in insgesamt geringer Anzahl von einigen Dutzend Vögeln regelmäßig im Frühjahr und Herbst in den Rasttrupps der Dunkelbäuchigen Ringelgänse an der Westküste Schleswig-Holsteins. Allerdings können sie ausnahmsweise auch in sehr kalten Wintern als Kälteflüchter in größeren Trupps plötzlich bei uns auftreten, wenn sie wegen Schnee und Frost die Rastplätze in Dänemark nach Süden verlassen. Dierschke (2010) beschreibt die Kälteflucht im Februar 2010 mit fast 1.000 registrierten Individuen an der Deutschen Wattenmeerküste und damit etwa 10-15 % der Population, wovon 690 Individuen im niedersächsischen und etwa 300 Individuen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer erschienen, von denen letztere etwa zur Hälfte im Rahmen des Monitorings erfasst wurden und in der Summe enthalten sind.

Die Schwarzbäuchigen Ringelgänse hingegen brüten in Ostsibirien. An der Grenzlinie zwischen den Dunkel- und Schwarzbäuchigen Ringelgänsen kommt es zu gemischten Kolonien (Syroechkovsky jr. 1997), so dass Einzelvögel besonders leicht den falschen Zugweg nehmen können. Die Zahl der in den Jahren 2011 bzw. 2013 an der deutschen Nordseeküste insgesamt nachgewiesenen Individuen wird mit etwa 30 je Jahr angegeben (Dierschke 2014), was in der Größenordnung mit theoretisch etwa der Hälfte von 15 Individuen für den schleswig-holsteinischen Teil mit der hier vermuteten Anzahl von ebenfalls bis zu 15 Individuen übereinstimmt. Auch wenn die Art in Gefangenschaft gehalten wird (Busche et al. 2021), gibt es bei den Vögeln an der Wattenmeerküste keine Hinweise auf Gefangenschaftsflüchtlinge.

Die Zunahme der Weißwangenganspopulation scheint im Gegensatz zu der der Ringelgänse erst in den letzten zehn Jahren an Dynamik zu verlieren. Bei den Weißwangengänsen wurde das Bestandsminimum der

russischen Population mit nur etwa 20.000 Individuen in den 1950er-Jahren registriert, die zeitweise wohl alle auf den Salzwiesen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer rasteten (Busche 1977a). Langsamer als bei der Ringelgans erholten sich die Bestände allmählich in den 1970/1980er-Jahren, überholten die Ringelgänse im Bestand schließlich Mitte der 1990er-Jahre und stagnieren bei aktuell etwa 1,4 Millionen Vögeln (Koffijberg et al. 2020). In der Folge verteilen sich die Weißwangengänse von Herbst bis zum Frühjahr über ein immer größeres Gebiet, das heute auch aufgrund der mildereren Witterung von Belgien und den Niederlanden bis nach Südschweden und in die baltischen Staaten reicht. Aufgrund dieser Tatsache sowie wahrscheinlich auch der begrenzten Tragkapazität, wird das Bestandswachstum nicht proportional in steigenden Zahlen in den traditionellen Rastgebieten Schleswig-Holsteins abgebildet. Innerhalb des Wattenmeeres gab es bei den Bestandszuwächsen der Weißwangengänse keine lineare Zunahme sondern eine zwischenzeitliche Stagnation und erst in den letzten zehn Jahren einen etwas stärkeren Anstieg als in den anderen Regionen (Kleefstra et al. 2022).

In ganz Schleswig-Holstein wurde der bisher maximale Rastbestand mit etwa 250.000 Weißwangengänsen im April 2018 registriert (Günther et al. 2021). Zu den fast 200.000 Individuen an der Wattenmeerküste kamen knapp 50.000 Individuen am Ostufer der Unterelbe und etwa 10.000 Individuen an der Ostseeküste hinzu. Ein Jahr später wurde Ende April an der Wattenmeerküste der bisherige Maximalwert mit fast 244.000 Individuen erfasst, als die Rastbestände in den anderen Rastgebieten wieder deutlich kleiner waren.

In den Wintermonaten können die Rastbestände an der Unterelbe, an der Ostseeküste, in der Eider-Treene-Sorge-Niederung und im übrigen Binnenland noch etwas höher als im Frühjahr sein.

An der Wattenmeerküste zeigen die Weißwangengänse im Winter eine hohe Präferenz für die Marschen, wo sie besonders auf Grünland und Ackerflächen mit Pflanzenbewuchs oder Ernteresten nach Nahrung suchen. Im zeitlichen Verlauf des Frühjahrs bevorzugen sie neben den Salzwiesen im Vorland und den Flächen in den Naturschutzkögen im Binnenland dann immer mehr die dechnahen extensiv genutzten Grünlandflächen im Westen Eiderstedts sowie in der Hattstedter Marsch und ziehen sich von den weiter im Binnenland gelegenen Flächen zurück. Im Herbst dagegen bevorzugen sie anfangs zuerst die Naturschutzköge und Salzwiesen.



Weißwangengänse in der Marsch von Westerhever, Nordfriesland. // *Barnacle Geese in the marsh of Westerhever, North Frisia.* Foto: Klaus Günther.

Von den Ausbrüchen der Geflügelpest waren in den Wintern 2020/21 und 2021/22 die rastenden Weißwangengänse in der Nordseeregion besonders stark betroffen. Allein im Winter 2021/22 fielen über 4.000 Vögel nur an der schleswig-holsteinischen Küste dieser Seuche zum Opfer (LKN mündl.). Die Geflügelpest ist in hohem Maße tödlich für Wildvögel und Hausgeflügel (Kruckenberg et al. 2022). Bedauerlicherweise existiert im Wintergebiet der Weißwangengänse kein flächendeckendes Vogelseuchenmonitoring, so dass bezüglich der Auswirkung auf die Gesamtpopulation keine fundierte Aussage getroffen werden kann. In Schottland hat der dortige Rastbestand auf 38 % der Ausgangszahl abgenommen (Kruckenberg 2022). Ein ähnlich drastischer Rückgang des Gesamtbestandes ist für die russische Population der Weißwangengänse bisher nicht zu beobachten.

Seit den 1970er-Jahren begann die Weißwangengans zusätzlich zu den arktischen Brutgebieten auch auf den Ostseeinseln Gotland und Öland zu brüten. Seitdem konnte sich die Art im Ost- und Nordseeraum an vielen Stellen etablieren (Feige et al. 2008). Ab den 1980er-Jahren brüteten sie erstmals in den Köggen an der Westküste Schleswig-Holsteins (LLUR 2012, Ganter 2021). Die Herkunft ist dabei nicht abschließend bekannt, geht

in einigen Fällen aber sicher auf Gefangenschaftsflüchtlinge zurück (Ganter 2021). Wie die Erfassungen im Sommerhalbjahr belegen, umfasst dieser Brutbestand an der Wattenmeerküste Schleswig-Holsteins mittlerweile etwa 5.000 Individuen.

Die Kanadagans wurde ab den 1930er-Jahren in Europa ausgesetzt oder entkam aus Vogelhaltungen. Sie hat sich als Brutvogel heute in weiten Teilen Westeuropas und Skandinaviens etabliert und bildet große Bestände (Fox et al. 2010). Während Kanadagänse als Wintergäste wohl vor allem aus nordöstlichen Richtungen zu uns an die Wattenmeerküste gekommen sein dürften und besonders zahlreich in Kältewintern erschienen, sind es im Sommer Ende Mai bis Anfang Juni vor allem Gäste aus südwestlichen Richtungen, aus den Niederlanden und Niedersachsen. Hier haben die Vögel ab den 2000er-Jahren eine neue Zugtradition entlang der niedersächsischen Wattenmeerküste, über die Deutsche Bucht bis nach Schleswig-Holstein und Dänemark etabliert, um hier im Nordosten zu mausern. Dieser Durchzug wurde in den letzten Jahren immer stärker und dürfte mittlerweile einige tausend Vögel umfassen. Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer bleibt wohl nur ein kleiner Teil dieser Vögel zur Mauser.



Die Überwinterungsgebiete der Rothalsgänse liegen in Kasachstan, Bulgarien, Rumänien und der Ukraine. Allerdings mausern diese im Sommer gemeinsam mit Blässgänsen auf Taimyr, so dass immer einige Individuen im Herbst mit nach Westen fliegen. Sie halten sich dann hier vor allem in den Weißwangeng- und Ringelganstrupps auf. Rothalsgänse sind aber auch bei Wasservogelhaltern sehr beliebt. Bei den Sichtungen von Rothalsgänsen im Sommer von Juni bis August handelt es sich wohl ausschließlich um Gefangenschaftsflüchtlinge oder Parkvögel, da einige von ihnen Züchterringer tragen.

Die Zwerggans ist die am meisten bedrohte Gänseart der Welt (Jones et al. 2008). Von einstmaligen großen Rastbeständen sind heute nur noch wenige tausend Vögel übrig (Kear 2005). Traditionell rastet der überwiegende Anteil der Art in Südosteuropa bis in den Irak. Aber auch in Westeuropa werden immer wieder Individuen nachgewiesen, so dass diese Art als regelmäßiger, aber seltener Wintergast einzustufen ist (Mooij & Heinicke 2007, Mooij et al. 2007). Die wenigen an der Wattenmeerküste beobachteten farbmarkierten Zwerggänse stammten aus dem schwedischen Bestandsstützungsprogramm sowie norwegischen Aussetzungen (Bairlein et al. 2014). Eine Telemetriestudie wilder Zwerggänse zeigt, dass diese Art regelmäßig in Schleswig-Holstein vorkommt (Kruckenberg et al. 2023), vermutlich aber überwiegend übersehen wird. Im benachbarten Niedersachsen wurde die Art in den vergangenen Jahrzehnten verstärkt beobachtet (Kruckenberg & Krüger 2023) wie auch in Nordrhein-Westfalen (Koffijberg et al. 2023).

Blässgänse zeigen eine besonders hohe Affinität zu den Grünlandflächen in den Marschen. Die Naturschutzköge und deichnahen Marschen sind für Blässgänse attraktiv, besonders wenn die Grünlandflächen nass und flach mit Wasser überstaut sind. Von den Schlafplätzen auf den Gewässern der Feuchtgebietsköge und Wattflächen an der Wattenmeerküste legen sie morgens mit dem Hellwerden weite Flüge zu ihren Nahrungsflächen im Binnenland zurück, wo sie oftmals vermutlich auch noch weit außerhalb des Erfassungsbereiches weiden und sich so zum Teil den regelmäßigen Erfassungen bei den Springtidenzählungen entziehen. Zudem kehren sie oft erst bei völliger Dunkelheit aus dem Binnenland an die Schlafplätze an der Küste zurück, was man an ihrem lauten Geschnatter („Gegickel“) regelmäßig bemerken kann. Da der Erfassungsgrad im Binnenland in den ersten Jahren des Monitorings vor 2005

zudem noch geringer war, könnten die damals deutlich niedrigeren registrierten Bestände auch noch höher gewesen sein.

Obwohl Kurzschnabelgänse im benachbarten Dänemark in großer Zahl rasten und auch überwintern, sind die Rastbestände an der schleswig-holsteinischen Westküste vergleichsweise niedrig und räumlich stark auf das direkte Grenzgebiet beschränkt. Die Art hat ihr Zugverhalten in den letzten 70 Jahren grundlegend verändert. Noch in den 1950er-Jahren gab es wichtige Rastgebiete am niedersächsischen Jadebusen und im Leda-Jümmegebiet (Harrison 1952, Ringleben 1954, Atkinson-Willes 1961, Seidel 1979). In Schleswig-Holstein rasteten im Herbst bis in die 1950er-Jahre tausende von Kurzschnabelgänsen auf Föhr und ab den 1960er-Jahren war ein wichtiger Frühjahrsrastplatz im Rodenäs-Vorland bekannt (Busche 1977b). Nach massiven Eingriffen insbesondere am Schlafplatz der Gänse im Jadebusen, dem Bau des Leda-Sperrwerks, der Entwässerung und Besiedlung der Föhrer Marsch und der Eindeichung des Rodenäs-Vorlands (heute: Rickelsbüller Koog) sind diese Rastgebiete verwaist (Busche 1977b, Prokosch & Rösner 1991, Gerdes 2000, Kruckenberg 2021). Der Zug dieser Art führt nun überwiegend von Dänemark quer über die offene See nach Friesland (NL) und Flandern (B) und Kurzschnabelgänse treten nur noch in Ausnahmefällen an der deutschen Nordseeküste auf (Hummel 1980). In den vergangenen Jahrzehnten beginnen die Vögel als Folge der Klimaerwärmung früher mit dem Heimzug (Bauer et al. 2008) und suchen zunehmend weniger die Niederlande oder Belgien auf. Gleichzeitig hat die Art mit Novaja-Zemlja im Norden Russlands ein neues Brutgebiet erschlossen und in den letzten 15 Jahren eine neue Zugroute über Südschweden, Finnland und Karelien zum östlichen Rand der Barentssee entwickelt (Madsen et al. 2023).

Graugänse sind mittlerweile über das gesamte Jahr an der Wattenmeerküste präsent, während sie bis Ende der 1980er-Jahre die Region von Dezember bis Januar noch weitgehend verlassen haben. Die Graugänse, im späten Mittelalter als Brutvogel in Westeuropa ausgestorben, konnte nach Wiederansiedlungsprogrammen in den 1960-80er-Jahren nicht nur ihr natürliches Brutgebiet zurückerobern (Busche et al. 2021, Kruckenberg 2019), sondern auch die neu geschaffenen Feuchtgebiete wie etwa die Köge höchst erfolgreich besiedeln und hier sogar überregional bedeutende Mauserplätze etablieren (Hötter et al. 2018). Für die Graugänse stellen die von Ende Mai bis Ende Juni an das Grünland angrenzenden Feuchtgebiete wie der

Beltringharder Koog, der Hauke-Haien-Koog und die Eidermündung die wichtigsten Gebiete dar, wo sich die dann flugunfähigen Gänse zu tausenden sammeln.

Warum verlief die Bestandserholung bei mehreren Arten ähnlich?

Das Wattenmeer mit seinen Salzwiesen, den Halligen und Inseln sowie den angrenzenden Binnenlandflächen ist für herbivore Wasservögel von herausragender Bedeutung. Der stete Nährstoffzufluss durch Sedimente aus den großen Flüssen macht das Wattenmeer zu einem hoch produktiven Standort biologischen Lebens. Alle Zugvögel profitieren davon und nutzen die Ressourcen auf dem Zug schon seit Jahrtausenden. Die wenigen historischen Quellen berichten von diesem Gänseichtum im Wattenmeer und darüber hinaus (Übersicht in Kruckenberg et al. 2022). Die Intensivierung der Landwirtschaft ab Ende des 19. Jahrhunderts mit umfangreichen Eindeichungs- und Meliorationsmaßnahmen im gesamten Wintergebiet sowie intensive Nachstellung setzten die Populationen unter massiven Druck. Die zusätzlichen Massenfänge in den 1940er/50er-Jahren in der russisch-sibirischen Tundra durch die Insassen der stalinistischen Gulags (Nowak 1995) führte bei den

arktischen Gänsen zu massiven Bestandseinbrüchen, so dass nur noch ein "spärlicher Durchzug" (Ringleben 1957) zu beobachten war. Erst durch die international koordinierten Wasservogelerfassungen ab den 1950er-Jahren wuchs das Bewusstsein dafür und mündete in den 1970er-Jahren in der Ramsar-Konvention, in der sich die Flyway-Staaten zu einem verbesserten Schutz der Zugvogelarten und Feuchtgebiete verpflichteten. In der Folge wurden recht weitreichende Jagdeinschränkungen erlassen und Schutzgebiete ausgewiesen. Langsam erholten sich dann die meisten Gänsebestände seit den 1970er/80er-Jahren, vermutlich auch unterstützt durch die Intensivierung der Landwirtschaft (v.a. im Grünland) sowie die stetig milderen Winter (Kruckenberg et al. 2022). Die Graugans wurde zusätzlich durch Wiederansiedlungsprogramme wieder heimisch (Kruckenberg 2019). Einzig die Zwerg-, Waldsaat- und Rothalsgans konnten nicht von diesen Maßnahmen profitieren. Die Gründe sind weitgehend unbekannt. Möglicherweise könnten die zunehmenden wirtschaftlichen und touristischen Aktivitäten in den Brutgebieten dieser Arten und ein massiver Jagddruck eine große Rolle spielen (Bergmann et al. 2006).

Neben attraktiven und profitablen Nahrungsflächen stellen sichere Schlafplätze eine Grundbedingung für



Eine Rothalsgans unter Weißswanigen- und Blässgänsen in der Hattstedter Marsch, Nordfriesland. Red-breasted Goose among Bar-nacle Geese and White-fronted Geese in Hattstedter Marsch, North Frisia. Foto: Klaus Günther.



einen Gänseastplatz dar (Kruckenberg et al. 2022). Als sichere Schlafplätze nutzen die Gänse vor allem die eingedeichten Naturschutzköge am Nordseedeich vom Rickelsbüller Koog im Norden bis zum Meldorfer Speicherkoog im Süden sowie die Eidermündung, aber auch die Wattflächen, Sandbänke und bei Flut die Wasserflächen im Wattenmeer, von wo aus sie in der Morgendämmerung abfliegen und sich entlang der Küste und bis weit ins Binnenland verteilen. Ein Teil der Gänse kehrt erst abends oder wie die Blässgänse sogar nach der Dämmerung in völliger Dunkelheit zurück.

Habitatwahl

Die im Wattenmeer Schleswig-Holsteins rastenden Gänsearten unterscheiden sich nicht nur in ihrer Ökologie, sondern sind auch morphologisch durchaus verschieden. Sie unterscheiden sich in der Körpergröße, in der Schnabellänge (Owen 1980) und nicht zuletzt auch in ihrem Zugverhalten (Kear 2005). Entsprechend unterschiedlich stellt sich auch ihre Habitatnutzung bzw. die Nutzung der verschiedenen geografischen Bereiche des Wattenmeeres dar.

Die Ringelgans, die kleinste der Gänsearten des Wattenmeeres, bevorzugt im Frühjahr überwiegend die Salzwiesen der Halligen und Inseln für die Nahrungssuche. Ein im Vergleich zu früheren Jahren nur noch vergleichsweise kleiner Anteil und damit geringere Anzahlen an Individuen finden sich heute auf den Festlandssalzwiesen (Vorländern). Möglicherweise müssen sie diese wegen der insgesamt niedrigeren Anzahl an Ringelgänsen nicht mehr nutzen und konnten sich wieder auf die Halligen und Inseln zurückziehen. Vielleicht haben die Festlandssalzwiesen auch in ihrer Attraktivität für die Ringelgänse abgenommen, was mit dem veränderten Salzwiesenmanagement und der damit verbundenen Reduktion der durch Schafe beweideten Salzwiesenfläche (Stock & Maier 2016), sowie der gestiegenen Konkurrenz zu den Weißwangengänsen zusammen hängen könnte. Auch die Köge und die binnendeichs gelegenen Marschen an der Festlandsküste werden nur noch in geringem Ausmaß von den Ringelgänsen aufgesucht (Abb. 5). Im Herbst ist bei der Nutzung der Anteil von Sänden, Festlandssalzwiesen, Kögen und Marschen deutlich höher. Die Unterschiede in der Verteilung gegenüber dem Frühjahr sind mindestens teilweise auf die bevorzugte Nutzung von Seegrasswiesen als Nahrungsquelle im Herbst zurückzuführen (Ganter 2000).

Im Frühjahr finden sich die höchsten Bestandszahlen im April, der Zeit wo der Andelrasen *Puccinellia maritima* den höchsten verfügbaren Energiegehalt für die Gänse bietet (Drent 1980). Diesen benötigen die Gänse für die Vorbereitung des kommenden Heimzugs und der Brutperiode (Bergmann et al. 1994). Andel prägt die niedrigen Salzwiesen, die ein wichtiges Element der natürlichen Dynamik des Wattenmeeres sind. Das wird auch aus der räumlichen Verteilung der Gänse ersichtlich. Dort wo Salzwiesen neu entstehen, werden diese Salzwiesen stark präferiert (Stock et al. 2021).

Demgegenüber zeigen die Weißwangengänse eine deutlich abweichende Habitatnutzung im Gebiet (Abb. 13). Bereits im Herbst dominiert die Nutzung der Marschen und Köge. Während die Nutzung der Binnenlandmarschen über den Winter nahezu gleich bleibt, nimmt die Nutzung in den Kögen zum Mai hin deutlich zu. Vorländer, Halligen und Inseln werden von den Weißwangengänsen bei ihrer herbstlichen Ankunft genutzt, im Laufe des Winters allerdings nimmt der Anteil immer weiter ab. Erst ab Februar (Vorländer) bzw. Mitte März nimmt die Nutzung dann auf dem Heimzug wieder deutlich zu. Insgesamt wird deutlich, dass der von Drent (1980) beschriebene Habitatwechsel vom Binnenland in die Salzwiesen bei der Weißwangengans weniger deutlich ausgeprägt ist als bei der Ringelgans. Zwar macht die Binnenlandnutzung im April / Mai nur noch etwas mehr als ein Viertel aus (im Herbst rund die Hälfte), dennoch sind es knapp 50.000 Individuen, die im überwiegend deichnahen Grünland binnendeichs nach Nahrung suchen. Dies dürfte darin bedingt sein, dass beweidete Flächen eine höhere Tragkapazität als wenig oder unbeweidete Flächen haben (Weigt 2001). Waren die Weißwangengänse noch in den 1990er-Jahren auf den Inseln und Halligen eine Rarität, haben sie diese in den 2010er-Jahren als zusätzliche Nahrungsressource und Rastgebiete entdeckt. Da die Salz-Sekretionsdrüsen der Weißwangengänse weniger effizient als die der besonders an die Salzwiesen angepassten Ringelgänse sein sollen (Bergmann et al. 1994), ging man davon aus, dass vor allem die Halligen von den Weißwangengänsen nur schwer zu besiedeln sind. Möglicherweise gibt aber es auf den Halligen allein durch Regenwasser ausreichend trinkbares Wasser für die Weißwangengänse, wodurch sie diese trotz der Entfernung zu den traditionellen Rastplätzen am Festland für die Nahrungssuche erschließen konnten. Diese Entwicklung fiel zeitlich mit den ersten offiziellen Genehmigungen zur Vergrämung der Weißwangengänse 2012 in Dithmarschen zusammen (LLUR

2012). Zeitgleich nahmen die Rastbestände durch das Populationswachstum weiter zu, was eventuell zu einer wachsenden intraspezifischen Konkurrenz in den Festlandssalzwiesen führte und den Sprung auf die Halligen und Inseln mit bisher von den Weißwangengänsen ungenutzten Nahrungsressourcen forcierte.

Die Blässgans zeigt eine sehr deutliche Präferenz für die Binnendeichflächen (Abb. 38). Bereits bei der Ankunft im Oktober findet sich der Großteil der Blässgänse in den Marschen und Naturschutzkögen, nur wenige auf den Inseln. Dies bleibt so im gesamten Winterhalbjahr, auch wenn die Gesamtzahl der Blässgänse zum März hin deutlich ansteigt. Blässgänse zeigen auch andernorts eine hohe Präferenz für landwirtschaftliches Grünland (Borbach-Jaene et al. 2001). Vor dem Hintergrund der aktuellen Verteilung der Weißwangengänse vor Ort, könnte es auch sein, dass die Blässgänse zur Vermeidung von Nahrungskonkurrenz mit den Weißwangengänsen weiter ins Binnenland ausweichen, wie dies auch am Dollart beschrieben wurde (Kruckenberg & Kowallik 2008). Allerdings verlassen die Blässgänse vor dem Vegetationsschub in den Salzwiesen bereits Ende März Westeuropa und ziehen mit der Frostgrenze Richtung Brutgebiete (van Wijk et al. 2011).

Die Graugänse nutzen an der Wattenmeerküste außerhalb der Mauserzeit zunehmend auch die Salzwiesen zur Nahrungssuche und halten sich auch vermehrt auf den von Salzwasser stärker beeinflussten Halligflächen auf.

Die Bedeutung der Köge als Mauserplätze von Graugänsen

1993 wurden erstmals mausernde Graugänse in den Naturschutz- bzw. Speicherkögen an der Westküste Schleswig-Holsteins beobachtet (Koop 1999). Der Mauserbestand wuchs über die Jahrzehnte kontinuierlich an (Koop 2012) und umfasste 2020 inklusive der lokalen Brutvögel rund 38.000 Individuen. Dabei liegen die Schwerpunkte des Mauservorkommens im Beltringharder Koog und dem Hauke-Haien-Koog, sowie im Kattinger Watt an der Eidermündung. Aber auch an anderen Orten etablierten sich kleinere Mausergruppen, vor allem auf den Inseln, wo auch viele Vögel brüten. Da die Gänse während der Mauser ihr Großgefieder vollständig abwerfen, sind sie in dieser Zeit flugunfähig und scheuer. Nur Gebiete, die sich aufgrund von günstiger Nahrungsverfügbarkeit und Sicherheit in Form von Gewässern für die Vögel eignen, werden genutzt.

Teilweise ändern die Gänse bei drohenden Gefahren durch Prädation oder Störungen ihr Verhalten z.B. indem sie nachts zur Nahrungssuche aufbrechen (Koop 1999, Kahlert et al. 1996). Solche Mausergebiete werden von Vögeln aus einem sehr weiten Umfeld gezielt angefliegen (Haack & Ringleben 1972, Kruckenberg et al. 2022). Da für den Aufbau der neuen Federn zudem eine hochwertige Nahrung notwendig ist (Loonen et al. 1991, Fox & Kahlert 2000), können sich Mausergebiete auch verlagern, wenn sich die Bedingungen verändern (Nilsson et al. 2001). So zogen die Graugänse Schleswig-Holsteins in den 1970er- und 1980er-Jahren in die Niederlande (Knief 1991). Hier ist seit seiner Entstehung der Oostvaarderplassen in Flevoland ein international bedeutsamer Mauserplatz (Zijlstra et al. 1991, Nilsson et al. 2001). Einige Jahrzehnte später, mit der Etablierung der Mausergebiete in den Naturschutzkögen an der Westküste, kommen die Graugänse nun zur Mauser nicht nur aus dem direkten Umfeld, sondern auch aus den Niederlanden (Voslamber et al. 2010), Niedersachsen (Bairlein et al. 2020, Applegate 2022) sowie auch in Einzelfällen aus Norwegen oder Schweden (vgl. <https://www.geese.org>). Zudem haben sich im Zuge des Bestandswachstums der Grauganspopulation weitere bedeutsame Mauserplätze auch an den schleswig-holsteinischen Binnengewässern und an der Ostseeküste (Koop 1999, 2012), in Dänemark (Fox et al. 1998) und in Schweden (van Essen & Beinert 1982, Nilsson & Hermannsson 2019) entwickelt. Nach der Mauser kommt es sowohl zu entsprechenden Zugbewegungen als auch zu zwischenzeitlichen Sammelpätzen (Haack & Ringleben 1972).

Die Bedeutung der Naturschutzköge an der Westküste

Nach den großen ‚Mandränken‘ im Mittelalter, die großflächig Marschland überfluteten und wegschwemmen, wurde in den nachfolgenden Jahrhunderten durch Deichbau dem Meer wieder Land abgerungen und landwirtschaftlich genutzt (Meier 2019). Diese Bereiche nennt man in Schleswig-Holstein ‚Köge‘, in Niedersachsen und den Niederlanden ‚Polder‘. Erst die in den 1980er-Jahren eingedeichten Köge sollten neben dem Küstenschutz auch Naturschutzzwecken dienen (Klinner-Hötker et al. 2021, Prokosch 2021). Diese neu entstandenen Köge mit großflächig eingedeichten Salzwiesengebieten boten als Nahrungsflächen über viele Jahre den Gänsen günstige Bedingungen (Gloe

1984, 1986, 1998). Doch ohne den regelmäßigen Salzwassereinfluss unterlagen diese Flächen bald der Sukzession, verschilften oder verbuschten. Dies war mit einer abnehmenden Eignung für die Gänsebeweidung verbunden. Eindrücklich zeigt sich das im südlichen Bereich des Beltringharder Koogs und im NSG ‚Kronloch‘ im Meldorfer Speicherkoog, wo auf den ehemaligen Wattflächen und Salzwiesen erst Schilfwälder und dann Wälder aus Weidenbäumen heran wuchsen. Andere Bereiche in den Kögen wurden hingegen durch extensive Beweidung und durch regelmäßiges Mulchen oder Mähen und ein angepasstes Wassermanagement offen gehalten (Prokosch 2021). Diese Bemühungen wurden ab dem Jahr 2012 wieder deutlich verstärkt, als im Rahmen des auf zehn Jahre angelegten EU-Life-Projektes ‚Limosa‘ die Bedingungen für brütende Wiesenvögel durch viele Maßnahmen verbessert wurden, was sie auch als Äsungsflächen für Gänse deutlich aufwertete oder wieder neu nutzbar machte.

Ausblick

Die vorliegenden Auswertungen zeigen den hohen Wert von Langzeitbeobachtungen der Vogelwelt in Norddeutschland. Das Rastvogelmonitoring mit durchgängig 15-tägigen Erfassungen von 1986 bis 2020 ist für Deutschland einzigartig. Derartige Datenreihen sollten vor dem Hintergrund der massiven Veränderungen der Vogelwelt zum Beispiel als Folge des Klimawandels oder der sich stetig ändernden Agrarpolitik unbedingt beibehalten und gegebenenfalls ins Binnenland ausgeweitet werden. Diese Daten sind die Grundlage für einen effektiven und faktenbasierten Zugvogelschutz im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und den angrenzenden Gebieten. Als diese sind anlasslos erhobenen Daten eine gewichtige Basis zum Umgang mit den andauernden Konflikten mit der Landwirtschaft, die aber ohnehin in ihrer Komplexität kaum vom Naturschutz allein zu lösen sind (zu Ursachen und Lösungswegen vgl. Kruckenberg et al. 2021), aber auch zur Bewertung von touristischen oder ökonomischen Anliegen (z. B. Ausbau erneuerbarer Energien). Selbstverständlich sollte allerdings auch sein, dass ein kontinuierliches Langzeitmonitoring auch ein wesentlicher Aspekt bei der Beurteilung der Entwicklung des Nationalparks und des UNESCO-Weltnaturerbes Wattenmeer als zentrale Drehscheibe des Vogelzuges in der Westpaläarkt ist.

6 Dank

Herzlich ist allen Vogelzählern im Rastvogel-Monitoring im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer der letzten Jahrzehnte für ihren unermüdlischen Einsatz zu danken. Allen voran sind die vielen Mitarbeiter der Freiwilligendienste zu nennen. Dies sind die Zivildienstleistenden bis zum Jahr 2011, die Mitarbeiter im Bundesfreiwilligendienst (BFD) und im Freiwilligen Ökologischen Jahr (FÖJ) der betreuenden Naturschutzverbände des Nationalparks (Schutzstation Wattenmeer, Naturschutzbund NABU, Verein Jordsand, Naturschutzgemeinschaft Sylt, Öömrang Ferian, World Wildlife Fund WWF, Naturschutzverein Südtondern, Naturschutzverein Wiedingharde), den Rangern der Nationalparkverwaltung (LKN) sowie den ehrenamtlichen Zählern. Großer Dank gilt auch Dr. Hans-Ulrich Rösner, der nicht nur maßgeblich am Aufbau des Monitorings beteiligt war, sondern auch mit der Programmierung der relationalen 4D-Datenbank von Anfang an eine digitale Speicherung und Auswertung der großen Datenmengen ermöglichte und über mehr als 3 Jahrzehnte sicherstellte. Gedankt sei auch dem Umweltministerium Schleswig-Holsteins und der Nationalparkverwaltung für die langjährige Finanzierung der Koordination des Rastvogelmonitorings und der Beauftragung der Naturschutzverbände mit der Betreuung des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, wozu auch die Vogelzählungen gehören. Dies und die ebenfalls dankenswerte Finanzierung der Freiwilligendienste durch Bundes- und Landesministerien ist die Grundlage für dieses große Netzwerk an Stationen und die große Zahl an Mitarbeitern, um ein solches Monitoring dauerhaft und verlässlich durchführen zu können.

7 Summary: Population development of roosting geese on the Schleswig-Holstein Wadden Sea coast from 1986 to 2020

From 1986 to 2020, all staging geese as well as all waterbirds, shorebirds, gulls and terns in a very large part of the Schleswig-Holstein Wadden Sea National Park were counted twice a month during the high tide period at spring tide as part of the Trilateral Wadden Sea Monitoring (TMAP). In addition to the National Park areas and embanked wetland nature sanctuaries, the inland marshes close to the dikes were also counted at least during Wadden Sea-wide

synchronous counts, but in some areas also during spring tides in the winter half-year.

With the general population growth of almost all goose species during the last decades, the resting populations on the Schleswig-Holstein Wadden Sea coast have also increased significantly. The strongest and continuing population increase was recorded for Barnacle Geese *Branta leucopsis* with a maximum of 244,000 individuals, as well as for Greylag Geese *Anser anser* with up to 38,000 individuals and White-fronted Geese *Anser albifrons* with a maximum of almost 14,000 individuals.

Largely constant resting populations over the last 20 years were recorded for the Dark-bellied Brent Geese *Branta bernicla bernicla* with about 80,000 individuals in spring, after they had reached their highest numbers in the early 1990s with up to 131,000 individuals following a strong population increase since the 1960s.

Pink-footed Geese *Anser brachyrhynchus* as well as Tundra Bean Geese *Anser serrirostris* appear only

locally with up to some dozens or a few hundred individuals on the Wadden Sea coast. The very rare Taiga Bean Geese *Anser fabalis* only occurred in very cold winters with up to 300 individuals. Light-bellied *Branta b. hrota* and Black-bellied Brent Geese *B. b. nigricans* are observed regularly in very small numbers among the Dark-bellied Brent Geese. Light-bellied Brent Geese also showed up in very cold winters with up to 150 individuals. A few Red-breasted Geese *Branta ruficollis* occur regularly also, in most cases single birds or small groups of up to four birds, in spring and autumn in the flocks of Dark-bellied Brent or Barnacle Geese. The rare Lesser White-fronted Geese *Anser erythropus* or alien species such as Snow Geese *Anser caerulescens* and Bar-headed Geese *Anser indicus* have hardly been observed in recent years.

Significant changes in the temporal and spatial distribution were shown above all by Barnacle Geese, which, after a strong concentration along the mainland coast on foreland salt marshes and the inland



Ringelgänse auf Hallig Hooge, Nordfriesland. // Brent Geese on Hallig Hooge, North Frisia. Foto: Hans-Ulrich Rösner.

marshes for many years, expanded their distribution in the last 10 years to the Halligen and islands in the Wadden Sea with up to 60,000 individuals, where the Brent Geese have their core area. In addition, Barnacle Geese have extended their staging period in spring by 4–6 weeks over the last three decades and now depart for their arctic breeding grounds in northern Russia as late as mid-May mainly, while for the other goose species no noticeable changes in the timing of migration have been observed.

7 Literatur

- 4D Inc 2021. Forth dimension. MAC database software, San Jose, USA, <https://www.4d.com>
- Applegate, M. 2022. Differences in moult migration between two proximate subpopulations of Greylag Geese. Masterarbeit Rheinische Friedrichs-Wilhelms-Universität Bonn.
- Atkinson-Willes, G.L. 1961. Emsland without Wildfowl. The Wildfowl Trust Annual Report 12: 34–39.
- Bairlein, F., J. Dierschke, V. Dierschke, V. Salewski, O. Geiter, K. Hüppop, U. Lötten & W. Fiedler 2014. Atlas des Vogelzugs. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Bairlein, F., O. Keuling, H. Kruckenberg, S. Moonen & U. Siebert 2020. Untersuchungen zum Einfluss der Jagd als Störfaktor für Gänse. Abschlussbericht 2015–2019 an das VNRs. Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. IfV, ITAW & IWWR, Wilhelmshaven, Hannover, Verden.
- Bauer, S., M. van Dinther, K.A. Høgda, M. Klaasen & J. Madsen 2008. The consequences of climate-driven stop-over sites changes on migration schedules and fitness of Arctic geese. *Journal of Animal Ecology* 77: 654–660.
- Bergmann, H.-H., M. Stock & B. ten Thoren 1994. Ringelgänse: arktische Gäste an unseren Küsten. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Bergmann, H.-H., T. Heinicke, K. Koffijberg, C. Kowallik & H. Kruckenberg 2005. Wilde Gänse - erkennen, beobachten, zählen. *Angewandte Feldbiologie* Bd. 1: 1–67.
- Bergmann, H.-H., H. Kruckenberg & V. Wille 2006. Wildgänse – Wanderer zwischen Wildnis und Weideland. G. Braun Verlag, Karlsruhe.
- Borbach-Jaene, J., H. Kruckenberg, G. Lauenstein & P. Südbeck 2021. Arktische Gänse als Rastvögel im Rheiderland - Eine Studie zur Ökologie und zum Einfluss auf den Ertrag landwirtschaftlicher Kulturen. Landwirtschaftsverlag Weser-Ems, Oldenburg.
- Boudewijn, T.J. & B.S. Ebbing 1994. General review: Dark-bellied Brent Geese in the Wadden Sea area. Pp. 39–49 in: J. van Nugteren: Dark-bellied Brent Geese in the Wadden Sea. The Dutch Society for the preservation of the Wadden Sea.
- Busch, J.A. & A. Bostelmann 2019. Das Wattenmeer als gemeinsame Verantwortung verstehen. *Biologie in unserer Zeit* 49: 40–49.
- Busche, G. 1977a. Zum Wintervorkommen der Nonnengans (*Branta leucopsis*) an der Westküste Schleswig-Holsteins. *Vogelwarte* 29: 116–122.
- Busche, G. 1977b. Gänse im Westen Schleswig-Holsteins. *Die Heimat* 84: 340–349.
- Busche, G. 1991. Nonnengans, Weißwangengans - *Branta leucopsis*. In: R.K. Berndt & G. Busche: *Vogelwelt Schleswig-Holsteins*, Bd. 3: 89–100. Wachholtz, Neumünster.
- Busche, G., D. Drenckhahn & B. Koop 2021. Neue Avifauna Schleswig-Holsteins - Nandu, Anseres - Version 2021. Beiträge zur Avifauna Schleswig-Holsteins (Beitr. AviF SH) 1:1–50. <https://doi.org/10.36215/AvSh.2021.0302>
- Clausen, P., J. Madsen, S.M. Percival, G.Q.A. Anderson, K. Koffijberg, F. Mehlum & D. Vangeluwe 1999. Light-bellied Brent Goose *Branta bernicla hrota*: Svalbard. In: Madsen, J., G. Cracknell & A.D. Fox: *Goose Populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution*. Wetlands International Publ. No. 48, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. National Environmental Research Institute, Rønde, Dänemark. 344 S.
- Dierschke, J. 2010. Seltene Gänse auf Kälteflucht. *Falke* 57: 122–123.
- Dierschke, J. 2014. Das Vorkommen der Pazifischen Ringelgans *Branta bernicla nigricans* in Deutschland. *Seltene Vögel in Deutschland* 2013: 40–49.
- Drenckhahn, D., R. Heldt jun. & R. Heldt sen. 1971. Die Bedeutung der Nordseeküste Schleswig-Holsteins für einige eurasische Wat- und Wasservögel mit besonderer Berücksichtigung des Nordfriesischen Wattenmeeres. *Natur und Landschaft* 46: 338–346.
- Drent, R.H. 1980. Goose flocks and food exploitation: How to have your cake and eat it. *Acta Congressus Internationalis Ornithologici Berlin* 217: 800–806.
- Ebbing, B.S. 2014. *De rotgans*. Atlas Contact, Amsterdam.
- Engelmoer, M., J. Taal, E. Wymenga & R. Kuijpers 2001. Aantalsafname bij de Rotgans *Branta bernicla* langs de Friese waddenkust. *Limosa* 74: 41–56.
- Enemark, J. 1994. Wadden sea policy in the three countries. *IWRB Special Publication* 21: 21–22.
- Feige, N., H.P. van der Jeugd, A.J. van der Graaf, K. Larsson, A. Leito & J. Stahl 2008. Newly established breeding sites of the Barnacle Goose *Branta leucopsis* in North-western Europe - an overview of breeding habitats and colony development. *Vogelwelt* 129: 244–252.
- Fox, A.D. & J. Kahlert 2000. Do moulting Greylag Geese *Anser anser* forage in proximity to water in response to food availability and / or quality? *Bird Study* 47: 266–274.
- Fox, A.D., J. Kahlert & H. Ettrup 1998. Diet and habitat use of moulting Greylag Geese *Anser anser* on the Danish island of Saltholm. *Ibis* 140: 676–683.

- Fox, A. D., B. S. Ebbinge, C. Mitchell, T. Heinicke, T. Aarvak, K. Colhoun, P. Clausen, S. Dereliev, S. Faragó, K. Koffijberg, H. Kruckenberg, M. J. J. E. Loonen, J. Madsen, J. H. Mooij 2010. Current estimates of goose population sizes in western Europe, a gap analysis and an assessment of trends. *Ornis Svecica* 20: 115–217.
- Ganter, B. 2000. Seagrass (*Zostera* spp.) as food for Brent Geese (*Branta bernicla*): an overview. *Helgoland Marine Research* 54: 63–70.
- Ganter, B. 2021. Pfeifen auf die Arktis? Brütende Weißwangengänse in gemäßigten Breiten Europas. *Seevögel* 42, Sonderheft: 48–49.
- Gerdes, K. 2000. Die Vogelwelt des Landkreis Leer und der Nordseeinsel Borkum. Schuster, Leer.
- Gloe, P. 1984. Vegetationsverhältnisse an Nahrungsplätzen der Weißwangengans, *Branta leucopsis*, 1984 nach Eindeichung an der Meldorfer Bucht. *Corax* 10: 468–473.
- Gloe, P. 1986. Unterschiedliche Wahl von Pflanzenvorkommen als Nahrung durch Ringelgans (*Branta bernicla*), Weißwangengans (*Branta leucopsis*) und Pfeifente (*Anas penelope*) im Helmsanderkoog (Meldorfer Bucht). *Corax* 12: 58–67.
- Gloe, P. 1998. Zur Entwicklung des Vorkommens von Weißwangengänsen (*Branta leucopsis*) in den Speicherkögen an der Meldorfer Bucht (Westküste von Schleswig-Holstein) 1990–1998. *Corax* 17: 191–198.
- Günther, K. 1998. Rastvogel-Monitoring im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer, Bericht 1996/97. WWF Husum, unveröffentlicht. 147 S.
- Günther, K. 1999a. Rastvogel-Monitoring im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer, Bericht 1997/98. WWF Husum, unveröffentlicht. 183 S.
- Günther, K. 1999b. Rastvögel im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer [Hrsg.]: Wattenmeermonitoring 1999. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning.
- Günther, K. 2000a. Rastvogel-Monitoring im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer, Bericht 1998/99. WWF Husum, unveröffentlicht. 49 S.
- Günther, K. 2000b. Rastvögel im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer: Wattenmeermonitoring 2000 - Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning.
- Günther, K. 2002. Rastvogel-Monitoring im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer, Bericht 1999–2001. WWF Husum, unveröffentlicher Bericht. 37 S.
- Günther, K. 2003. Rastvogel-Monitoring im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer, Bericht 2001–2002. WWF Husum, unveröffentlicher Bericht. 138 S.
- Günther, K. 2005 bis 2017. Rastvogel-Monitoring im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer, Berichte an das Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Schutzstation Wattenmeer Husum, unveröffentlichte Berichte.
- Günther, K. & H.-U. Rösner 2000. Bestandsentwicklung der im schleswig-holsteinischen Wattenmeer rastenden Wat- und Wasservögel von 1988 bis 1999. *Vogelwelt* 121: 293–299.
- Günther, K., U. Helbing, B. Koop & S. Wolff 2021. Weißwangengänse in Schleswig-Holstein. *Seevögel* 42, Sonderheft: 18–25.
- Haack, W. & H. Ringleben 1972. Über den Mauserzug nicht-brütender Graugänse (*Anser anser*) im nord- und mitteleuropäischen Raum. *Vogelwarte* 26: 257–276.
- Harrison, J.G. 1952. *Estuary Saga*. H.F. & G. Witherby Ltd., London.
- Hötker, H., J. Sohler, H. A. Bruns, B. Koop, K.-M. Thomsen 2018. Gänse 2025 – Untersuchungen 2016/2017. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen, im Auftrag der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein.
- Howes, J. 1989. *Shorebird Studies Manual*. Asian Wetland Bureau Publ. 55, Kuala Lumpur.
- Hummel, D. 1980. Durchzug und Überwinterung der Kurzschnabelgans (*Anser brachyrhynchus*) im Bereich der Nordseeküste (1974–1977). *Vogelwelt* 101: 121–131.
- Jones, T., Martin, K., Barov, B., Nagy, S. 2008. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Western Palearctic Population of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus*. AEWA Technical Series No. 36, Bonn.
- Kahlert, J., A.D. Fox & H. Etrup 1996. Nocturnal feeding in moulting Greylag Geese *Anser anser* – anti-predator response? *Ardea* 84: 15–22.
- Kear, J. 2005. *Ducks, Geese and Swans of the world* (Vol. 1+2). Oxford University Press, Oxford UK.
- Kempf, N., D.M. Fleet, H. U. Rösner & P. Prokosch 1989. Brut- und Rastvogelzählungen im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer 1987/1988. Tönning, 96 S.
- Kleefstra, R., T. Bregnballe, J. Frikke, K. Günther, B. Hälterlein, M. B. Hansen, M. Hornman, J. Ludwig, J. Meyer, & G. Scheiffarth 2022. Trends of Migratory and Wintering Waterbirds in the Wadden Sea 1987/1988–2019/2020. *Wadden Sea Ecosystem* No. 41. Common Wadden Sea Secretariat, Expert Group Migratory Birds, Wilhelmshaven, Germany.
- Klinner-Hötker, B., W. Petersen-Andresen & H. Hötker 2021. Die Brutvögel des Beltringharder Kooges. *Corax* 24 Sonderheft: 15–170.
- Knief, W. 1991. Graugans - *Anser anser*. In: Berndt, R.K. & G. Busche: *Vogelwelt Schleswig-Holsteins* Bd. 3: 66–82. Wachholtz, Neumünster.
- Koffijberg, K., E. van Winden, P. Clausen, R. N. Nielsen, K. Devos, F. Haas, L. Nilsson, K. Isaksen, H. Hjelberg, J.



- Madsen, T. Lehtinimie, T. Toivanen, I. Tombre & J. Wahl 2020. Barnacle Goose Russia/Germany & Netherlands population status report 1980–2018. AEWA European Goose Management Platform Data Centre - Doc. AEWA/EGMIWG/5.17.
- Koffijberg, K., C. Kowallik, B. Beckers, A. Müller & W. Pott 2023. Zunahme von Zwerggänsen *Anser erythropus* in Nordrhein-Westfalen von 2011 bis 2022. *Charadrius* 59: 1–12.
- Koop, B. 1999. Mauerplätze der Graugans, *Anser anser*, in Schleswig-Holstein – eine neue Entwicklung. *Corax* 18: 66–72.
- Koop, B. 2012. Mauernde Wasservogel in Schleswig-Holstein mit besonderer Berücksichtigung der Vorkommen in den EU-Vogelschutzgebieten. *Corax* 22: 117–152.
- Kruckenbergh, H., J.H. Mooij, P. Südbeck & T. Heinicke 2011a. Die internationale Verantwortung Deutschlands für den Schutz arktischer und nordischer Wildgänse Teil 1: Verbreitung der Arten in Deutschland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43: 334–342.
- Kruckenbergh, H., J.H. Mooij, P. Südbeck & T. Heinicke 2011b. Die internationale Verantwortung Deutschlands für den Schutz arktischer und nordischer Wildgänse Teil 2: Bewertung, Gefährdung und Schutzmaßnahmen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43: 371–378.
- Kruckenbergh, H. 2019. Das Brutvorkommen der Graugans *Anser anser* in Niedersachsen und Bremen mit Anmerkungen zum Vorkommen von Kanadagans *Branta canadensis*, Weißwangengans *Branta leucopsis* und Nilgans *Alopochen aegyptiaca* – Ergebnisse der landesweiten Erfassung 2016. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* 44: 181–203.
- Kruckenbergh, H. 2021. Sixty years later: Emsland still without wildfowl? *Wildfowl* 71: 3–28.
- Kruckenbergh, H. 2022. Die Geflügelpest greift um sich. *Falke* 10/2022: 7–13.
- Kruckenbergh, H. & C. Kowallik 2008. Verdrängen Weißwangengänse *Branta leucopsis* die Blässgänse *Anser albifrons* aus ihren Nahrungsgebieten am Dollart? *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* 40: 417–428.
- Kruckenbergh, H. & T. Krüger 2023. Current status of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* in northwest Germany (Lower Saxony and Bremen), an important stop-over and wintering area. *Vogelwelt* 141: 101–110.
- Kruckenbergh, H., B. Ganter & P. Prokosch 2021. Gänse und Landwirtschaft – ein unlösbarer Konflikt? *Seevogel* 42, Sonderheft: 80–84.
- Kruckenbergh, H., A. Kölzsch, J.H. Mooij & H.-H. Bergmann 2022. Das große Buch der Gänse. AULA, Wiebelsheim.
- Kruckenbergh, H., S. Moonen, N. Liljebäck & G.J.D.M. Müskens 2023. Migration routes and stepping stones along the western flyway of Lesser White-fronted Geese (*Anser erythropus*). *Bird Conservation International*. <https://doi.org/10.1017/S0959270922000478>
- Liedke, W., A. Klubertanz, U. Kretschmer, P. Göbel, U. Gohl, R. Leumeier, U. Pfennig, B. Pollmann, J. Popp, H. Scharf, B. Weiler & T. Wengel 2007. Die letzten Paradiise - das große Handbuch der deutschen Natur- und Nationalparks. Bruckmann, München.
- Liljebäck, N. 2015. Projekt Fjällgås: Fünfzehn Jahre harte Arbeit und politische Diskussionen, fünf Jahre neue Hoffnung und künftige Herausforderungen um die Rettung der Zwerggans. *Vogelwarte* 53(2): 210–211.
- Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR) 2012. Gänse und Schwäne in Schleswig-Holstein – Lebensraumsprüche, Bestände und Verbreitung. *LLUR Natur* 21: 1–46.
- Loonen, M. J. J. E., M. Zijlstra & M. R. van Eerden 1991. Timing of wing moult in Greylag Geese *Anser anser* in relation to the availability of their food plants. In: Fox, A. D., J. Madsen & J. van Rhijn. *Western Palearctic Geese*. Proc. IWRB Symposium Kleve 1989. *Ardea* 79: 253–260.
- Madsen, J., G. Cracknell, A. D. Fox [Hrsg.] 1999. *Goose populations of the Western Palearctic*. Wetlands International Publ. No. 48, Wageningen.
- Madsen, J., C. Jaspers, J. Frikke, O. M. Gundersen, B. Nolet, K. Nolet, K. H. T. Schreven, C. Sonne & P. P. de Vries 2019. A gloomy future for light-bellied brent geese in Tusenøyane, Svalbard, under a changing predator regime. *Polar Research* 2019, 38: 3393. <https://dx.doi.org/10.33265/polar.v38.3393>
- Madsen, J., K. H. T. Schreven, G. H. Jensen, F. A. Johnson, L. Nilsson, B. A. Nolet & J. Pessa 2023. Rapid formation of a new migration route and breeding area by Arctic geese. *Current Biology*. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2023.01.065>
- Meier, D. 2019. Schleswig-Holstein – eine Landschaftsgeschichte. Boyens, Heide.
- Meltofte, H., J. Blew, J. Frikke, H.-U. Rösner & C. Smit 1994. Numbers and distribution of waterbirds in the Wadden Sea. IWRB Special Publication 34 & Wader Study Group Bull. 74, Special Issue.
- Mooij, J. H. 2009. Wildgänse in Europa - gestern, heute und in der Zukunft. *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 35: 299–240.
- Mooij, J. H. & T. Heinicke 2007. Neue Erkenntnisse zum Auftreten und Schutz der Zwerggans *Anser erythropus* in Deutschland. *Charadrius* 43: 171–184.
- Mooij, J. H., P. Hansson, H. Kampe-Persson & L. Nilsson 2007. Analysis of historical observations of Fennoscandian Lesser White-fronted geese *Anser erythropus* in Sweden and the Western Palearctic. *Vogelwelt* 128: 269–280.
- Nilsson, L. & C. Hermansson 2019. The establishment of a new major moulting site for Greylag Geese *Anser anser* at Lake Hornborgasjön, southern Sweden. *Wildfowl* 69: 93–104.
- Nilsson, L., J. Kahlert & H. Persson 2001. Moulting and migration of Greylag Geese *Anser anser* from a population in Scania, south Sweden. *Bird Study* 48: 129–138.

- Nowak, E. 1995. Jagdaktivitäten in der Vergangenheit und heute als Einflussfaktor auf Gänsepopulationen und andere Vögel Nordsibiriens. In: Prokosch, P. & H. Hötker: Faunistik und Naturschutz auf Taimyr - Expeditionen 1989–1991. Corax 16, Sonderheft, 143–159.
- Owen, M. 1980. Wild geese of the world. Batsford Ltd., London.
- Pebesma, E. 2018. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. The R Journal 10 (1), 439–446. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>
- Prokosch, P. 2021. Die neuen Naturschutz-Köge an der nordfriesischen Festlandküste. Seevögel 42 Sonderheft: 50–53.
- Prokosch, P. & H.-U. Rösner 1991. Kurzschnabelgans - *Anser brachyrhynchus*. In: R. K. Berndt & G. Busche: Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Bd. 3: 57–59. Wachholtz, Neumünster.
- R Core Team 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Ringleben, H. 1954. Die Kurzschnabelgans (*Anser fabalis brachyrhynchus* Baillon) im niedersächsischen Binnenland. Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens 7: 78–80.
- Ringleben, H. 1957. Saatgänse (*Anser fabalis*) als Durchzügler und Wintergäste in Deutschland. Vogelring 26: 65–73.
- Rohweder, J. 1875. Die Vögel Schleswig-Holsteins und ihre Verbreitung in der Provinz nebst einer graphischen Darstellung ihrer Zug- und Brutverhältnisse. In: Jahresbericht, Königliches Gymnasium und Höhere Bürgerschule zu Husum, 14. März 1875: 1–24.
- Rösner, H.-U. 1994. Rastvögel im Wattenmeer: Bestand, Verteilung und Raumnutzung. Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Husum.
- Rösner, H.-U. & K. Günther 1996. Monitoring von rastenden Wat- und Wasservögeln im Wattenmeer. Vogelwelt 117: 295–301.
- Rösner, H.-U. & P. Prokosch 1992. Coastal birds counted in a spring-tide rhythm – a project to determine seasonal and long-term trends of numbers in the Wadden Sea. Netherlands Institute for Sea Research Publ. Ser. 20: 275–279.
- Seidel, F. 1979. Unsere Vögel zwischen Moor und Meer. - 12. Wildgänse am Jadebusen. Wilhelmshavener Zeitung, Sonderbeilage: 1–3.
- Stock, M. & M. Maier 2016. Salzwiesenschutz im Nationalpark Wattenmeer – ein Überblick. Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 44: 131–156.
- Stock, M., F. Hofeditz & M. Kühn 2021. Salzwiesenschutz im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer: Ziele und Erfahrungen mit Weißwangengänsen. Seevögel 42, Sonderheft: 54–58.
- Stroud, D.A., J.-Y. Pirot & M. Smart 2022. The International Waterfowl (and Wetlands) Research Bureau: c. 1945–1995. Wildfowl 72: 3–60.
- Syroechkovsky jr, E.E. 1997. Mixed colonies of two subspecies of Brent Geese in the Olenyok Bay, Yakutia. Kasarka 3: 124–125.
- Tennekes, M. 2018. Tmap: Thematic Maps in R. Journal of Statistical Software, Articles 84 (6): 1–39. <https://doi.org/10.18637/jss.v084.i06>
- van Nugteren, J. 1997. Dark-bellied Brent Goose *Branta bernicla bernicla* Flyway Management Plan. Coproduction IKC Natuurbeheer Nr. C-17, Wageningen, The Netherlands.
- van Wijk, R.E., A. Kölzsch, H. Kruckenberg, B.S. Ebbinge, G. J.D.M. Müskens & B.A. Nolet 2011. Individually tracked geese follow peaks of temperature acceleration during spring migration. Oikos 121: 655–664.
- von Essen, L. & R. Beinert 1982. Moulting *Anser anser* along the Gotland coast. Aquila 89: 27–37.
- Voslamber, B., E. Knecht & D. Kleijn 2010. Dutch Greylag Geese *Anser anser*: migrants or residents? Ornis Svecica 20: 207–214.
- Wahl, J., R. Dröschmeister, C. König, T. Langgemach & C. Sudfeldt 2017. Vögel in Deutschland – Erfassung rastender Wasservögel. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- Weigt, H. 2001. Keine Rinder – keine Gänse? Beweidungseinstellung in der Leybucht und ihre Folgen. Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 33: 163–169.
- Weigt, H., M. Strickert & J. Borbach-Jaene 2002. Beweidungseinstellung in der Leybucht – Einflüsse auf die Habitatwahl der Meerresgänse *Branta leucopsis* und *B. bernicla*. Vogelwelt 123: 311–317.
- Wickham, H., R. François, L. Henry & K. Müller 2022. dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.0.10. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>
- Wille, V., A. Barkow, J. Linke & N. Feige 2011. Langfristige Entwicklung des Brutbestandes der Uferschnepfe *Limosa limosa* am Unteren Niederrhein. Charadrius 47: 122–140.
- Zijlstra, M., M. J. J. E. Loonen, M. R. van Eerden & W. Dubbel-dam 1991. The Oostvaarderplassen as a key moulting site for Greylag Geese *Anser anser* in western Europe. Wildfowl 42: 45–52.