

Bestandsentwicklung des Mäusebussards *Buteo buteo* in Schleswig-Holstein – ein weiterer Feldvogel für die Rote Liste ?

Birger Reibisch, Thomas Grünkorn, Manuela Heiden

Reibisch, B., T. Grünkorn & M. Heiden 2021. Bestandsentwicklung des Mäusebussards *Buteo buteo* in Schleswig-Holstein – ein weiterer Feldvogel für die Rote Liste? Corax 24: 499–527.

Für die vorliegende Zusammenstellung von Untersuchungen zum Brutbestand des Mäusebussards in Schleswig-Holstein stehen Daten von 16 Probeflächen von Süderlügum im Nordwesten bis Breitenfelde im Südosten zur Verfügung. Die Ergebnisse der Brutbestandsentwicklung lassen sich in drei Gruppen zusammenfassen. Die Geestgebiete der Untersuchungsflächen im Raum Schleswig weisen in der Zeit von der Jahrtausendwende bis heute starke Rückgänge des Brutbestands des Mäusebussards auf. Auch kurzfristig gehen hier die Bestände weiter zurück. Die Untersuchungen auf den Flächen um Kiel dokumentieren ebenfalls Rückgänge, jedoch nicht von gleicher Intensität. Der Brutbestand des Mäusebussards im Untersuchungsgebiet Barmstedter Geest bleibt im selben Zeitraum im Wesentlichen gleich bzw. steigt leicht an.

Auf Grundlage der in dieser Untersuchung ermittelten Brutbestandsdaten und weiterer Ergebnisse aus den Jahren 2017 bis 2020 wird der Brutbestand für Schleswig-Holstein auf 3.700 bis 4.400 Paare geschätzt. Auch landesweit scheint der Brutbestand des Mäusebussards also deutlich zurückzugehen, was mit der Entwicklung in den benachbarten Regionen in Deutschland und Dänemark korreliert.

Als mögliche Ursachen für den Rückgang des Brutbestands des Mäusebussards auf dem weit überwiegenden Teil der Untersuchungsflächen werden Nahrungsmangel in Folge der Intensivierung der Landwirtschaft, Vitalitätsverlust durch Umweltgifte, Verluste an Windenergieanlagen und im Bahn- und Straßenverkehr, Prädation im Wesentlichen durch den Uhu, anthropogene Verfolgung und Wettereinflüsse diskutiert. Auch wenn verschiedene Studien Zusammenhänge von Alt- und Jungvogelmortalität mit den diskutierten möglichen Gründen nachweisen, lässt sich mit den bisherigen Ergebnissen dieser Untersuchung keine Gewichtung der Ursachen vornehmen. Es ist aber anzunehmen, dass diese kumulativ wirken.

Es ist also insgesamt von einem deutlichen Rückgang der Brutpopulation des Mäusebussards auszugehen. Die Ursachen sind nicht eindeutig zu quantifizieren, bestehen aber alle weiter fort. Auch in Zukunft ist ein weiterer Rückgang zu erwarten und es scheint dringend erforderlich, die weitere Entwicklung zu erfassen, genauer zu untersuchen und die Bedingungen für den Mäusebussard jetzt zu verbessern.

Birger Reibisch, Söhren 6, 24248 Mönkeberg, reibisch@oagsh.de
Thomas Grünkorn, Waldmühle 3, 24837 Schleswig, tgruenkorn@t-online.de
Manuela Heiden, Tannenredder 3, 24211 Pohnsdorf, manuela.heiden@gmx.de

1 Einleitung

Unter dem Titel Mäusebussard und Windkraft fand 2018 ein Expertengespräch mit Vertreter*innen der Verbände und des amtlichen Naturschutzes sowie der Landesplanung statt. Anlass waren der durch die PROGRESS-Studie (Grünkorn et al. 2016) nachgewiesene hohe Anteil an Mäusebussarden unter den Kollisionsopfern in Windparks und der möglichen negativen Auswirkungen dieser Verluste auf die Brutpopulation. Um ein aktuelles Bild der Bestandsentwicklung des Mäusebussards zu erhalten und die Ursachen von Veränderungen zu erforschen, hat das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung (MELUND) die Ornithologische

Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg e. V. (OAGSH) beauftragt, den Brutbestand des Mäusebussards in Schleswig-Holstein auf Grundlage historischer Erfassungen und dreijähriger Feldarbeit zusammenzustellen und zu bewerten. Die vorliegende Arbeit ist eine Zusammenfassung des Abschlussberichts (Reibisch 2020) dieses Projektes.

Der Mäusebussard ist der häufigste Greifvogel in Deutschland. Bundesweit nahmen die Bestände bis zur Jahrtausendwende zu, dann erfolgte eine deutliche Abnahme (Abb. 1; Mammen 2016). Auch in Schleswig-Holstein stiegen die Bestände bis zur Jahrtausendwende und etwas darüber hinaus an. Diese Zunahme wird mit der Erweiterung des Lebensraumes durch Nutzung von Flächen außerhalb der Wälder (Grünkorn &

Bestandsindex [%]

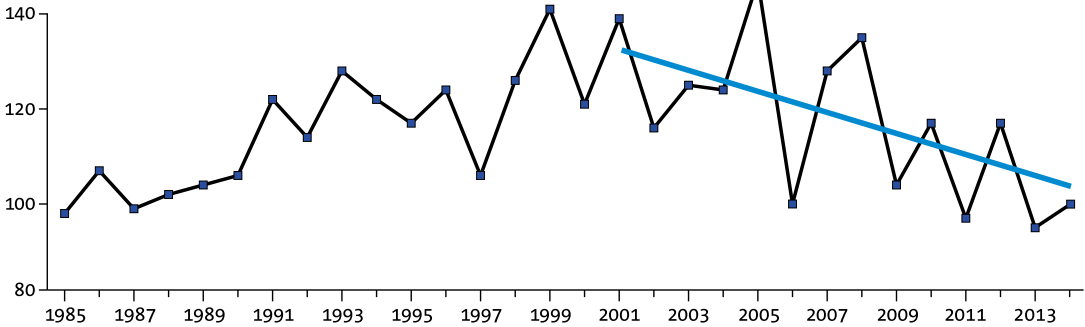


Abb. 1: Bundesweite Entwicklung des Brutbestandes des Mäusebussards nach Daten des Monitoring Greifvögel und Eulen Europas (MEROS), verändert nach Mammen 2016. Seit der Jahrtausendwende hat der Bestand um 22 % abgenommen ($f(x) = -2,48x + 136,06$; $R^2 = 0,39$). // Population dynamics of the Common Buzzard on national level using data from Monitoring of European Raptor and Owl Species (MEROS), modified after Mammen 2016. Since the turn of the millennium the breeding population has declined by 22 %.

Looft 1999, Busche & Kostrewa 2007), des nachlassenden Jagddrucks (Hohmann 1992, Dürnberg & Raddatz 1992) sowie des besseren Nahrungsangebots durch die EU-Flächen-Stilllegung (Flade & Schwarz 2013, Looft & Kaiser 2003) begründet. Seit der Jahrtausendwende wird in Schleswig-Holstein ein leichter Rückgang der Bestände angenommen (Koop & Berndt 2014). Speziell im Landesteil Schleswig sind seitdem starke Rückgänge nachgewiesen (Grünkorn 2017). Auch Untersuchungen auf Probeflächen um Kiel deuten auf leichte Rückgänge der Brutbestände hin.

Der Mäusebussard ist zwar der häufigste Greifvogel, nicht aber ein häufiger Brutvogel, weswegen er durch die meisten Monitoringprogramme, wie z. B. das Monitoring häufiger Brutvögel, aus methodischen Gründen nicht hinreichend erfasst wird. Auch ist er keine seltene oder stark gefährdete Art, was meist eine erhöhte Aufmerksamkeit und spezielle Monitoringprogramme nach sich zieht. Zudem ist die Erfassung methodisch anspruchsvoll und zeitaufwendig. Unser Wissen über die Bestandsveränderung des Mäusebussards und mehr noch die Gründe dafür fußen auf relativ wenigen Probeflächenuntersuchungen und einigen intensiveren Studien. Die Ursachen für Bestandsveränderungen sind nicht leicht zu identifizieren.

Im Folgenden werden die Ergebnisse von Probeflächenuntersuchungen zusammengestellt und bewertet. Auch mögliche Gründe für die Bestandsveränderungen werden erörtert. Herzlicher Dank gebührt den Bearbeiter*innen Harald Simmen, Volker Looft, Jörg

Reimers, Hans Dieter Martens, Jan Kieckbusch, Jens Schidlowski, Thomas Holzhüter, Natascha Gaedecke, Ursula Berger, Wilfried Berger, Mathias Krause, Bernd Koop, Oscar Klose, Rainer Siebahn, Hans-Jürgen Raddatz, Stefan Wolff, Nora Wuttke, Andreas Dwenger, Roland Dreifke (von Nord nach Süd) und Daniel Bloche für die Übermittlung ihrer Daten, Kooperationsbereitschaft bei Rückfragen und den Gedankenaustausch. Weiterer Dank geht an Wilfried Knief, Volker Looft und Fridtjof Ziesemer für die Durchsicht des ursprünglichen Manuskripts und wertvolle Tipps sowie Isabell Eckle und Wolfgang Scharenberg für hilfreiche Anmerkungen, ebenso an Markus Risch – auch für die englischen Übersetzungen; außerdem an das MELUND und die OAGSH für die finanzielle Unterstützung.

2 Material und Methoden

Auf sechzehn Probeflächen, eine am Rande der Marsch, sechs auf der Geest und neun im Östlichen Hügelland, wurde zumeist von 2017 bis 2020 der Brutbestand des Mäusebussards erfasst (Abb. 2, Kap. 2.4).

2.1 Erfassung von Brutdaten

Der Bestand des Mäusebussards setzt sich aus Brutpaaren (BP), Revierpaaren (RP) und Einzelvögeln zusammen (Hohmann 1992, Steiner 1999). Die sichere Erfassung von Revierpaaren und Einzelvögeln ist methodisch deutlich aufwendiger als die reine

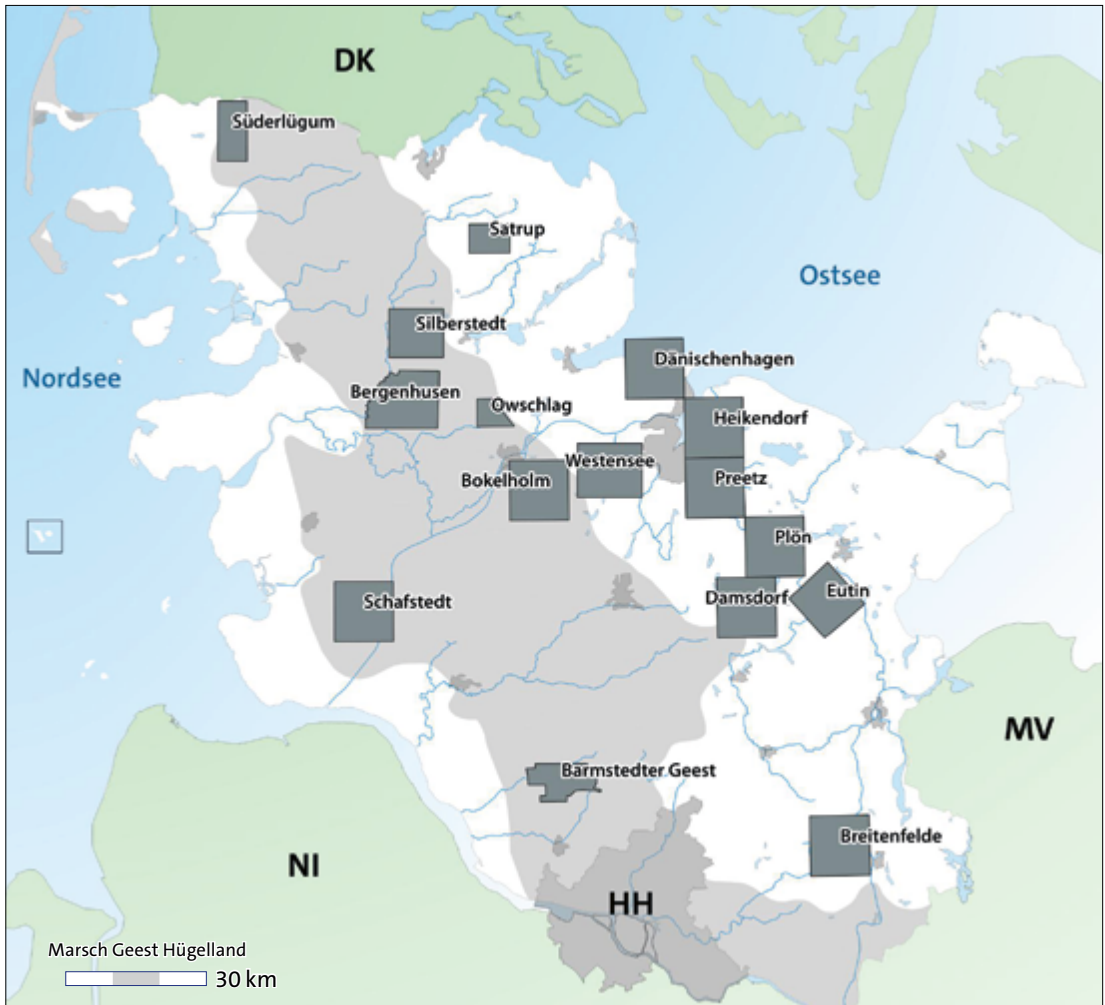


Abb. 2: Bezeichnung und Lage der Probeflächen in Schleswig-Holstein. // *Name and location of study areas. Depicted are the main natural geographic regions of Schleswig-Holstein, the western marshland, the glacially formed older central and younger eastern moraine areas.*

Erfassung der Brutpaare und auf den Untersuchungsflächen nicht konsequent erfolgt. Zwar ist auch die Errechnung des Gesamtbestandes möglich (Grünkorn & Looft 1999), da aber die meisten Ergebnisse der vorliegenden Bestandserhebungen die Voraussetzungen dazu nicht erfüllen, wird im Folgenden die Anzahl der Brutpaare pro Flächeneinheit (BP/100km²), auch als Abundanz oder Brutpaardichte bezeichnet, verglichen.

Zur Ermittlung der Brutpaare wird das Untersuchungsgebiet, oft schon im Winter, in der laubfreien Zeit begangen und alle Nester von Großvögeln kartiert. Im April werden dann bei weiteren Begehungen

alle Nester des Mäusebussards mit Brutaktivität notiert. Eine Brut wird angenommen, wenn ein Altvogel in dieser Zeit vom Nest abfliegt, Dunen – also gemausertes Dunengefieder – am Nest festzustellen sind, ein Nest mit fest sitzendem Altvogel entdeckt wurde oder bei der Ersteigung des Nistbaumes Eier im Nest vorgefunden werden. Bruterfolg ist dann nachgewiesen, wenn Junge im Nest durch Beobachtung oder deutliche Spuren, wie Kotkleckse der Jungen unter dem Nistbaum, festgestellt werden. Die Anzahl der Jungen kann nur durch direkte Kontrolle zuverlässig erhoben werden. Das Erklettern des Nistbaumes erfolgt zumeist, wenn die Jungen ein

durchschnittliches Alter von 25 Tagen erreicht haben. Die Anzahl der dann festgestellten Jungen wird zur Berechnung des Bruterfolges genutzt, obwohl bis zum tatsächlichen Ausfliegen noch Verluste auftreten können. Dabei sprechen wir von Teilbruterfolg als Quotient aus der Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel zu den erfolgreichen Brutpaaren (mindestens ein Jungvogel ist ausgeflogen) und von Gesamtbruterfolg als Quotient aus der Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel und allen Brutpaaren. Der in Prozent angegebene Bruterfolg ist der Quotient aus Jungen- und ursprünglicher Eizahl zum Zeitpunkt der Beringung. Der Legebeginn wird nach dem ermittelten Alter der Jungen zum Zeitpunkt der Beringung, einer angenommenen Bebrütungszeit von 28 Tagen und einem Legeabstand von zwei Tagen errechnet.

2.2 Erfassung von Habitatdaten

Zur besseren Einordnung und Bewertung der Untersuchungsflächen für die Eignung als Habitat für den Mäusebussard wird die **Landbedeckung und -nutzung** angegeben. Der Anteil der verschiedenen Indikatoren an der Gesamtfläche ist dem Monitor der Siedlungs- und Freiraumentwicklung des Leibniz-Instituts für ökologische Raumentwicklung (IÖR) entnommen: Datengrundlage ist das ATKIS Basis-DLM, das Datenalter ist eine Mischung aus Grund- und Spitzenaktualität (2011–2019). *Siedlung* ist baulich geprägte Siedlungs- und Verkehrsfläche, *Ackernutzung* ist Feld- und Beerenfruchtanbau, *Grünland* umfasst gemähte oder beweidete Gras- und Rasenflächen, der Indikator *Wald* besteht aus Flächen, die mit Forstpflanzen (Waldbäumen und -sträuchern) bestockt sind, einschließlich Gehölz. Unter die *sonstigen Indikatoren* fallen Abbauf Flächen, wie Tagebau, Gruben und Steinbrüche, Halden, also Flächen auf denen langfristig Material gelagert wird, sowie Gartenland und Siedlungsfreifläche (IÖR-Monitor 2020). Die Daten für die kartografische Darstellung der Landnutzung sind dem europäischen Projekt CORINE Land Cover (CLC) entnommen. Wichtigste Grundlage ist auch hier das ATKIS Basis-DLM der deutschen Landvermessung. Der verwendete Datensatz für das Bezugsjahr 2018 ist in 5 ha Mindestkartiereinheiten aufgelöst (© GeoBasis-DE/BKG 2020). Die Daten zu Linearstrukturen wie Knicks, Wallhecken, Redder, Alleen, Baumreihen und Weg-, Wald- und Gewässerrändern sind aus der CIR-Luftbild gestützten Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung des

Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Grundlage: Bildflug 1988–1991) entnommen.

2.3 Erfassung ausgewählter Einflüsse

Die Windkraftnutzung wird durch Schlagopfer, Meidung der Flächen durch Nahrung suchende Bussarde und kumulative Effekte als möglicher Faktor für eine negative Entwicklung des Brutbestandes des Mäusebussards gesehen (Langgemach & Dürr 2021, Grünkorn et al. 2016). In der kartografischen Darstellung der Probeflächen und Tabelle 1 wird deswegen der Anlagenbestand auf den Probeflächen dargestellt. Die Daten zu Windkraftanlagenstandorten sind dem Open-Data-Portal des MELUND (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume 2021) entnommen, die Daten zu den Windkraftvorrangflächen wurden von der Projektgruppe Landesplanung Wind veröffentlicht (Ministerium für Inneres, ländliche Räume, Integration und Gleichstellung des Landes Schleswig-Holstein, Projektgruppe Landesplanung Wind 2020).

Der Uhu *Bubo bubo* steht in Verdacht, durch Prädatoren, Nahrungs- und Nistplatzkonkurrenz einen Einfluss auf den Brutbestand des Mäusebussards zu haben. Erkenntnisse zur Verbreitung des Uhus sind deswegen in Tabelle 1 dargestellt. Die Angaben zur Verbreitung des Uhus stammen aus den Unterlagen des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR), Staatliche Vogelschutzwarte Schleswig-Holstein, und sind durch Erkenntnisse der Probeflächenbearbeiter*innen aktualisiert bzw. ergänzt worden. Da die vorgegebene Methode zur Erfassung des Mäusebussards nicht dazu geeignet ist, gleichzeitig alle Uhu-Reviere auf den Probeflächen zu erfassen, ist die Datenlage sehr unterschiedlich. Einige Bearbeiter*innen haben in einzelnen Jahren gezielt nach Uhus gesucht und so mit den Funden aus den weiteren Jahren einen guten Überblick über den Bestand erlangt, wenn auch nicht immer Ergebnisse zum Brutgeschehen in allen Jahren vorhanden sind. Andere haben die Methodik auch erweitert, schon im Winter Uhus verhört und einen detaillierten Überblick über die Brutpopulation. Um ein vergleichbares Gesamtbild über die Flächen zu zeigen, sind in den kartografischen Darstellungen und in Tabelle 1 die erfassten Reviere mit Brutnachweisen über den Untersuchungszeitraum dargestellt und nicht ein einzelnes Jahr.

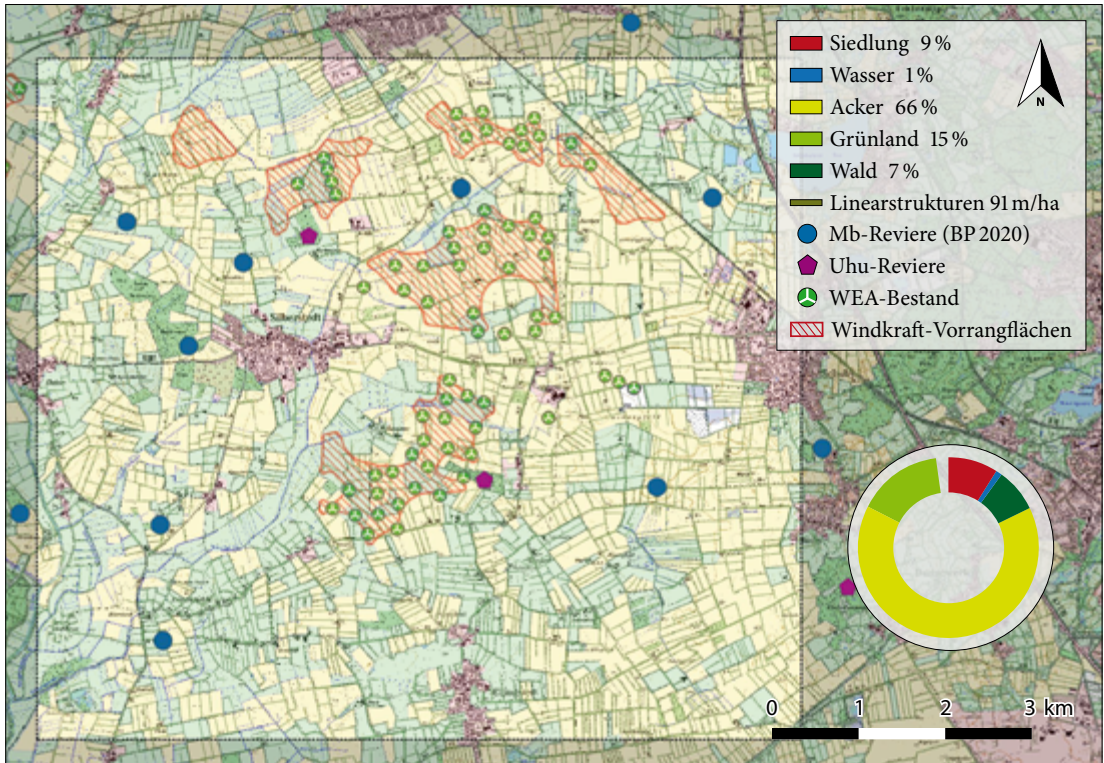


Abb. 3: Probefläche Silberstedt (90 km²) mit Landnutzung und Revieren von Mäusebussard und Uhu. // Study area Silberstedt including land use and territories of Common Buzzard and Eagle Owl.

Die Witterung kann den Bruterfolg erheblich beeinflussen, daher wurde auch auf die Wetterdaten geschaut. Sie stammen vom Deutschen Wetterdienst von den Wetterstationen Schleswig, Kiel-Holtenau und Hamburg-Fuhlsbüttel. Eine zusammenfassende Darstellung wird in Kapitel 3.4 vorgelegt und in der Diskussion erörtert.

2.4 Untersuchungsgebiete

Die Probeflächen sind mit einem Schwerpunkt um Kiel über das ganze Land verteilt (Abb. 2). Zur detaillierteren Darstellung der Entwicklung der Mäusebussardpopulation und der in Frage kommenden Wirkfaktoren werden exemplarisch drei Probeflächen genauer dargestellt.

2.4.1 UG Silberstedt

Die Probefläche liegt westlich von Schleswig auf der Schleswiger Vorgeest. Die Landnutzung erfolgt zu 66% durch Ackerbau, in weiten Teilen durch Maisanbau

und in den Flussniederungen durch Grünlandnutzung. Landschaftstypisch ist der geringe Waldanteil von 7% mit kleinen Nadelholzbeständen, Feldgehölzen mit hohem Laubholzanteil und zwei größeren Laubwaldkomplexen. Ferner besteht ein unterschiedlich dichtes Netz aus Knicks und ebenerdigen Gehölzstreifen mit geeigneten Nistbäumen. Eine Ausdünnung erfährt dieses System linearer Landschaftselemente mit im Schnitt 91 m/ha in den Grünlandniederungen und im Siedlungsbereich. Das Gebiet wird durch neun Windparks mit insgesamt 77 Windenergieanlagen (WEA) geprägt (Abb. 3).

Die Fläche wird seit 1998 von T. Grünkorn bearbeitet. Schon seit den 1960ern wurden hier als Bestandteil der Untersuchungsfläche Schleswig von V. Looft verschiedene Greifvogelarten erfasst, so auch 2008. Von 2002 bis 2004 untersuchten T. Holzhüter und T. Grünkorn Zusammenhänge zwischen Siedlungsdichte, Habitatwahl und Reproduktion des Mäusebussards unter dem Einfluss von WEA und Grünlandumbruch (Holzhüter & Grünkorn 2006). Zeitgleich zu dieser

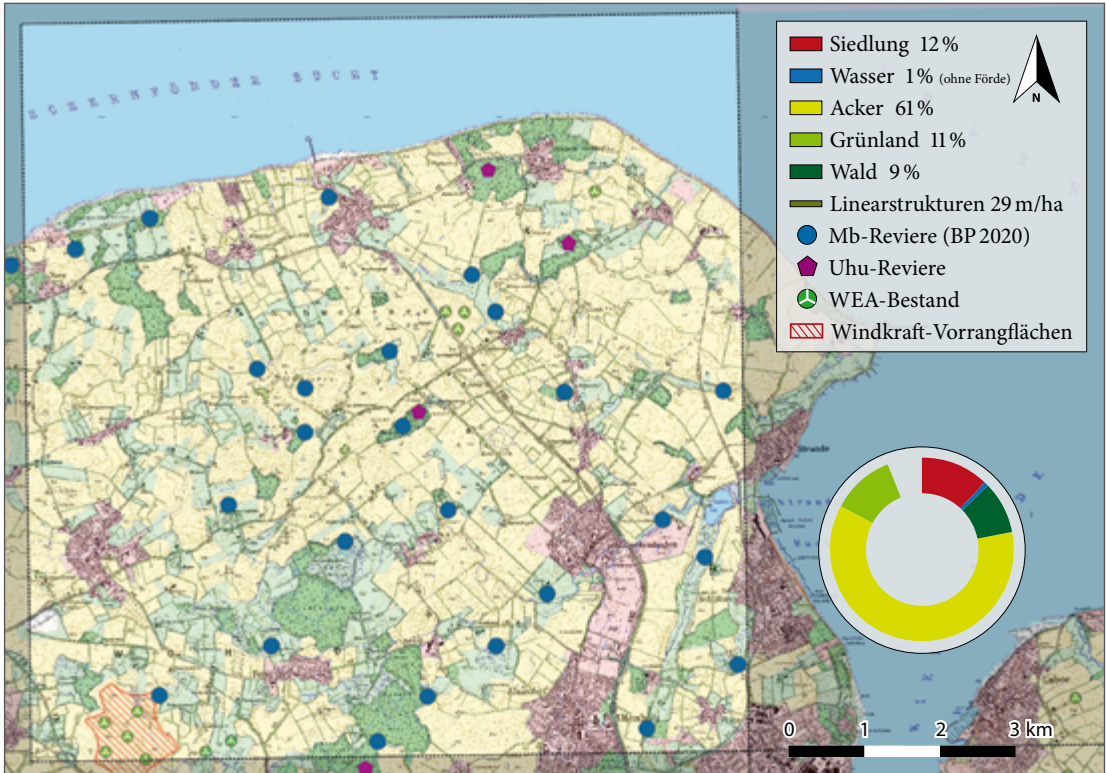


Abb. 4: Probestfläche Dänischenhagen (100 km²) mit Landnutzung und Revieren von Mäusebussard und Uhu. // Study area Dänischenhagen including land use and territories of Common Buzzard and Eagle Owl.

Untersuchung wurden von T. Grünkorn und J. Welcker die Ursachen für den Rückgang des Mäusebussards im Landesteil Schleswig mit Nestkameras untersucht (Grünkorn & Welcker 2021). Zur Feststellung der Ei- und Jungenzahl wurden die Nistbäume von T. Grünkorn erklettert.

2.4.2 UG Dänischenhagen

Das Untersuchungsgebiet (UG) liegt im Dänischen Wohld westlich der Kieler Förde. Es dominiert die ausgeprägte Gutslandschaft, die im Südosten an den stark vom Menschen besiedelten Kieler Stadtrand anschließt. Die Landnutzung ist mit 61% der Fläche ackerbaulich geprägt, nur 11% sind Grünland. Die Landschaft ist relativ strukturarm, Linearstrukturen sind mit 29 m/ha wenig vorhanden. Wälder bedecken rund 9% der Fläche, ein Großteil besteht aus Laubmischwäldern. Mit dem Naturwald Stodthagen und den angrenzenden Hochmooren sowie den Flächen bei Stohl sind gut 500 ha als FFH-Gebiet gemeldet. Die für den Mäusebussard nicht nutzbaren 20 km²

Eckernförder Bucht sind aus der Flächenberechnung herausgenommen. Es existieren zwei Windpark mit sieben und drei WEA sowie weitere Einzelanlagen, die zumeist um 2000 in Betrieb genommen wurden (Abb. 4).

Das Gebiet wurde, wie der ganze Dänische Wohld, von 1978–2002 von H. D. Martens bearbeitet. Neben den Mäusebussardbrutpaaren wurden auch Brutpaare von Wespenbussard *Pernis apivorus*, Habicht *Accipiter gentilis*, Sperber *Accipiter nissus* und Uhu erfasst. Umfangreiche Nachforschungen nach Neststandorten wurden in der Jägerschaft durchgeführt. Von Mitte bis Ende April erfolgte eine Kontrolle aller geeigneten Gehölze auf brütende Mäusebussarde, der Brutnachweis wurde durch vom Nest abfliegende Altvögel oder Bedunung erbracht. Bei ausgewählten Brutpaaren wurde der Bruterfolg überprüft und zum Teil die Jungenzahl durch Erklettern der Nistbäume ermittelt (Tab.3). Diese Daten bieten eine gute Möglichkeit, die Entwicklung der Bestände bis zur Jahrtausendwende nachzuvollziehen und mit der aktuellen Erfassung zu vergleichen (vgl. Kap. 3.2).

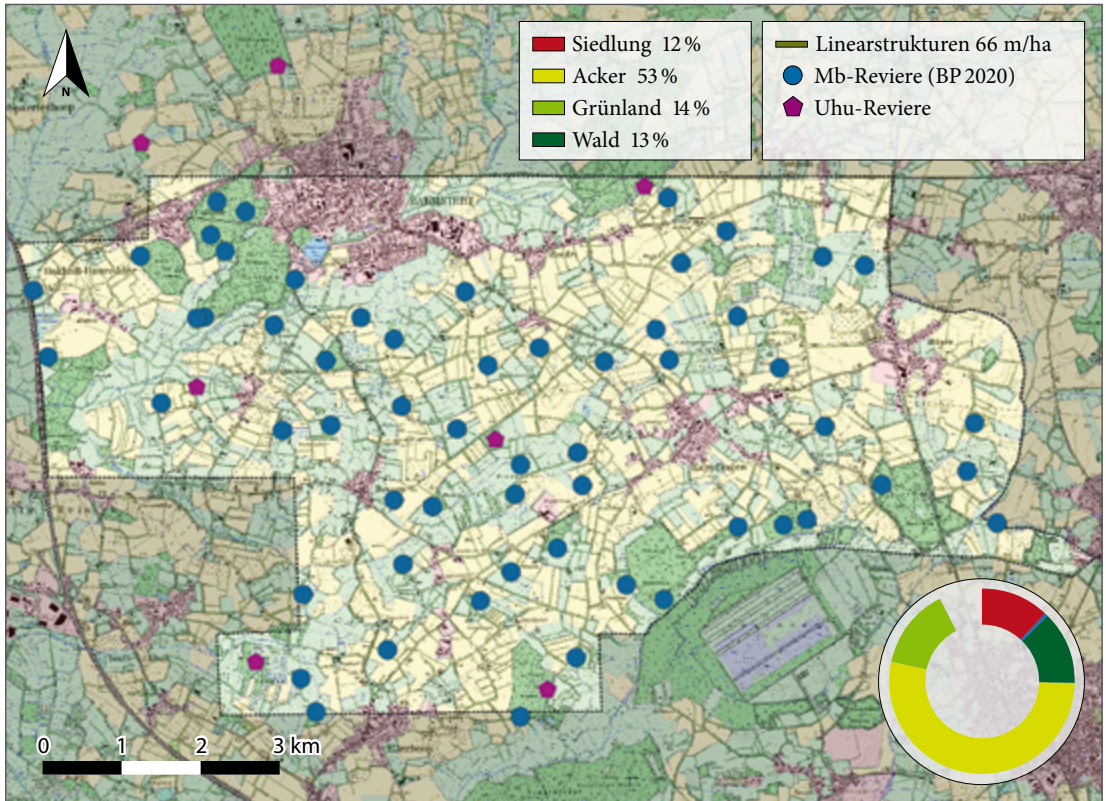


Abb. 5: Probestfläche Barmstedter Geest (66 km²) mit Landnutzung und Revieren von Mäusebussard und Uhu. // Study area Barmstedter Geest including land use and territories of Common Buzzard and Eagle Owl.

Seit 2017 wird das Untersuchungsgebiet besonders im März und April durch J. Kieckbusch mit dem Fahrrad kontrolliert. Mäusebussarde und ihr Verhalten werden notiert, die Nester dann vor der Belaubung in den Wäldern und kleineren Waldungen gesucht. Die Nester in der Knicklandschaft werden meist über die anfliegenden Mäusebussarde gefunden. Nur ausgewählte Nester wurden auf Bruterfolg kontrolliert, daraus ausgesuchte Nester wurden zur Ermittlung von Ei- und Jungenzahl erklettert.

2.4.3 UG Barmstedter Geest

Das Untersuchungsgebiet liegt am Rande der südwestholsteinischen Geest. Es ist landschaftlich wesentlich von der Krückau-Niederung geprägt, die überwiegend aus Grünland mit Mahd- und Weidenutzung besteht. Die früher ausgedehnten Hochmoore wurden vor etwa 100 Jahren kultiviert und zu Grünland umgewandelt. Ihre ehemaligen Randbereiche wurden teilweise abgetorft. Seit etwa 45 Jahren entwickeln sie

sich zu unterschiedlich dichten Birkenbeständen. Der Voßlocher Wald (185 ha) als überwiegend naturnaher Laubmischwald mit bis zu ca. 150-jährigen Bäumen ist der einzige größere Wald des Gebietes. Waldstücke mittlerer Größe und eine Reihe kleinerer Bauernwälder bestehen fast ausschließlich aus Laubgehölzen und sind häufig durch Knicks – mit bis zu 200-jährigen Eichenüberhältern – oder Bach säumender Baumvegetation vernetzt. Verkehrs- und Siedlungsbereiche nehmen etwa 12 %, Wald- und Gehölzflächen etwa 13 % und Wasserflächen ca. 1 % des Gebietes ein, fast 70 % werden landwirtschaftlich genutzt. Dabei überwiegt in den tiefliegenden Auenbereichen sowie auf den kultivierten ehemaligen Moorstandorten die Grünland- und auf den höhergelegenen Sander- und Mergelkuppen die Acker- bzw. Baumschulnutzung (Abb. 5).

Die Fläche wurde seit den 1970er Jahren von H.-J. Raddatz intensiv bearbeitet. Schwerpunktmäßig wurden die Nester – regional unterstützt von T. Nummen – in der Zeit von Mitte März bis Mitte April

gesucht und außerdem Revier anzeigende Mäusebussarde gezählt. Die Suche erfolgte sowohl vom PKW aus als auch mit dem Fahrrad. Waldgebiete wurden ausschließlich zu Fuß abgesucht. Ab Mitte April wurden laufend Horstkontrollen durchgeführt, um den Brutverlauf zu verfolgen. Bis Ende September wurde weiterhin nach Nestern und anhand von Nestaufbau, Dunengefieder und Gewöllresten nach erfolgreich abgeschlossenen Bruten gesucht. Auch bislang nicht entdeckte Revier anzeigende Paare wurden auf ihren möglichen Bruterfolg hin in den entsprechenden Revieren kontrolliert. Die Anzahl der Jungvögel wurde durch mehrfache Kontrollen ‚von unten‘ festgestellt.

3 Ergebnisse

3.1 Brutbestand und Bestandsentwicklung

Die Ergebnisse der aktuellen Brutbestandserfassungen sind für alle Probeflächen in Tabelle 1 darstellt. Für einige der untersuchten Gebiete liegen auch Daten aus weiter zurück liegenden Zeiträumen vor. Für die drei detaillierter vorgestellten Gebiete werden diese im folgenden dargestellt.

3.1.1 Silberstedt

Der Brutbestand des Mäusebussards schwankte in den Jahren 1998 bis 2020 zwischen 38 und fünf Brutpaaren

Tab. 1: Die Probeflächen mit Landnutzung, möglichen Ergebnissen und Wirkfaktoren der Brutbestandsuntersuchungen. // Study areas including land use, breeding results and potential factors of influence.

Fläche	Bearbeitung	Kreis	Größe	Siedlung	Wasser	Acker	Grünland	Wald
				Landnutzung [%]				
Süderlügum	Birger Reibisch	NF	60 km ²	10	0	51	36	13
Satrup	Harald Simmen	SL	40 km ²	3	0	63	26	8
Silberstedt	Thomas Grünkorn	SL	90 km ²	9	11	66	15	7
Bergenhusen	Volkher Looft	SL	120 km ²	5	12	61	24	14
Owschlag	Jörg Reimers	RD	25 km ²	9	12	47	25	8
Dänischenhagen	Jan Kieckbusch	RD	100 km ²	12	11	61	11	9
Heikendorf	Birger Reibisch	PLÖ	110 km ²	18	7	49	9	12
Preetz	Manuela Heiden	PLÖ	120 km ²	16	7	43	13	17
Westensee	Thomas Holzhüter	RD	120 km ²	8	9	43	18	21
Bokelholm	Natascha Gaedecke	RD	120 km ²	5	11	33	50	11
Plön	Bernd Koop	PLÖ	120 km ²	8	34	32	13	12
Damsdorf	Ursula und Wilfried Berger, Mathias Krause	SE	120 km ²	2	5	52	22	15
Schafstedt	Rainer Siebahn	HEI	120 km ²	5	12	37	44	11
Barmstedter Geest	Hans-Jürgen Raddatz	PI	66 km ²	12	11	53	14	13
Breitenfelde	Stefan Wolff, Nora Wuttke, Roland Dreifke	RZ	120 km ²	5	11	52	20	22
		SH	1.451 km ²					

Brutpaare [n]

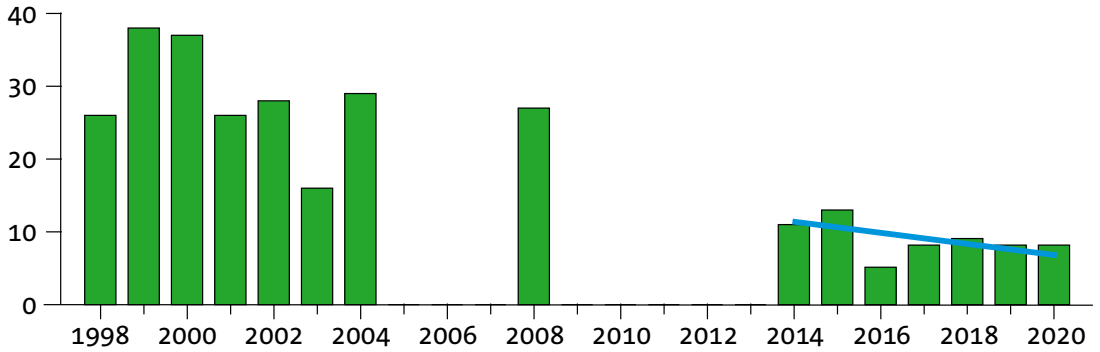


Abb. 6: Brutbestandsentwicklung des Mäusebussards im UG Silberstedt von 1998 bis 2020. Der Bestand geht seit der Jahrtausendwende deutlich zurück, hat aber auch kurzfristig von 2014 bis 2020 um 33% abgenommen ($f(x) = -0,54x + 11$; $R^2 = 0,21$). // Population dynamics of the Common Buzzard in the study area Silberstedt between 1998 and 2020. The population showed a significant decline since the millennium change until today, and even in short term the decline is ongoing – from 2014 to 2020 by 33%.

Linearstrukturen [m/ha]	WEA-Bestand	Uhu-Reviere	Mäusebussard					
			Brutpaare 2018	Brutpaare 2019	Brutpaare 2020	Abundanz 2018	Abundanz 2019	Abundanz 2020
37	37	2	8	10	7	13	17	12
55	0	6	13	12	15	33	30	38
91	77	2	9	8	8	10	9	12
49	13	5	12	14	10	10	12	8
72	0	0	9	2	4	36	8	16
29	11	4	20	23	26	20	23	26
24	1	5	34	40	34	31	36	31
30	8	10	35	52	64	29	43	53
37	3	4	20	15	18	17	13	15
49	6	6		35	31		29	26
45	6	6			27			23
47	2	5		20	26		17	22
68	15	8	25	36	48	21	30	40
66	0	5	67	70	71	102	106	108
43	16	5	51		57	43		48

Brutpaare [n]

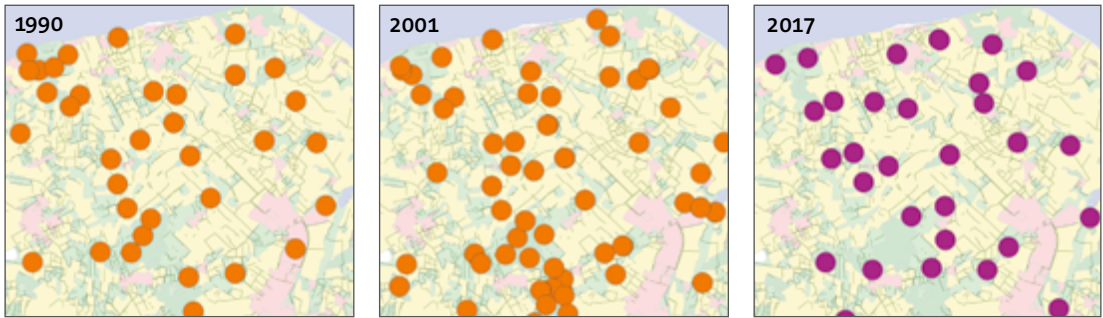
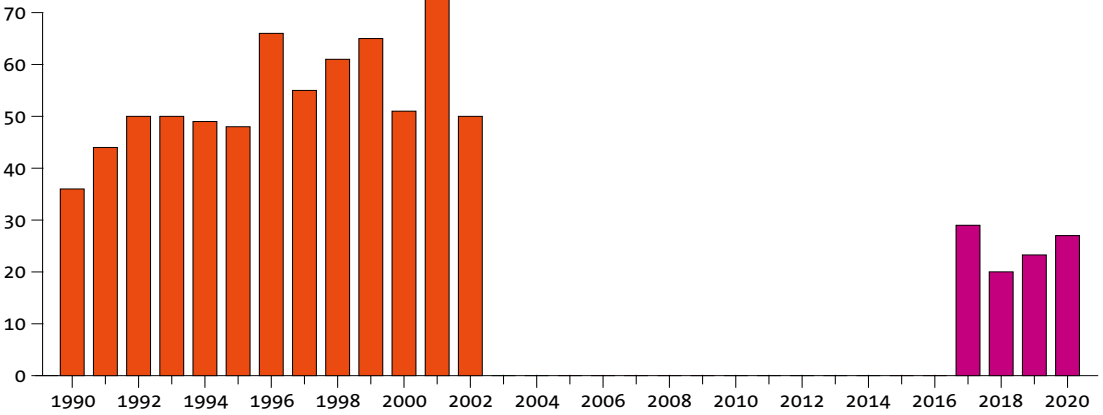


Abb. 7: Brutbestandentwicklung des Mäusebussards im UG Dänishenhagen (100 km²) von 1990 bis 2020 (■ Martens, ■ Kieckbusch). // Population dynamics of the Common Buzzard in the study area Dänishenhagen between 1990 and 2020.

Abb. 8: Verteilung der Neststandorte des Mäusebussards über die Untersuchungsfläche Dänishenhagen in ausgewählten Jahren. // Distribution of nesting sites of the Common Buzzard in the study area Dänishenhagen in selected years.

Brutpaare [n]

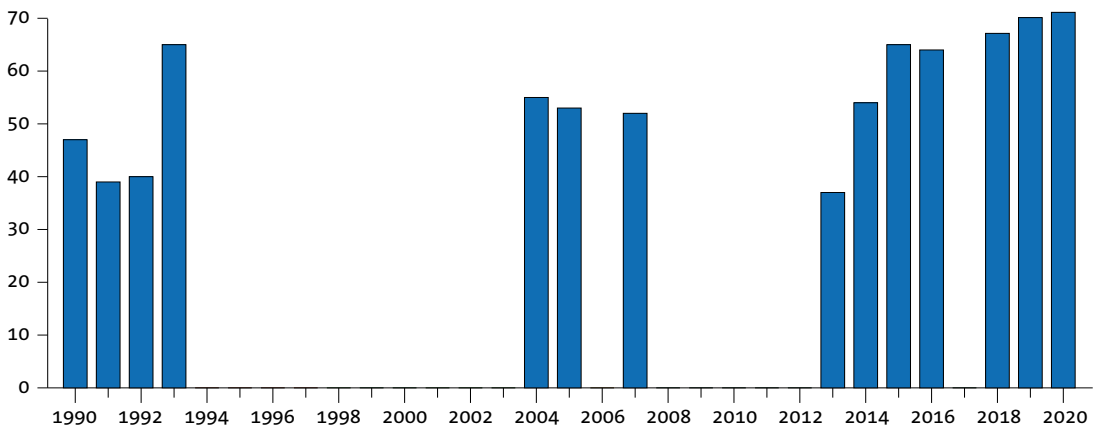


Abb. 9: Brutbestandentwicklung des Mäusebussards im UG Barmstedter Geest (66 km²) von 1990 bis 2020. // Population dynamics of the Common Buzzard in the study area Barmstedter Geest between 1990 and 2020.

(Abb. 6). Das entspricht einer Abundanz von sechs bis 42 Brutpaaren auf 100 km². Der Bestand ging im Untersuchungszeitraum stark zurück; im Vergleich der Mittelwerte der ersten und letzten vier Jahre um 72 %. Auch kurzfristig nimmt der Bestand weiter ab (Abb. 6).

3.1.2 Dänischenhagen

Der Brutbestand des Mäusebussards schwankte von 1990 bis 2020 zwischen 73 und 20 Brutpaaren (Abb. 7). Er stieg bis zur Jahrtausendwende an und ist heute deutlich kleiner als während der langjährigen Untersuchung bis 2002. In der Untersuchungsphase 2017–2020 war das Untersuchungsgebiet mit Ausnahme der großen Ackerschläge und Siedlungen gleichmäßig besiedelt. Die in der ersten Untersuchungsphase noch dicht besiedelten größeren Wälder sind weitgehend geräumt, die deutlich höhere Abundanz in den Untersuchungsjahren 1990 und 2001 ist gut zu erkennen (Abb. 8).

3.1.3 Barmstedter Geest

Der Brutbestand des Mäusebussards hat im Untersuchungszeitraum leicht zugenommen. Es siedelten zwischen 37 und 71 Brutpaare (Abb. 9). Die Abundanz des Mäusebussards entsprach 56 bis 108 Brutpaare je 100 km².

In Abbildung 11 werden zusammenfassend die Schleswiger Geest- und Niederungsgebiete sowie die

Untersuchungsgebiete um Kiel gegenübergestellt, da aus diesen vergleichbare Ergebnisse auch aus weiter zurückliegenden Erfassungen vorliegen. Sie lassen sich naturräumlich der Geest bzw. dem Östlichen Hügelland zuordnen und sind mit vergleichbarer Methode auf der Geest sogar von den selben Erfassern untersucht worden. Eine Tendenz der Brutbestandsentwicklungen kann anhand dieses Vergleichs aufgezeigt werden.

Die Bestände steigen bis zur Jahrtausendwende an und gehen dann mit unterschiedlicher Intensität zurück. Der Rückgang auf den Geestflächen bei Schleswig ist deutlich höher als auf den Flächen im Östlichen Hügelland um Kiel. Für erstere lässt sich von der Jahrtausendwende bis heute eine Abnahme um 79 % ermitteln. Fassen wir die Untersuchungsgebiete um Kiel zusammen, die alle dem östlichen Hügelland zuzuordnen sind, ergibt sich ein Rückgang der Population um 52 % (Abb. 11). Bei einer Betrachtung der letzten sechs Jahre sind auf der Geest ein weiterer Rückgang und im Hügelland gleichbleibende

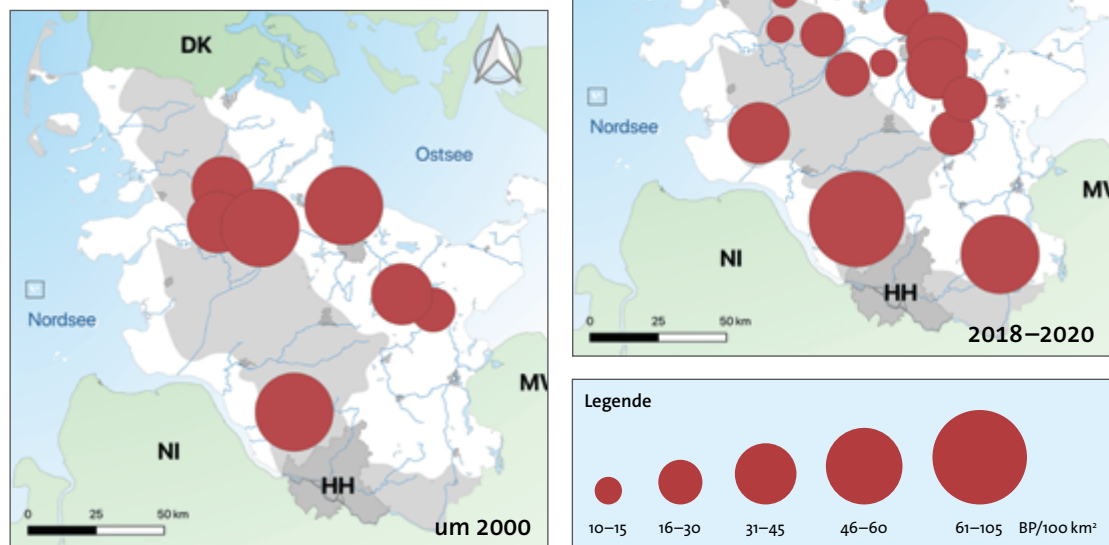
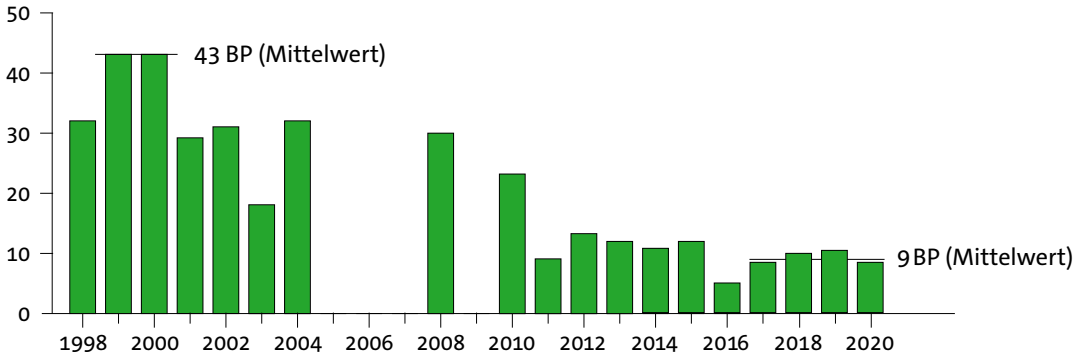


Abb. 10: Durchschnittliche Abundanz (Brutpaare pro 100 km²) auf in diesem Projekt bearbeiteten Probestellen. Links: Mittelwert um 2000. Rechts: Mittelwert 2018–2020 // *Relative abundance of the Common Buzzard (breeding pairs per 100 km²) in all study areas. Left: arithmetical mean in 2000. Right: arithmetical mean 2018–2020.*

Abundanz [BP/100km²]



Abundanz [BP/100km²]

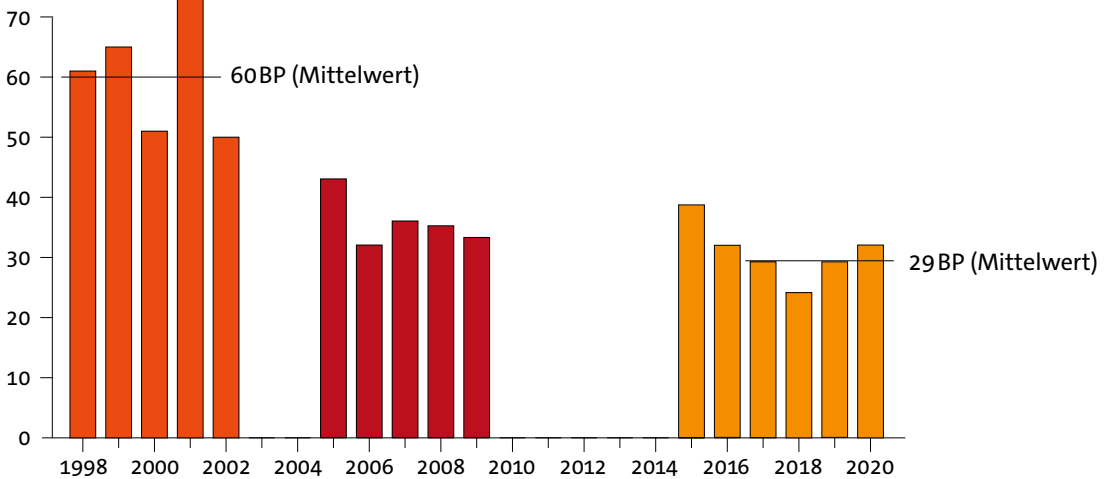


Abb. 11: Entwicklung der Abundanz des Mäusebussards auf der Geest (Schleswiger Untersuchungsflächen ■ Bergenhusen und Silberstedt) sowie im Hügelland (Dänischenhagen ■, Westensee (■, Holzhüter 2012) und die gepoolten Kieler UGs ■ Westensee, Dänischenhagen, Heikendorf, Preetz). // *Abundance of the Common Buzzard by years in two main natural geographic regions of Schleswig-Holstein, central (study areas Schleswig Bergenhusen and Silberstedt) and eastern moraine area (Dänischenhagen, Westensee (Holzhüter 2012) and the study areas around Kiel (Westensee, Dänischenhagen, Heikendorf, Preetz).*

Bestände festzustellen. Einzig auf der Barmstedter Geest im Südwesten des Landes bleibt der Brutbestand seit der Jahrtausendwende im Wesentlichen konstant (Abb.9). Allerdings ist diese Fläche mit 66 km² im Vergleich zum Kieler Raum sowie den schleswiger Flächen klein.

Bei einer Betrachtung der Bestandsentwicklung über alle Probestellen (Abb.10) stellt sich ebenfalls heraus, dass die Abundanz des Mäusebussards auf den

Geestflächen – bis auf die Probestelle Barmstedter Geest – deutlich zurückgeht. Die nur im Zeitraum 2018 bis 2020 untersuchten Geest-Flächen Bokelholm und Schafstedt zeigen höhere Abundanzen als die Flächen auf der Schleswigschen Geest. Im Hügelland ist der Bestand gleichfalls zurückgegangen. Die in der aktuellen Untersuchung erstmals untersuchten Probestellen zeigen im Schnitt niedrigere Abundanzen als die auch zur Jahrtausendwende untersuchten Flächen. Höhere

Tab. 2: Vergleichende Übersicht über die im Schleswiger ■ und Kieler ■ Raum ermittelten Reproduktionsergebnisse. // *Comparative overview of reproductive parameters in greater Schleswig and greater Kiel area.*

Jahr	Eier					Gelege	Eier	Mittlere Gelegegröße	Junge					Junge	Erfolgreich	Teilbruterfolg	Gesamtbruterfolg	Bruterfolg [%]	
	1	2	3	4	5				0	1	2	3	4						5
2014	1	7	11			19	48	2,5	4	4	7	4			30	15	2,0	1,6	63
2015		3	9	5	1	18	58	3,2	7		5	5		1	30	11	2,7	1,7	52
2016		7	1			8	17	2,1	4	4					4	4	1,0	0,5	24
2017		4	6			10	26	2,6	2	6	2				10	8	1,3	1,0	38
2018		4	5	1		10	27	2,7	3		1	6			20	7	2,9	2,0	74
2019		1	6	1		8	24	3,0		5	1	2			13	8	1,6	1,6	54
2020		2	5	1		8	23	2,9		2	2	4			18	8	2,3	2,3	78
\emptyset/Σ	1	28	43	8	1	81	223	2,8	20	21	18	21	0	1	125	61	2,0	1,5	56
2015		3	1	1		5	13	2,6	2	2	1				4	3	1,3	0,8	31
2016		7	1			8	17	2,1		7	1				9	8	1,1	1,1	53
2017	2	2	6			10	24	2,4	1	3	3	3			18	9	2,0	1,8	75
2018	1	19	3			23	48	2,1	3	4	14	1			35	19	1,8	1,5	73
2019	1	9	18	5		33	93	2,8	3	5	10	11	4		74	30	2,5	2,2	80
2020	1	6	15	4		26	74	2,8	4	1	7	12	2		59	22	2,7	2,3	80
\emptyset/Σ	5	46	44	10	0	105	269	2,6	13	22	36	27	6	0	199	91	2,2	1,9	74

Bestände wurden auf den im Hügelland gelegenen wald- und strukturreichen Probestellen Satrup, Preetz und Breitenfelde nachgewiesen.

3.2 Reproduktion

Um Vergleiche zwischen den unterschiedlichen Naturräumen zu ermöglichen, werden die Ergebnisse hier für die Gebiete auf der Geest bei Schleswig und die Gebiete im Hügelland um Kiel zusammengefasst (Tab. 2).

Es liegen für die Geest-Gebiete Daten aus den Jahren 2014 bis 2020 (n=81) und für das Östliche Hügelland von 2015 bis 2020 (n=105) vor. Die mittlere Gelegegröße lag auf der Geest im Schnitt bei 2,8 Eiern pro Gelege mit einer Schwankungsbreite von 2,1 bis 3,2. Im Hügelland lag dieser Wert bei 2,6 Eiern pro Gelege mit einer

Schwankungsbreite von 2,1 bis 2,8. Aus durchschnittlich 56 % (zwischen 24 und 78 %) der Eier entwickelten sich auf der Geest Jungvögel im beringungsfähigen Alter, im Hügelland waren dies 74 % (zwischen 31 und 80 %). Dies führte zu einem durchschnittlichen Gesamtbruterfolg von 1,5 Jungen pro Brutpaar (zwischen 0,5 und 2,3) auf der Geest und 1,9 Jungen (zwischen 0,8 und 2,3) im Hügelland. Hierbei ist wiederum zu bedenken, dass sich der Gesamtbruterfolg bis zum Ausfliegen noch verringern kann.

Bei der Betrachtung der Brutergebnisse zwischen den Untersuchungsperioden im Untersuchungsgebiet Dänischenhagen (Tab. 3) fällt ein deutlich besseres Ergebnis des Teilbruterfolges von 2,5 Jungen in der aktuellen Untersuchungsperiode von 2018 bis 2020 auf. Bei der ersten Untersuchung von 1990 bis 2002 lag dieser lediglich bei 1,6 Jungen. Die aktuelle Zeitreihe ist mit drei

Tab. 3: Übersicht über die im UG Dänischenhagen (100 km²) von 1990 bis 2002 und von 2018 bis 2020 ermittelten Reproduktionsergebnisse. // Overview of reproductive parameters in the study area Dänischenhagen between 1990 and 2002 and from 2018 to 2020.

Jahr	Junge				Junge	Erfolgreiche Bruten	Teiltruferfolg	Brutpaare
	1	2	3	4				
1990	3	3	4	0	21	10	2,1	36
1991	8	3	1	0	17	12	1,4	44
1992	8	5	2	0	24	15	1,6	50
1993	6	4	7	0	35	17	2,1	50
1994	8	1	0	0	10	9	1,1	49
1995	11	2	0	0	15	13	1,2	48
1996	5	8	3	0	30	16	1,9	66
1997	5	1	0	0	7	6	1,2	55
1998	3	3	0	0	9	6	1,5	61
1999	4	3	1	1	17	9	1,9	65
2000	4	1	1	0	9	6	1,5	51
2001	2	2	3	0	15	7	2,1	73
2002	6	1	0	0	8	7	1,1	50
Ø/Σ	73	37	22	1	217	133	1,6	54
2018	0	2	0	0	4	2	2,0	20
2019	0	4	3	1	21	8	2,6	23
2020	0	3	4	0	18	7	2,6	26
Ø/Σ	0	9	7	1	43	17	2,5	23

Jahren, wovon zwei durch eine überdurchschnittliche Nahrungsverfügbarkeit geprägt waren, jedoch deutlich kürzer.

3.3 Landschafts- und Landnutzungsstruktur und Bruterfolg

Um den Zusammenhang des agrarischen Landschaftswandels mit der Brutbestandsentwicklung des Mäusebussards zu untersuchen, wurden von D. Bloche im Rahmen dieses Projekts unterschiedliche Landschafts- und Landnutzungsstrukturen mit dem Bruterfolg einzelner Bussardreviere auf Korrelationen überprüft

(Bloche 2019; siehe dort auch methodische Hinweise). Hierzu wurden die Brutreviere in den Untersuchungsgebieten Silberstedt, Heikendorf und Barmstedter Geest herangezogen. Ergebnisse dieser Untersuchung und ähnlicher Studien (u.a. Weber 2002) zeigen Korrelationen der Abundanz mit bestimmten Landnutzungs- sowie Grenzstrukturen. Der Anteil von Extensivgrünland, Weiden und Wald – insbesondere Laubwaldränder an Grünland oder mit vorgelagerten Säumen – sowie die Länge an ökologisch hochwertigen und intakten Knicks und Feldhecken sind hierbei besonders hervorzuheben. Charakteristika schlechter ausgestatteter Habitate sind hingegen hohe Anteile von Mais, Raps und Wintergetreide. Die Untersuchung zeigt, dass Mäusebussarde aufgrund ihrer Habitatansprüche direkt und indirekt von Lebensraumverlusten ihrer Hauptbeute Feldmaus durch den agrarischen Landschaftswandel beeinflusst werden. Der Mäusebussard ist in seiner Ernährung hochgradig von Kleinsäugetern und insbesondere von der Feldmaus *Microtus arvalis* abhängig (Mebs 1964, Glutz von Blotzheim 1971). Feldmäuse entwickeln sich in einem etwa dreijährigen Massenwechsel zwischen Gradation (Massenjahr) und Latenz (Mangeljahr) (Borkenhagen 2011).

3.4 Witterungsverlauf

Die Witterung in den Untersuchungsjahren von 2015 bis 2020 stellte sich wie folgt dar (Abb. 12).

Die Brutsaison 2015 startete durchschnittlich eher mild mit einigen nassen Phasen und späten Winterstürmen Ende März, brachte aber gerade im Binnenland noch lange sehr kalte Nächte mit Frost bis in den Mai und abermals heftige Gewitterstürme mit Starkregen. Nach einem Sommergruß Anfang Juni kühlte es dann noch einmal deutlich ab.

Die Brutsaison 2016 begann eher kühl, besonders im Binnenland auch mit viel Frost und relativ trocken. Der April startete sommerlich, um dann noch einmal dem Winter Platz zu machen. Weiter blieb es wechselhaft mit eher zu warmen, aber auch sehr kühlen Phasen. Im Juni war es dann überdurchschnittlich warm, es kamen aber häufig Gewitter mit Starkregenereignissen dazu.

Die Brutsaison 2017 begann sehr mild mit Temperaturrekorden, in der zweiten Aprilhälfte folgte aber nochmals ein Wintereinbruch. Die tiefen Temperaturen blieben bis in den Mai. Um die Monatsmitte

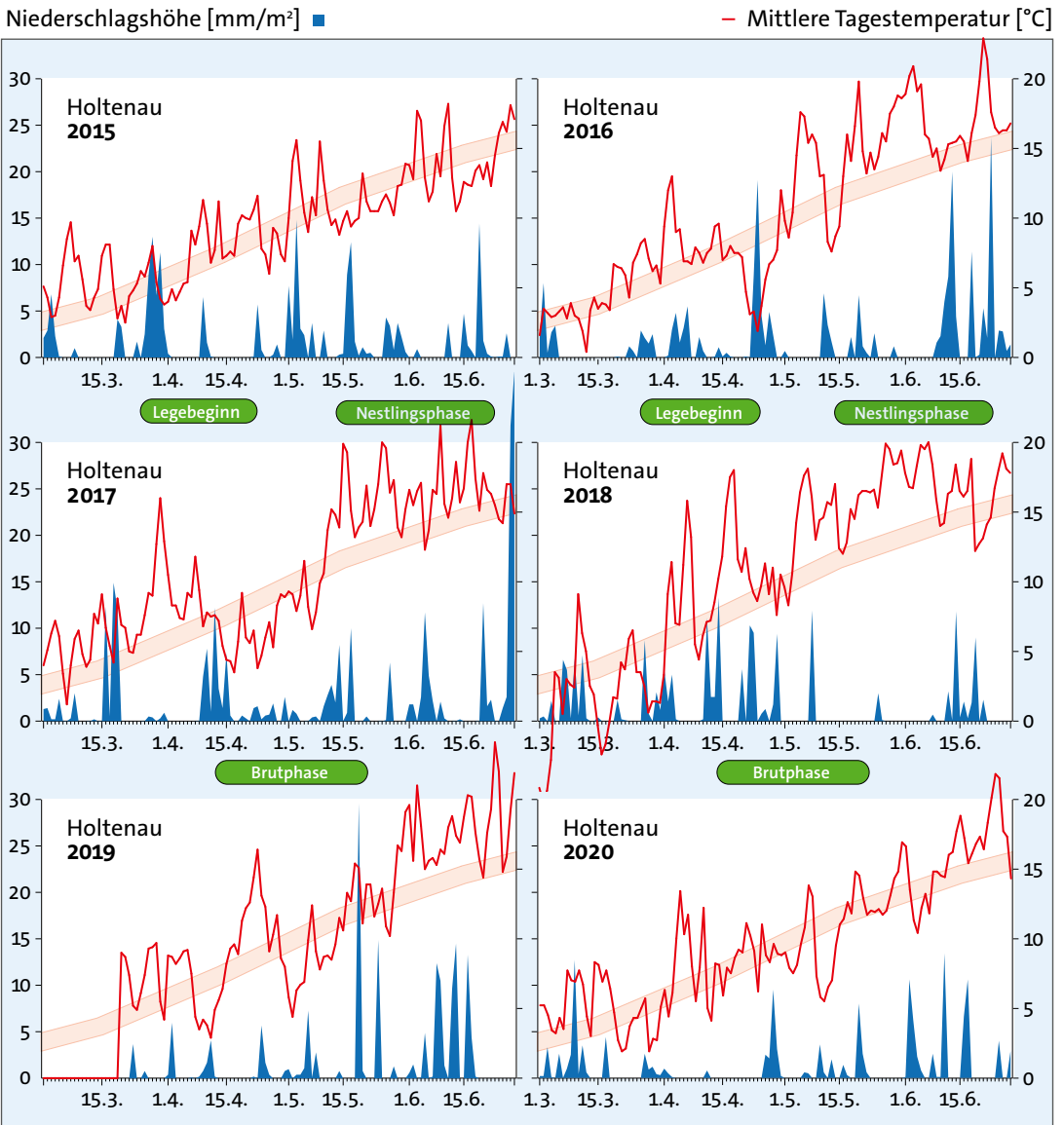


Abb. 12: Wetterdaten der jeweiligen Brutsaison 2015–2020. Dargestellt sind die Niederschlagshöhe ■, die mittlere Tagestemperatur – und die langjährige Durchschnittstemperatur (1981–2010) ■, gemessen an der Wetterstation Kiel-Holtenau. Für Anfang März 2019 fehlen einige Datensätze. Zur Orientierung sind die Fortpflanzungsphasen des Mäusebussards nach Mebs & Schmidt 2014 markiert ■. // Meteorological data of the breeding seasons 2015–2020 taken from the Kiel-Holtenau station. Displayed are precipitation ■, mean temperature – and long-term mean temperature ■ (1981–2020). Some data missing from early March 2019. For easy orientation Common Buzzard reproductive phases (Mebs & Schmidt 2014) are highlighted ■.

wurde es deutlich wärmer, begleitet von vielen Starkregenereignissen und besonders im Binnenland von einem erneuten Temperaturabfall und Orkanböen im Juni.

Das Jahr 2018 begann wiederum mild, im Februar und März zeigte sich der Winter nur kurz, aber mit zwei markanten Kaltlufteinbrüchen. Anfang April schaltete das Wetter innerhalb weniger Tage von Winter auf

Sommer um. April und Mai waren sogar die wärmsten Monate seit dem Beginn regelmäßiger Messungen. Im Mai und in den ersten beiden Juniwochen entluden sich vor allem im Süden und Westen zahlreiche schwere Gewitter, oft mit Hagel und sintflutartigem Regen. Doch von diesem blieben die meisten Regionen verschont, so dass nun eine der größten Trockenheiten der deutschen Klimageschichte folgte. Dazu erlebten die Menschen im Juli und August eine der längsten und gewaltigsten Hitzeperioden.

Zu Beginn der Brutsaison 2019 fegten eine ganze Reihe von schweren Stürmen über das Land, bevor der April mit trockenem und häufig sehr warmem Wetter schon einen Vorgeschmack auf den Sommer brachte. Völlig anders der Mai: Nach 13 zu warmen Monaten hintereinander verlief er sehr kühl und nass. Doch folgte der wärmste und sonnigste Juni seit Messbeginn. Dies war der Auftakt eines weiteren erheblich zu trockenen und extrem heißen Sommers, der alle vorgegangenen noch an Hitze übertraf. Flüsse trockneten aus und auch die Wälder litten unter der großen Trockenheit.

Die Brutsaison 2020 begann mit einem sehr sonnigen, milden März mit etwas zu wenig Niederschlag. Der April ging als sonnigster und dritttrockenster April seit Messbeginn in die Geschichte ein. Erst der Mai brachte eine leicht negative Temperaturabweichung. Häufiger Hochdruckeinfluss sorgte dabei für eines der sonnigsten Frühjahre seit Aufzeichnungsbeginn und zugleich für deutlich zu wenig Niederschlag. Der Juni startete sommerlich, es folgte mit auf Nordwest drehenden Winden und wiederholten Regengüssen ein unbeständiger und windiger sowie kühler Witterungsverlauf. In der zweiten Dekade bildeten sich dann, in schwülwarmer Luft, regional wiederholt unweatherartige Gewitter. Nach einer Stabilisierung mit hochsommerlichen

Temperaturen verabschiedete sich der Juni mit einem windigen Ausklang.

4 Diskussion

4.1 Bestandsentwicklung

Bei der zusammenfassenden Betrachtung der Entwicklung des Brutbestands des Mäusebussards auf den untersuchten Probestflächen hat sich in den letzten knapp 20 Jahren ein deutlicher Rückgang abgezeichnet (vgl. Abb. 11, Kap. 3.1).

Diese Aussage bezieht sich auf die **mittelfristige Entwicklung** auf den genannten Probestflächen seit der Jahrtausendwende. Da der Mäusebussardbestand sehr stark vom Massenwechsel der Feldmaus abhängt, sollten Aussagen zum Trend möglichst vier aufeinanderfolgende Untersuchungsjahre beinhalten. Bei weniger Untersuchungsjahren können durchaus auch **kurzfristige Entwicklungen** mit positivem Trend entstehen oder auch mit sehr negativem Trend.

Für eine Einschätzung der **langfristigen Entwicklung** der Mäusebussardbestände auf den untersuchten Flächen fehlen vergleichbare Ergebnisse. Außerdem haben sich die Bedingungen mit dem offiziellen Ende der Bejagung 1970 grundlegend verändert.

Mit lokalem Bezug lässt sich die Bestandsentwicklung innerhalb der drei intensiver bearbeiteten Flächen in Schleswig-Holstein vergleichen. Die Abundanz des Mäusebussards auf der Untersuchungsfläche **Silberstedt** fiel von 42 Brutpaaren 1999 auf sechs Brutpaare 2016 ab. Auch der kurzfristige Trend zeigt eine Abnahme des Brutbestandes von 2014 bis 2020 um 30 % (Abb. 6). Ursachen könnten Nahrungsprobleme, Kollisionen in bzw. Meidung von Windparks oder auch Prädation gewesen sein (vgl. Kap. 4.3). Auf der

Tab. 4: Historische Übersicht über Brutbestandsentwicklung des Mäusebussards in Schleswig-Holstein seit 1967. // *Historical overview of the Common Buzzard breeding population since 1967.*

Jahr	Brutbestand			Quelle
	Min. RP	Mittel RP	Max. RP	
1967		2.100		Looft (1968)
1975	1.700	2.600	3.600	Looft & Busche (1981)
1985–1994		3.939		Berndt, Koop & Struwe-Juhl (2002)
2005–2009		5.000		Koop & Berndt (2014)
2017–2020	3.700	4.100	4.400	diese Arbeit

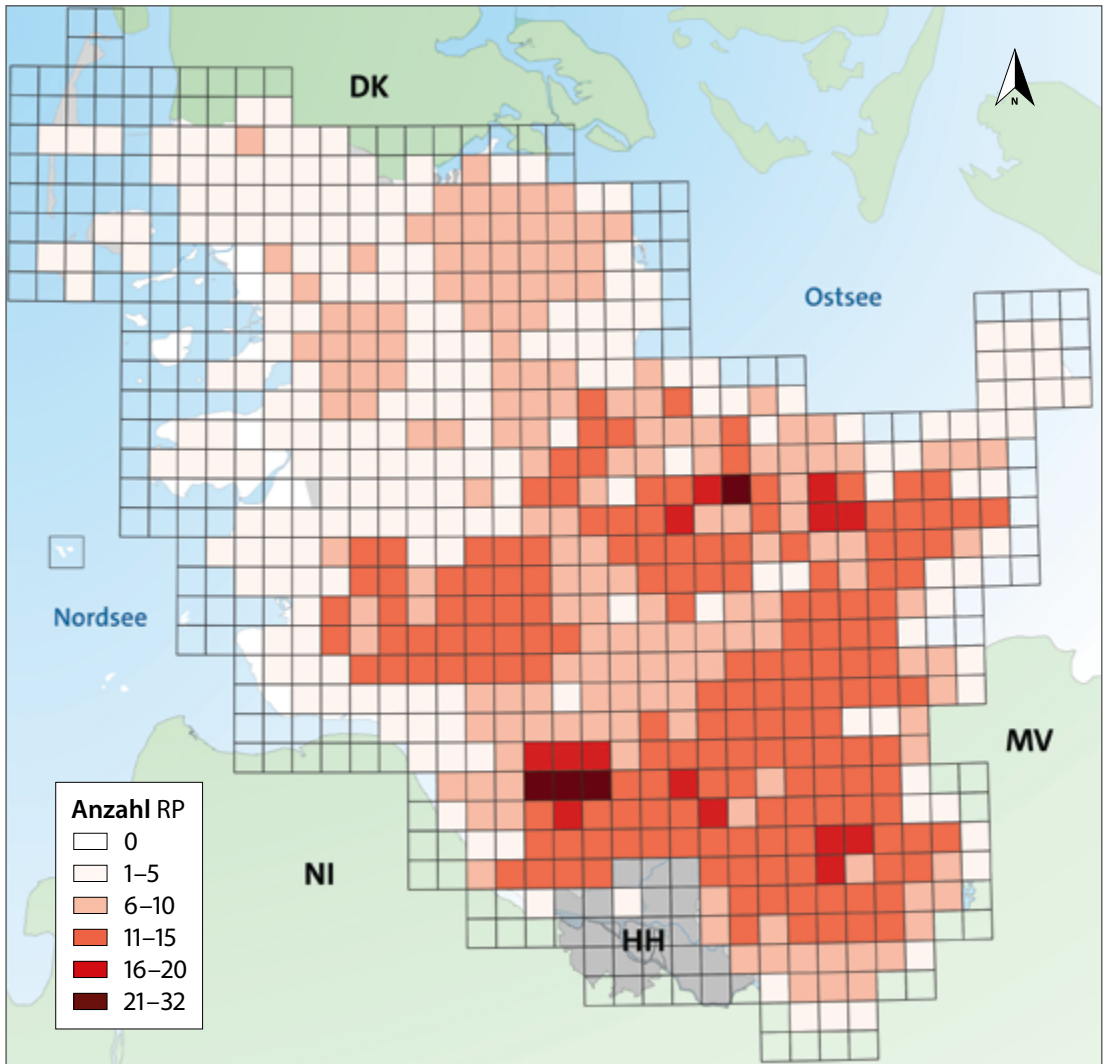


Abb. 13: Brutverbreitung des Mäusebussards in Schleswig-Holstein pro TK25-Quadranten 2017–2020 nach Schätzung. // *Estimated breeding distribution of Common Buzzard in Schleswig-Holstein 2017–2020 per TK25 map quadrant.*

Untersuchungsfläche **Dänischenhagen** gingen die Mäusebussardbrutbestände von durchschnittlich 54 Brutpaaren in der ersten Untersuchungsperiode auf 23 Brutpaare bis 2020 um mehr als Hälfte zurück (Abb. 7). Hier könnten vor allem Landschaftsnutzungsänderungen eine besondere Rolle spielen (vgl. Kap. 4.3). Etwas anders verhält es sich mit den Mäusebussardbeständen auf der **Barmstedter Geest**. Sie sind die höchsten, die auf den untersuchten Flächen festgestellt wurden (Abb. 9). Der besondere, historisch gewachsene Flächenzuschnitt mit großen Randlinieneffekten (Abb. 6)

und die Probeflächengröße erschweren einen direkten Vergleich der Ergebnisse (Walls & Kenward 2020). Trotzdem ist die sehr hohe Siedlungsdichte mit der langjährigen Untersuchung eindeutig nachgewiesen und mit einer vielgestaltigen Landschaft, die noch ein intaktes Knicknetz mit alten Überhältern aufweist, auch erklärbar (vgl. Kap. 4.3).

Die Entwicklung des Brutbestandes des Mäusebussards in ganz Schleswig-Holstein lässt sich aus der Literatur wie folgt nachzeichnen. Rohweder (1875) ordnet den Mäusebussard als „den gemeinsten Raubvogel

unserer Gegenden“ ein und auch Beckmann (1951, 1964) sieht ihn als „häufigen Brutvogel in Waldungen und Feldgehölzen des Ostens und der Geest“. Looft (1968) schätzte den Bestand dann für das Jahr 1967 auf Grundlage einer Erfassung von mehr als 20 % der besiedelbaren Fläche auf 2.100 Paare. Im Greifvogelband der Vogelwelt Schleswig-Holsteins geben Looft & Busche (1981) dann einen Bestand um 2.600 Paare an. Die erste Atlaskartierung zwischen 1985 und 1994 ergab einen Landesbestand von 3.939 Paaren (Berndt et al. 2002). Die im Zweiten Brutvogelatlas Schleswig-Holsteins (Koop & Berndt 2014) beschriebene Tendenz einer Zunahme der Bestände bis zur Jahrtausendwende und etwas darüber hinaus kann durch die vorliegenden Ergebnisse bestätigt werden. Auch eine regional unterschiedliche Entwicklung in den Folgejahren, mit starkem Rückgang im Schleswiger Bereich, deutlichen Rückgängen auf den Probeflächen um Kiel sowie stabilen bis steigenden Beständen auf der Barmstedter Geest, stimmen mit den Ausführungen im Brutvogelatlas überein. Für ganz Schleswig-Holstein geht dieser für die Erfassungsjahre 2005 bis 2009 von einem gestiegenen Bestand um 5.000 Paare aus (Tab. 4).

Eine aktuelle Aussage über die Bestandsentwicklung in ganz Schleswig-Holstein ist mit den Ergebnissen dieser Untersuchung nur eingeschränkt möglich. Durch eine Erweiterung der Datengrundlage mit den Meldungen beim Online-Portal ornitho.de des DDA, weiteren Kartierungen aus Planungsprojekten und Expertenbefragungen ist jedoch eine Abschätzung möglich. Hierzu wurden die Quadranten der Topografischen Karte (TK25) den naturräumlichen Landschaftseinheiten

Nordfriesische Geestinseln, Nordfriesische Marschinseln- und Halligen, Nordfriesische Marsch, Lecker Geest, Schleswiger Vorgeest, Angeln, Schwansen, Bredstedt-Husumer Geest, Eiderstedter Marsch, Eider-Treene-Sorge-Region, Hüttener Berge, Dänischer Wohld, Ostholsteinisches Hügel- und Seenland, Wagrien, Fehmarn, Holsteiner Vorgeest, Heide-Itzehoer Geest, Dithmarscher Marsch, Holsteinische Elbmarschen, Barmstedt-Kisdorfer Geest, Hamburger Ring und Lauenburger Geest zugeordnet, und ein Schnitt der vorhandenen Erfassungsdaten aus dieser Untersuchung und den weiteren Kartierungen errechnet. Hieraus ergibt sich ein Landesbrutbestand von 3.700 bis 4.400 Revieren des Mäusebussards zwischen 2017 und 2020 (Abb.13).

Ein Blick in die benachbarten Regionen ergibt ein ähnliches Bild. In Niedersachsen werden bei einem Bestand von um die 15.000 Revieren knapp 99 % der TK25-Quadranten als besiedelt angegeben. Der Bestand erreichte um 2001/2002 seinen Höchststand und verringerte sich bis 2010 um rund ein Drittel (Krüger et al. 2014). In Mecklenburg-Vorpommern wird bei einem Bestand von um die 5.000 Brutpaare und einer Rasterfrequenz von knapp 97 % von einer stabilen Population ausgegangen (Vökler 2014). Probeflächenuntersuchungen zeigen jedoch auch hier regional deutliche Abnahmen (Franke & Franke 2017). In Brandenburg steht der Mäusebussard mit einem Bestand zwischen 5.700 und 6.800 Paaren mittlerweile auf der Vorwarnliste der aktuellen Roten Liste (Ryslavý et al. 2019). Die Autoren gehen also davon aus, dass der Mäusebussard in naher Zukunft gefährdet sein wird, sofern die Faktoren, die zur Bestandsabnahme führen, weiter wirken.

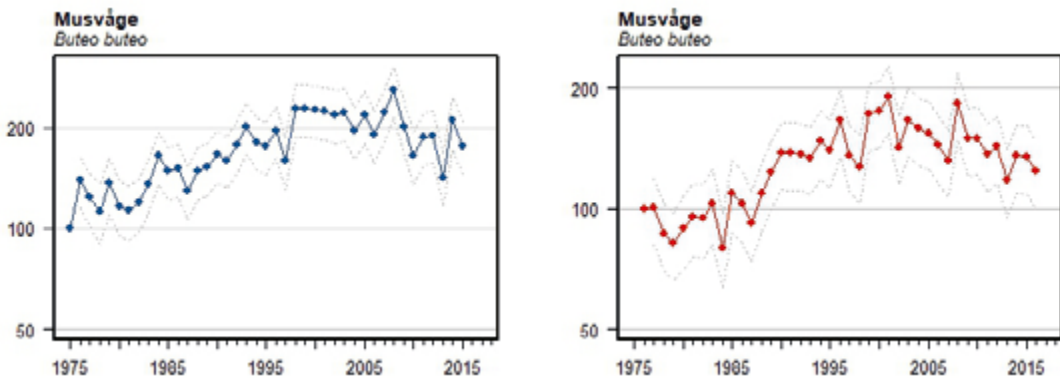


Abb. 14: Entwicklung der Mäusebussardbestände in Dänemark zur Brutzeit (rot) und im Winter (blau). // Counts of breeding (red) and wintering (blue) Common Buzzards in Denmark. Quelle: www.DOFBASEN.DK

Bundesweit ist der Bestand mit 68.000 bis 115.000 Revieren (2011–2016) nach den Bestandsgrößen und -trends der Brutvögel Deutschlands (Gerlach et al. 2019) langfristig stabil, der Trend der letzten 12 Jahre moderat abnehmend, nach den Daten des MEROS seit der Jahrtausendwende abnehmend (Abb. 1). In Dänemark wurde bei der aktuell durchgeführten dritten Atlaskartierung eine steigende Rasterfrequenz von 95 % festgestellt. Eine im ganzen Land durchgeführte Erhebung zeigt eine Zunahme der Bestände bis etwa zur Jahrtausendwende mit einem anschließenden Rückgang (Vikström 2018 und Bech briefl.; Abb. 14, Punkt-Stopp-Zählungen auf 400 Strecken, je 3–4 Stunden, 2x im Jahr). Für 2013 wird von einem Bestand von 6.000 bis 8.000 Paaren ausgegangen (Tofft in Mebs & Schmidt 2014).

4.2 Reproduktion

Um beurteilen zu können, warum eine Population zu- oder abnimmt, braucht es eine ganze Reihe von Informationen. Hierzu gehören u. a. Fragen nach der Gelegegröße, dem Bruterfolg, der Überlebenswahrscheinlichkeit oder auch der Altvogelmortalität. Hierzu konnten aus unseren Untersuchungen – Kontrollen der Nester oder Einblicke über Nestkameras – einige Daten, im Besonderen bis zum Ende der Nestlingsphase, erfasst und belegt werden.

Um festzustellen, ob der ermittelte Bruterfolg ausreicht, die Population zu erhalten, fehlen uns die Informationen zur Jung- und Altvogelmortalität außerhalb der Brut- und Aufzuchtphase. Für die Einschätzung des Einflusses von WEA-Schlagopfern auf norddeutsche Bussardpopulationen wurde im Rahmen der Progress-Studie (Krüger in Grünkorn et al. 2016) ermittelt, dass im Durchschnitt 1,50 bis 1,95 Junge pro Brut und Jahr flügge werden müssen, damit die Population erhalten bleibt. Hierin ist die in der PROGRESS-Studie ermittelte Mortalität durch die Windkraft bei aktuellem Ausbaustand schon einberechnet. Grundlage dieser Berechnung sind langfristige Untersuchungen an einer Bussardpopulation im Raum Bielefeld (Krüger & Lindström 2001, Chakarov et al. 2015).

Mit den dargestellten Daten (Tab. 2) lässt sich ein Bruterfolg der letzten sechs Jahre betrachten. Für die Schleswiger Probestflächen ist dokumentiert, dass der Bruterfolg (der Quotient aus Jungen- und Eizahl) in den Jahren zwischen 1971 und 1976 bei im Mittel 78 %, in den Jahren 1998 bis 2004 bei 57 % und von 2014 bis 2020 im Mittel bei 56 % lag (Grünkorn 2020).

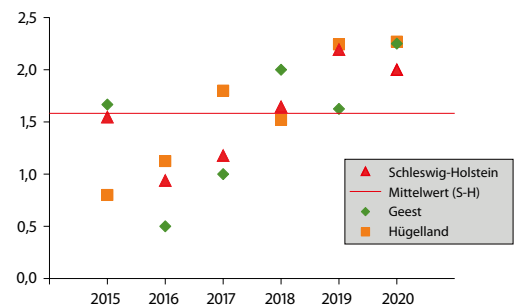
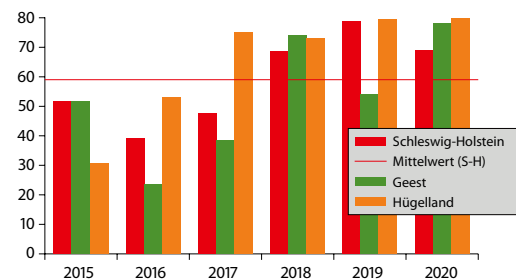
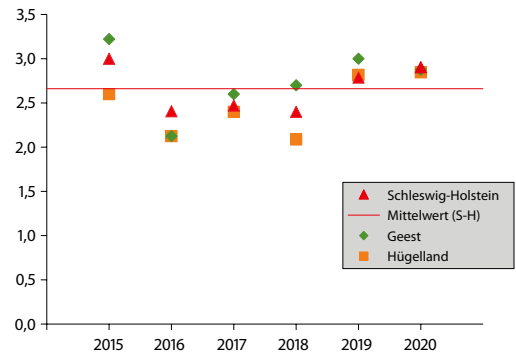


Abb. 15: Mittlere Gelegegröße auf allen Probestflächen in Schleswig-Holstein, auf denen der Geest und im Östlichen Hügelland. // Mean clutch size in all study areas in Schleswig-Holstein and in the ones in two main natural geographic regions of Schleswig-Holstein, central and eastern moraine area.

Abb. 16: Bruterfolg in Prozent auf allen Probestflächen in Schleswig-Holstein, auf denen der Geest und im Östlichen Hügelland. // Hatching success in all study areas in Schleswig-Holstein and in the ones in central and eastern moraine area.

Abb. 17: Gesamtbruterfolg in Junge pro Brutpaar auf allen Probestflächen in Schleswig-Holstein, auf denen der Geest und im Östlichen Hügelland. // Mean number of chicks per nest recorded at the time of banding in all study areas in Schleswig-Holstein and in the ones in central and eastern moraine area.

Bei einer Betrachtung aller in Schleswig-Holstein erhobenen brutbiologischen Daten der letzten sechs Jahre zeichnet sich eine mittlere Gelegegröße von 2,7 mit einer Schwankungsbreite zwischen 2,4 und 3,0 Eiern pro Gelege ab. Vergleichen wir die Flächen auf der Schleswiger Vorgeest mit denen im Östlichen Hügelland, liegt die mittlere Eizahl auf der Geest in fast allen Jahren höher als im Hügelland (Abb. 15, Tab. 2).

Der Bruterfolg in allen untersuchten Gebieten Schleswig-Holsteins liegt bei durchschnittlich 61 %, mit einer Schwankungsbreite zwischen 39 und 79 %. Auf der Geest ist dieser in den meisten Jahren deutlich geringer als im Hügelland, durchschnittlich bei 56 % zu 74 %. Es werden also im Hügelland deutlich mehr Junge aus den gelegten Eiern groß als auf der Geest (Abb. 16, Tab. 2).

Der Gesamtbruterfolg liegt im Durchschnitt aller erfassten Gebiete Schleswig-Holsteins bei 1,6 Jungen je Brutpaar, mit einer Schwankungsbreite von 0,9 bis 2,2 in den unterschiedlichen Jahren. Auf der Geest ist der Gesamtbruterfolg mit 1,5 Jungen niedriger als im Hügelland mit 1,9 Jungen (Abb. 17, Tab. 2).

Die Mäusebussardpopulation in Schleswig-Holstein erreicht also den genannten Wert von 1,50 bis 1,95 Jungen pro Brutplatz, der zum Erhalt der Population nötig wäre, in den meisten Jahren. Zu bedenken ist aber, dass der Gesamtbruterfolg der Erhebungen in Schleswig-Holstein im Vergleich mit den Daten aus der oben erwähnten PROGRESS-Studie niedriger liegt, da die Jungenzahl hier im beringungsfähigen Alter ermittelt wurde und nicht beim Ausfliegen. In dieser Zeit sind noch einige Verluste unter den Ästlingen anzunehmen.

Der Vergleich zwischen Geest und Hügelland zeigt, dass über den Zeitraum der letzten sechs Jahre beide Populationen nur knapp an der angenommenen Grenze zum Populationserhalt liegen, im Hügelland noch eher als auf der Geest.

Da die mittlere Gelegegröße mit 2,7 Eiern pro Gelege im Vergleich mit anderen Studien (Mebis 1964) als mindestens durchschnittlich einzuschätzen ist, muss die Ursache für den nicht zum Erhalt der Population ausreichenden Gesamtbruterfolg im Verhältnis der flüggen Jungen zu den gelegten Eiern zu suchen sein, also beim Schlupferfolg und der Jungensterblichkeit.

4.3 Suche nach den Ursachen

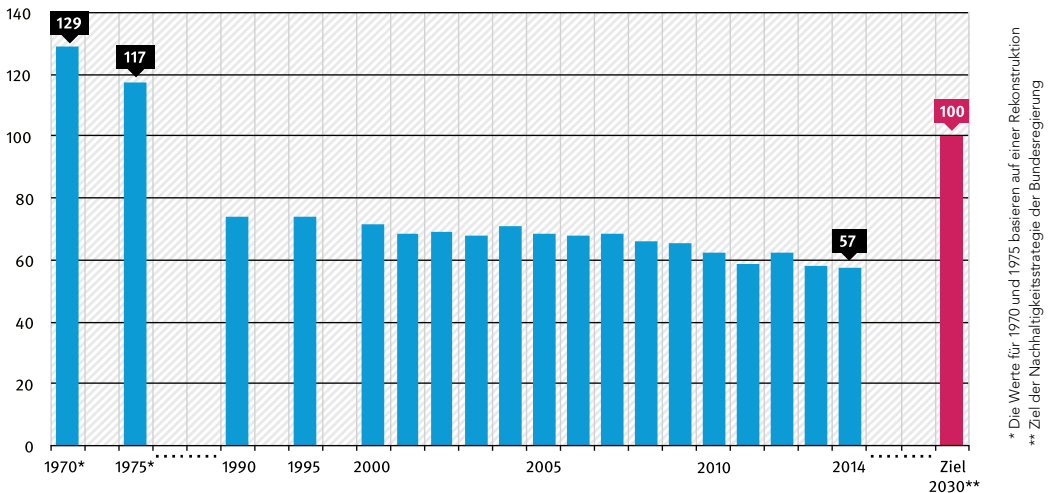
Als mögliche Ursachen für einen Rückgang des Brutbestandes des Mäusebussards kommen verschiedene

Faktoren in Frage. Einige davon wollen wir im Folgenden genauer betrachten.

Nahrungsmangel ist die wichtigste Ursache für den Verlust von Jungvögeln während der Aufzuchtphase. Auch wenn der Mäusebussard nicht zu den Agrarvögeln gehört, ist er doch maßgeblich von diesem Landschaftsbereich abhängig. Seine wichtigste Beute ist die Feldmaus. Der Gewichtsanteil der Wühlmäuse an der Nahrung der Jungen kann in einem Gradationsjahr 73 bis 83 % und selbst in einem Latenzjahr 42 bis 57 % betragen und ist damit bekanntermaßen die zentrale Größe (Grünkorn & Welcker 2021). Feldmäuse leben in der Agrarlandschaft; sie bevorzugen das Dauergrünland, aber auch Äcker werden temporär besiedelt. Knicks und andere Saumstrukturen werden als Rückzugsräume zur Wiederbesiedlung der Flächen genutzt (Borkenhagen 2011, Boye 2003). Diese Saumstrukturen oder auch Ökotope werden immer weniger (Langgemach et al. 2019) und verschlechtern sich auch qualitativ. Der Lebensraum Agrarlandschaft entwickelt sich am stärksten von einem natürlichen Zustand weg. Der Teilindikator Agrarland des Indikators Artenvielfalt und Landschaftsqualität zur Erfolgskontrolle der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt und der nationalen Strategie für nachhaltige Entwicklung in Deutschland der Bundesregierung weist weiterhin einen statistisch signifikanten Trend weg vom Zielwert aus (Abb. 18; Umweltbundesamt 2018 nach Wahl et al. 2017). Die Bundesregierung bescheinigt sich selbst, dass die ökologische Qualität agrarischer Landschaften weiter abnimmt.

Dauergrünland und Ackerbrachen werden zu Äckern für Energiepflanzen umgewandelt, die Pflanzabstände werden immer enger, die Vielfalt der angebauten Feldfrüchte wird geringer, die Fruchtfolge eingeeengt, Dünger- und Pestizidgaben werden gesteigert, Acker- und Wegränder mitbehandelt (Börnecke 2016, Busch et al. 2020, Deutsche Ornithologen-Gesellschaft 2019, Flade & Schwarz 2013, Langgemach et al. 2019). Auf der Fläche Silberstedt beispielsweise sind die sandigen Geestböden zwar mit vielen Knicks und ebenerdigen Gebüschstreifen vielfältig strukturiert, sie liegen aber in der Region mit der höchsten Agrargasanlagendichte Schleswig-Holsteins. Ein großer Teil der Landschaft ist mit Mais bebaut. Die Flächen fallen als Nahrungsflächen für den Bussard aus. Auch die Gutslandschaft in Dänischenhagen mit intensiver Ackernutzung auf großen Schlägen mit kaum Saumstrukturen bietet wenig Lebensraum für die Feldmaus. Die Grünlandfläche ging seit der

Zielerreichungsgrad in Prozent



* Die Werte für 1970 und 1975 basieren auf einer Rekonstruktion
 ** Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung

Abb. 18: Anhaltend negative Entwicklung des Teilindikators Agrarland für Deutschland. // Ongoing decline of the quality index for biodiversity in agricultural landscapes (data from federal government sources). Quelle: Verändert nach Umweltbundesamt 2018.

Jahrtausendwende in den meisten Bereichen zurück (Rabe 2017). Die Brutplätze des Mäusebussards sind aktuell ziemlich gleichmäßig über die besiedelbare Fläche verteilt. Die Nähe zum Grünland und die Meidung der Ackerflächen bei der Nistplatzwahl ist gut zu erkennen. Die Konzentration der Bruten auf größere Wälder wie in der ersten Untersuchungsperiode existiert nicht mehr (Abb. 8).

Dem Bau von Agrargasanlagen und der Aufstallung der Viehbestände in Großställen folgte der Umbau von Grünland in Maisschläge. Futter und damit weitere Nährstoffe werden zusätzlich im großen Stil importiert. Die ansteigende Belastung des Grundwassers durch Überdüngung (Henning & Taube 2020) ist auf der sandigen Geest besonders deutlich. Die Dauergrünlandflächen sind in Schleswig-Holstein von 1997 bis 2007 um 100.000 ha zurückgegangen, bis 2016 verschwanden nochmals 20.000 ha. Es gibt gerade noch 327.000 ha Dauergrünland, wovon allerdings nur 12.000 ha artenreiches Grünland sind (Rabe 2017). Der Rest besteht aus ein bis drei Gräserarten, wird regelmäßig mit Gülle getränkt und vier bis fünf Mal im Jahr gemäht. Feldmäuse können in dieser Agrarlandschaft keine großen Populationen mehr aufbauen und der Mäusebussard kann sie immer schlechter erreichen.

Etwas differenzierter sieht es auf der Fläche in Barmstedt aus, für die wir in Teilen einen besseren

Bestandstrend zeigen konnten. Die Knicks sind meist deutlich breiter als im Landesschnitt, die Randstreifen häufig mit Brombeeren, Gräsern und Wildkräutern bewachsen. Die zahlreichen Überhälter sind meist alte Eichen. Die Wälder sind fast alle von Dauergrünland umgeben. Grünlandbereiche in den Restmooren und Niederungen von Krückau und Nebenbächen sind vielfach durch Ausgleichs- oder Ökokontoflächen gesichert. Es gibt wenig größere landwirtschaftliche Betriebe, viele Höfe werden im Nebenerwerb betrieben. Baumschulen machen einen größeren Teil der Ackernutzung aus. In einer solch vielgestaltigen Landschaft können sich Kleinnagerbestände natürlich entwickeln, Mäusebussarde scheinen auch außerhalb der Wälder viele geeignete Brutplätze zu finden und können so die Landschaft optimal nutzen.

Eine Analyse zur Entwicklung der Feldmausbstände ist methodisch sehr aufwändig, aus Sicht der Landwirtschaftskammer wegen unproblematischer Bestände nicht erforderlich und wird in Schleswig-Holstein nicht durchgeführt. Indirekte Hinweise auf die Entwicklung, wie z. B. langjährige Untersuchungen von Winterbeständen des Mäusebussards und anderer, von der Verfügbarkeit der Feldmaus abhängiger Beutegreifer in der Sorgeniederung (Looft in Vorb., Looft & Kaiser 2003, Looft & Busche 1981), deuten auf einen starken Rückgang der Feldmaus hin. Untersuchungen

in Süddeutschland weisen gar einen Zusammenbruch der Populationszyklen in Teilbereichen nach (Schuster et al. 2012). Auch die Bestandsentwicklung der vom Feldmausvorkommen stark abhängigen Schleiereule *Typo alba*, in den vom Landesverband Eulenschutz in Schleswig-Holstein kontrollierten Nistkästen, deutet auf einen starken Rückgang der Feldmaus nach der Jahrtausendwende hin (Ratzmer & Finke 2020). Auffällige landesweite Feldmausgradationen sind nach diesem indirekten Indikator seit 2003 ausgeblieben (Koop & Berndt 2014, Looft mündl.). Bei Mäusemangel können Mäusebussarde zwar auf andere Beutetiere ausweichen, nur leiden auch diese unter den oben dargestellten Veränderungen in der Agrarlandschaft oder sind wie das Kaninchen *Oryctolagus cuniculus* aus anderen Gründen wie z. B. Myxomatose-Zügen zurückgegangen.

Bei der Betrachtung der Reproduktionsergebnisse im UG Silberstedt fällt auf, dass auch in Gradationsjahren der Feldmaus, die indirekt durch eine hohe mittlere Gelegegröße zu erkennen sind, nicht wesentlich mehr Paare zur Brut schreiten als in Latenzjahren. Dies deutet darauf hin, dass in der Region keine große Brutreserve mehr vorhanden ist, die bei guten Bedingungen ins Brutgeschehen einsteigen könnte.

Auch **Vitalitätsverlust** in Folge der zunehmenden Belastung der Landschaft durch Umweltgifte kann auf den Mäusebussard als Topprädatoren einen Einfluss haben. So wirken beispielsweise die in der Landwirtschaft eingesetzten sogenannten Pflanzenschutzmittel meist indirekt auf Vögel (Langgemach et al. 2019). Der

durch Grünkorn & Welcker (2021) festgestellte gute Schlupferfolg spricht gegen einen Einfluss auf dieser Ebene, nur kann eine solche Belastung auch an anderer Stelle, wie z. B. auf die Fitness und die Reaktionsfähigkeit der Altvögel, wirken. Untersucht ist diese Möglichkeit kaum. Ein weiterer indirekter Einfluss auf Beutegreifer kommt durch den Einsatz von Rodentiziden gegen sogenannte Schadnager hinzu. Durch die verzögerte Wirkung dieser Gifte steigt selbst bei fachgerechter Anwendung die Wahrscheinlichkeit, dass Greifvögel die vergifteten Nager erbeuten. Bei Untersuchungen der Wirkung von gerinnungshemmenden Rodentiziden auf Nicht-Zielarten wurden bei über 30 % der untersuchten Greifvögel Rückstände der Gifte nachgewiesen, bei Säugern sogar bei über 60 % (Jacob et al. 2018, Walther et al. 2020). Eine aktuelle Untersuchung von Umweltgiften in Greifvögeln aus verschiedenen Nahrungsgilden, in welche auch Proben aus unseren Untersuchungsflächen eingingen, wies im Wesentlichen ebenfalls hohe Rückstände von antikoagulanten Rodentiziden nach (Badry et al. 2021). Und auch die Jagd mit Bleimunition stellt einen weiteren Einfluss auf den Gesundheitszustand des Mäusebussards, wie auf alle aasfressenden Greifvögel, dar (Bergs 2009). Die Aufnahme kleinster Bleipartikel mit dem Aas führt zu Koordinationsstörungen und zur Beeinträchtigung des Sehvermögens bis zur Erblindung oder zu einer akuten Bleivergiftung, an der das Tier in kurzer Zeit verendet (Krone & Hofer 2005).

Verluste durch **Verkehrsoffer** dürften gerade im Winter einen großen Anteil an den Gesamtverlusten

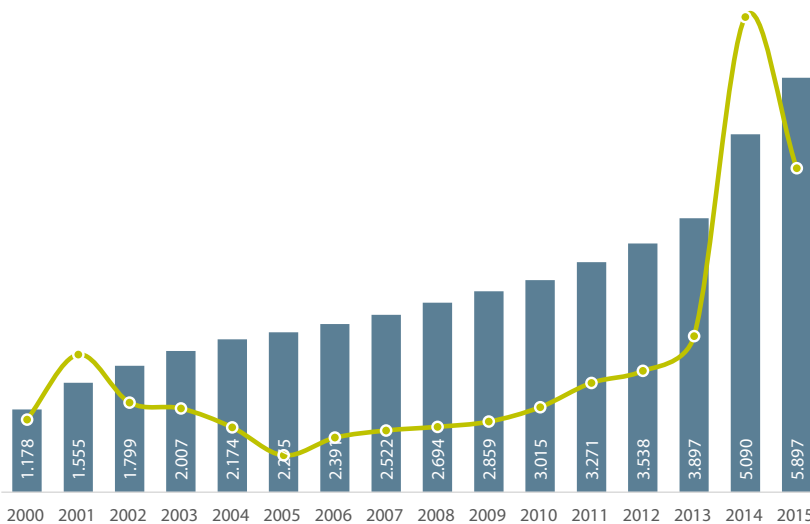


Abb. 19: Entwicklung der Windenergieleistung in Schleswig-Holstein in Megawatt (■ Bestand und — Zubau). // Development of wind power in Schleswig-Holstein (megawatts). Quelle: Verändert nach FA Wind 2016.

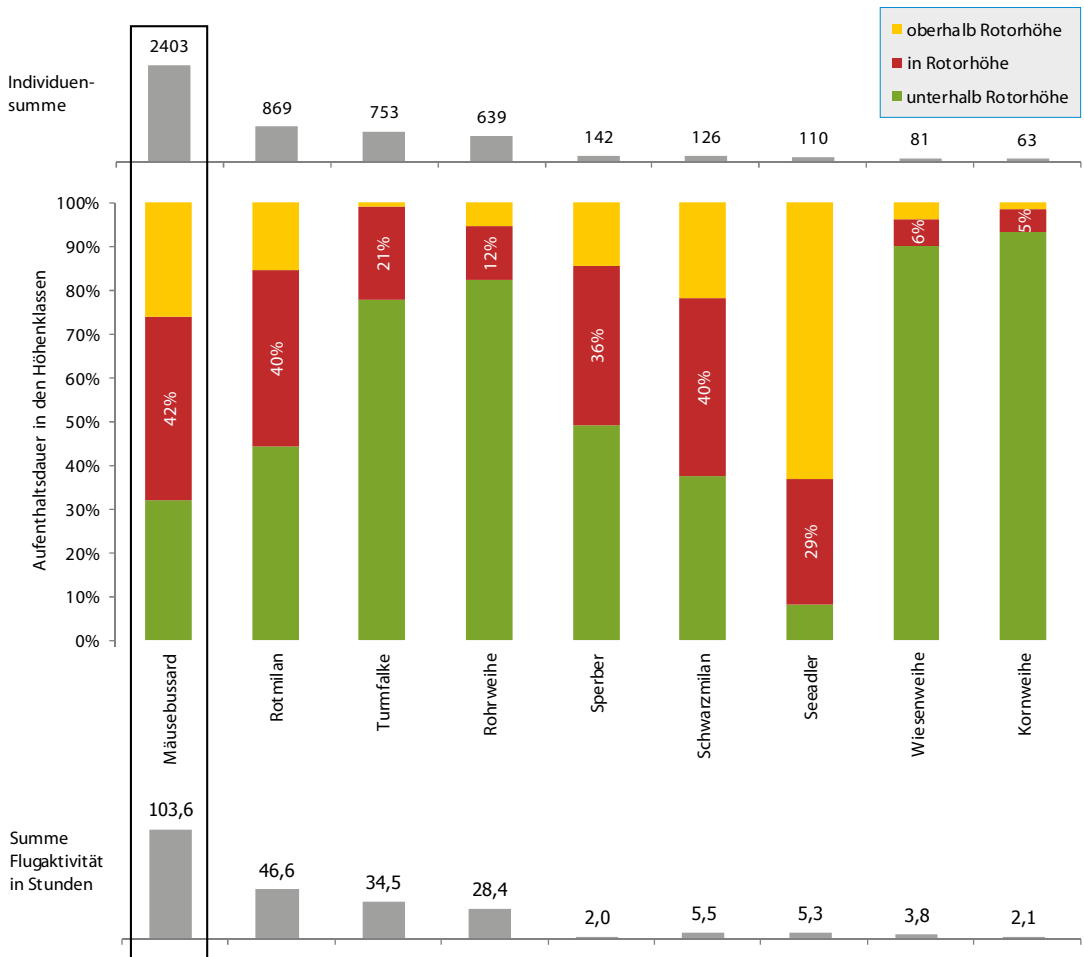


Abb. 20: Vertikale Verteilung der Flugaktivität von häufigen Greifvögeln in Windparks. // Vertical flight activity of some common birds of prey in wind power plants. Quelle: Verändert nach Grünkorn et al. 2016.

haben. In einer Studie zu Kollisionsopfern an einem Autobahnabschnitt war der Mäusebussard die häufigste festgestellte Art. Der Autor berechnet eine Mortalität von 0,9 Exemplaren pro Autobahn-Kilometer und Jahr (Fackelmann 2012). Diese hohen Verlustraten bieten jedoch als Erklärung für einen Rückgang des Brutbestandes des Mäusebussards seit der Jahrtausendwende keinen zentralen Anhaltspunkt. Denn auch wenn Straßen und Schienen weiter ausgebaut werden, ist doch in den letzten 20 Jahren kein solcher Zubau realisiert worden, der eine Steigerung der Verlustraten erklären würde.

Die Nutzung der Windkraft nahm in Schleswig-Holstein bis zum Windkraft-Moratorium in jedem Jahr

durch den Bau neuer und größerer WEA zu (Abb.19). Sowohl durch die PROGRESS-Studie, die Anlass für diese Untersuchung ist, als auch durch Untersuchungen der Staatlichen Vogelschutzwarte Brandenburg wird ein negativer Einfluss von WEA auf den Bestand des Mäusebussards nachgewiesen.

Für die PROGRESS-Studie wurden 46 Windparks in Norddeutschland über knapp drei Jahre nach Vogelschlagopfern abgesucht. Der Mäusebussard rangierte mit 25 gefundenen Kollisionsopfern nach häufigen Arten wie Ringeltaube (41) und Stockente (39) an dritter Stelle. Weitere Berechnungen ergaben einen negativen Einfluss auf die Populationsentwicklung des Mäusebussards (Grünkorn et al. 2016).

Die Staatliche Vogelschutzwarte Brandenburg dokumentiert seit 2002 die Kollisionsoffer von WEA. Diese sogenannte Dürr-Liste führt der Mäusebussard vor Rotmilan und Ringeltaube an (Langgemach & Dürr 2021). Schlagopfer sind zum überwiegenden Teil Altvögel und werden zum großen Teil während der Brutzeit gefunden (Resch 2014), was folglich auch den Verlust der ganzen Brut bedeutet.

Das Problem der Lebensraumentwertung durch den Bau von Windparks scheint den Mäusebussard als Brutvogel weniger zu betreffen. Bei einer Untersuchung auf der Probefläche Silberstedt wurde kein Zusammenhang zwischen der Entfernung zur nächsten WEA und dem Bruterfolg oder der Siedlungsdichte festgestellt. Bruten fanden ab einem Abstand von 160 m zu kleineren Anlagen statt. Im Radius von 250 m um große Anlagen (über 75 m Höhe) gab es jedoch keine Bruten (Holzhüter & Grünkorn 2006). Auch viele weitere Studien, zusammengefasst in Langgemach & Dürr (2021), sehen kaum oder keine Meidung von Windparks durch den Mäusebussard, was auch die PROGRESS-Studie bestätigt. Dies hat dann zwar keine Einschränkung des Lebensraumes dafür aber eine erhöhte Kollisionsgefahr zur Folge (Abb. 20).

Ein konkreter Zusammenhang der Windenergieanlagendichte mit dem regionalen Rückgang des

Brutvorkommens des Mäusebussards ist mit den zusammengetragenen Ergebnissen nicht nachzuweisen – auch wenn der Bestand in den Untersuchungsgebieten im Kreis Schleswig-Flensburg, der zu den Schwerpunktgebieten des Windkraftausbaus gehört, am deutlichsten abgenommen hat, in den Untersuchungsgebieten um Kiel mit wenig Windkraftnutzung geringer zurückgegangen ist und auf der Barmstedter Geest ohne Windkraftnutzung stabil ist. In den beiden Untersuchungsgebieten mit dem stärksten Rückgang des Mäusebussards ist Silberstedt das mit Abstand am dichtesten mit WEA bebaute Untersuchungsgebiet. Bergenhusen verzeichnet einen ähnlich starken Rückgang. Es gibt aber nur einen Windpark am Rande des Untersuchungsgebietes, wodurch ein Einfluss wegen des kleinen Aktionsraumes des Mäusebussards während der Brutzeit unwahrscheinlich ist.

Insgesamt ergibt sich durch die zusammengestellten Untersuchungen, dass die WEA einen negativen Einfluss auf den Mäusebussardbestand haben. Eine Gewichtung im Verhältnis zu anderen möglichen Ursachen ist aber mit der bei den Bestandsaufnahmen angewandten Methodik nicht zu erbringen und konkrete Zahlen sind schwer zu generieren.

Prädation ist ein weiterer limitierender Faktor der Bestandsentwicklung des Mäusebussards. Ist sie bei

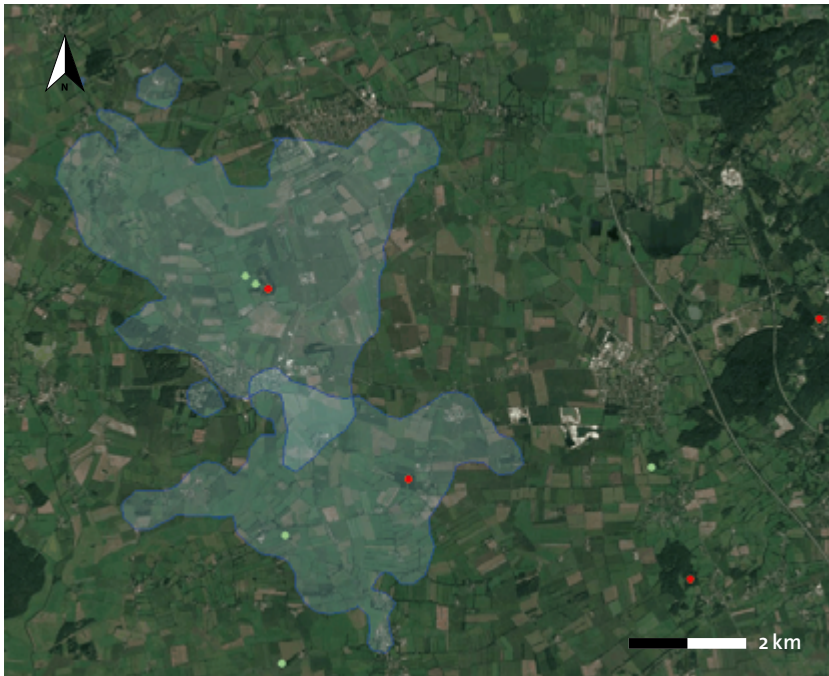


Abb. 21: Homeranges zweier Uhus bei Silberstedt, ● Brutplatz Uhu, ● Prädation junger Mäusebussarde. // Homeranges of two Eagle Owls near Silberstedt. ● Eagle Owl nest. ● Predation of juvenile Common Buzzards. Quelle: Grünkorn 2020.



einem natürlichen Zustand der Landschaft nur ein Auslesefaktor, kann bei weit reichenden Eingriffen die bestandsbeeinflussende Wirkung deutlich zunehmen. Mit der Verkleinerung der natürlichen Lebensräume durch Ausweitung der anthropogenen Siedlungsbereiche, dem Rückgang leicht zu erreichender Beutetiere wie Kaninchen, Singvögeln und Wühlmäusen, dem Erscheinen von Neozoen und der Wiedereinbürgerung von Prädatoren wie den Uhu wird das Räuber-Beute-Verhältnis verändert.

Einen Einfluss auf die Entwicklung der Bestände des Mäusebussards können einige Vertreter der Marderartigen *Mustelidae*, Waschbär *Procyon lotor*, Habicht oder Uhu haben. Grünkorn & Welcker (2021) stellten mit Nestkameras an Mäusebussardnestern auf den Schleswiger Probeflächen fest, dass 20 % der gestorbenen Jungvögel durch Prädation umkamen; elf Junge durch den Uhu und eines durch den Habicht. Säugtiere konnten in der sechsjährigen Untersuchung nicht als Prädatoren festgestellt werden. In einigen Wäldern auf der Barmstedter Fläche haben sich Uhu paare etabliert, was einen vermehrten Anteil von Brutverlusten bei den benachbarten Mäusebussardpaaren zur Folge hatte (Abb. 5, Raddatz briefl.).

Bei der Analyse von Rupfungen des Uhus von 2007 bis 2016 im Kreis Steinburg machte der Mäusebussard einen Anteil von 6 bis 11 % aus und war der nach der Ringeltaube *Columba palumbus* häufigste Vogel auf der Beuteliste. In den meisten Jahren waren es einzelne Uhu paare, die fast alle Mäusebussarde erbeuten (Lange 2017, 2019). Bei Untersuchungen auf der Probefläche Flintbek wiesen Heiden und Eckle 2016 (schriftl.) zehn Mäusebussarde in drei Monaten als Beute nur eines Uhu paares nach. Krüger (2018) stellte bei einer Untersuchung zur Wiederansiedlung des Uhus und dem Verhältnis von Uhu, Habicht und Mäusebussard fest, dass Mäusebussarde, die in der Nähe eines Uhu paares brüteten, einen deutlich geringeren Bruterfolg hatten. In Schleswig-Holstein siedeln bundesweit die meisten Uhus, der Bestand hat seit der Wiederansiedlung (Auswilderungen von 1980–2002; Reiser 2019) stetig zugenommen. Schon für die Zeit der zweiten Atlaskartierung von 2005 bis 2009 wird von einem Bestand von mindestens 400 Paaren ausgegangen (Koop & Berndt 2014). Heute liegen die Bestandsschätzungen zwischen 600 und 700 Paaren (Koop mtl., diese Untersuchung). Es liegt nahe, dass die geeignete Landschaft mittlerweile flächendeckend vom Uhu besiedelt ist. Dies legt auch eine Analyse der Homeranges mittels Telemetrie

untersuchter Uhus um die Probefläche Silberstedt nahe (Grünkorn & Welcker 2019, Abb. 21). Auch die Erfassungen dieser Untersuchung weisen eine hohe Dichte von Uhu-Revieren nach, auch wenn nicht auf allen Probeflächen gezielt nach dem Uhu gesucht wurde.

Somit ist die Prädation durch den Uhu als eine der Ursachen für die Rückgänge des Mäusebussardbestandes auf den meisten Untersuchungsflächen nicht auszuschließen. Auch der Habicht ist als Prädatoren nachgewiesen, weist aber im Unterschied zum Uhu keinen ansteigenden Bestand (Looft 2017) auf. In welchem Maße Prädation Einfluss auf die Entwicklung der Bussardpopulation hat, lässt sich quantitativ noch nicht einschätzen.

Die **anthropogene Verfolgung** ist ein nur schwer nachweisbarer Faktor mit Einfluss auf die Bestandsentwicklung des Mäusebussards. Viele Autoren sehen im Verbot der Bejagung Anfang der 1970er Jahre einen wesentlichen Grund für die Erholung der Bestände in den Folgejahren und die anschließende Besiedelung neuer Lebensräume in der offenen Landschaft (Busche & Looft 2003). Die Verfolgung endete aber mit dem Verbot nicht vollständig. Dürnberg und Raddatz (1992) stellten bei ihren Untersuchungen in der Zeit von 1979 bis 1987 27 Fälle von Horstbeschluss, Fang oder Abschuss eines Altvogels fest. Auch heute werden in einigen Untersuchungsgebieten noch zahlreiche Hinweise auf eine Verfolgung von Mäusebussarden und anderen Greifvögeln festgestellt. Der Nachweis wurde durch Fallenfund oder toxikologische Untersuchungen erbracht, die Ermittlung der Täter verlief aber fast immer im Sande. Auch in dieser Untersuchung gab es auf einigen Probeflächen Totfunde von Mäusebussarden, die anthropogene Verfolgung nahe legen. Zusätzlich können Mäusebussarde Opfer von illegalen Gifteinsätzen auf andere Arten wie Rotmilan, Seeadler oder Uhu werden, die durch ihren Schutz Bauvorhaben wie z. B. Windparks im Wege stehen. Auch der bis auf wenige Ausnahmen illegale Bekämpfung von als Schädlinge bezeichneten Vögeln, wie Kormoranen und Seeadlern in der Nähe von Fischzuchtanlagen oder Habichten und Wanderfalken im Umkreis von Taubenhaltungen, können Mäusebussarde zum Opfer fallen (u. a. Hirschfeld et al. 2017).

Wirklich quantifizieren lässt sich der Einfluss auf den Bestand des Mäusebussards aufgrund der geringen Nachweis- und Aufklärungsquote nicht.

Besondere **Wetterlagen** können ein bedeutender Faktor vor allem während der Brut- und Nestlingsphase

sein. Dauerregenereignisse gepaart mit späten Kälteperioden wurden bei den Untersuchungen auf den Schleswiger Probeflächen als eine Ursache für Jungenverluste im Untersuchungsjahr 2017 nachgewiesen (Grünkorn & Welcker 2021). Solche Ereignisse kamen in den Untersuchungsjahren 2015 bis 2020 regelmäßig vor (Abb. 12), sind aber nur bei diesem einen Ereignis als Ursache des Verlustes von Nestlingen festgestellt worden. Es müssen also mehrere Faktoren wie das Alter, und damit die Größe und Gefiederentwicklung der Nestlinge, und die allgemeine Nahrungssituation zusammen kommen, damit so ein Wetterereignis eine derartige Auswirkung hat. Längere Nachtfröste während der Brutphase oder Starkwindereignisse können ebenfalls einen negativen Einfluss in der Brut- und Nestlingsphase haben und den Bruterfolg deutlich beeinflussen. Die Wahrscheinlichkeit der Zunahme von Extremwetterereignissen wird im Zuge des Klimawandels als sehr wahrscheinlich angesehen (IPCC 2021).

Fazit

Alle genannten Faktoren kommen als Ursache für einen Rückgang in Frage und spielen auch in Schleswig-Holstein eine Rolle. Anhand der Daten unserer Untersuchung lassen sich die Einflüsse allerdings schwer gewichten oder gar quantifizieren. Eine Bussardpopulation kann sich trotz negativer Einflüsse aus unterschiedlichen Gründen, wie Zuwanderung oder Langlebigkeit, bis zu einem Kipppunkt auf einem niedrigen Niveau halten, um dann plötzlich einzubrechen. Solche Breaking Points sind nicht vorherzusehen.

Ein weiteres Monitoring des Mäusebussardbestandes, genauere Untersuchungen der Mortalität von Alt- und Jungvögeln sowie der Ursachen des Rückganges bleiben also unverzichtbar – ebenso der Schutz und die Wiederherstellung des Lebensraums aller *Feldvögel*.

6 Summary: Population dynamics of the Common Buzzard in Schleswig-Holstein – the next candidate from the fields to be on the Red List?

This study uses breeding data of the Common Buzzard taken from 16 study areas from all over Schleswig-Holstein, between Süderlügum in the northwest and Breitenfelde in the southeastern parts of the state. The results can be grouped into three main parts according to the structure of the trends and the main geographical regions.

Firstly, the study area around Schleswig showed a significant decline from the millenium change until today, and even in short term the decline is ongoing. Secondly, the study area around Kiel showed a decline as well, but with less intensity. Thirdly, and in contrast to both other study areas, the study area of Barmstedter Geest showed no decline, perhaps even a slight increase.

For the time between 2017 and 2020 we estimate the breeding population at about 3.700 to 4.400 breeding pairs for total Schleswig-Holstein. On state level the population of the Common Buzzard seems to undergo a significant decline which relates to similar trends in adjacent regions of Germany and Denmark.

As potential causes for the population decline on most study areas we discuss a number of factors: lack of food due to the ongoing intensification of industrial agriculture, loss of vitality due to toxins in the environment, collisions with wind turbines as well as traffic (road and train), predation by Eagle Owls, direct human persecution and weather. As several studies suggest all those factors may play a role, and we are not able to prioritize yet. Most likely all such effects are cumulative, may now be reaching a threshold level in some areas and, most important, persist.

Hence there seems to be a clear demand of further research and documentation of causes and backgrounds, but even more need to improve the environmental conditions for the Common Buzzard on the ground of the state of knowledge that is already available.

7 Literatur

- BADRY, A., D. SCHENKE, G. TREU & O. KRONE 2021. Linking landscape composition and biological factors with exposure levels of rodenticides and agrochemicals in avian apex predators from Germany. *Environmental Research* 193: 1–11.
- BECKMANN, K. O. 1951. Die Vögel Schleswig-Holsteins. 152 S. Wachholtz, Neumünster.
- BECKMANN, K. O. 1964. Die Vögel Schleswig-Holsteins. 2. überarbeitete Auflage. 155 S. Wachholtz, Neumünster.
- BERGS, S. 2009. Der Wildvogelpatient. Statistische Untersuchungen zum medizinischen, organisatorischen und finanziellen Aufwand für die Versorgung von verletzten Wildvögeln. 213 S. Inaugural-Dissertation zur Erlangung der tiermedizinischen Doktorwürde der Tierärztlichen Fakultät der Ludwig-Maximilians-Universität München
- BERNDT, R. K., B. KOOP & B. STRUWE-JUHL 2002. Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Bd.1. Brutvogelatlas. Wachholtz, Neumünster.



- BLOCHE, D. 2019. Einfluss des Landschaftswandels auf Bestandsänderungen des Mäusebussards (*Buteo buteo*) – Räumliche Analysen der Landschafts- und Landnutzungsstruktur in Brutrevieren in der Silberstedter Geest, Barmstedter Geest und bei Heikendorf (Schleswig-Holstein). Bachelorarbeit im Ein-Fach-Bachelorstudiengang Geographie der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. 57 S.
- BÖRNECKE, S. 2016. Die (un-) heimliche Artenerosion. Martin Häusling, MdEP/Europabüro Hessen, Wiesbaden.
- BORKENHAGEN, P. 2011. Die Säugetiere Schleswig-Holsteins. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum.
- BOYE, P. 2003. Nagetiere in der Agrarlandschaft. Populationsökologie, Konkurrenz, Biotopverbund. 158 S. Laurenti, Bielefeld.
- BUSCH, M., J. KATZENBERGER, S. TRAUTMANN, B. GERLACH, R. DRÖSCHMEISTER & C. SUDFELDT 2020. Drivers of population change in common farmland in Germany. *Bird Conservation International* 30: 335–354.
- BUSCHE, G. & A. KOSTREWA 2007. Zunehmende Brutbestände des Mäusebussards *Buteo buteo* im westlichen Schleswig-Holstein im Zeitraum 1966–2006: Bestandwachstum durch sequentielle Habitatbesetzung. *Vogelwarte* 45: 209–217.
- BUSCHE, G. & V. LOOFT 2003. Zur Lage der Greifvögel im Westen Schleswig-Holsteins im Zeitraum 1980–2000. *Vogelwelt* 124: 63–81.
- CHAKAROV, N., M. PAULI, A.-K. MUELLER, A. POTIEK, T. GRÜNKORN, C. DIJKSTRA & O. KRÜGER. 2015. Territory Quality and Plumage Morph Predict Offspring Sex Ratio Variation in a Raptor. *PLoS ONE* 10(10): e0138295. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138295> (Abruf 26.10.2020).
- DEUTSCHE ORNITHOLOGEN-GESELLSCHAFT, Fachgruppe Vögel der Agrarlandschaft 2019. Weiterentwicklung der Gemeinsamen Agrarpolitik ab 2021: Erfordernisse zum Erhalt unserer Agrarvögel. http://www.do-g.de/fileadmin/DO-G_Positionspapier_Agrarvoegel_21.10.2019_n.pdf (Abruf: 10.9.2020).
- DÜRNBERG, H. H. & H. J. RADDATZ 1992. Untersuchungen von Greifvogelbeständen in Südholstein. *Corax* 15: 37–50.
- DÜRR, T. & T. LANGGEMACH 2017. Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel (Schlagopferkartei): http://www.lfu.brandenburg.de/media_fast/4055/vsw_dokwind_voegel.pdf (Abruf: 25.9.2017).
- FACKELMANN, C. 2012. Vogel- und Säugetierverluste an einem Teilstück der Bundesautobahn 8 im Jahres- und Streckenverlauf. *Ornithol. Anz.* 51: 1–20.
- FA WIND 2016. Status des Windenergieausbaus und Repowering in Schleswig-Holstein. Fachagentur Windenergie an Land, Berlin.
- FLADE, M. & J. SCHWARZ 2013. Agrarvögel als Bioindikatoren. Bestandsentwicklung von Vogelarten der Agrarlandschaft in Deutschland 1991–2010 und Schlüsselfaktoren. Vortrag, Fachgespräch „Agrarvögel – ökologische Bewertungsgrundlage für Biodiversitätsziele in Ackerbaugebieten“ 01.–02. März 2013, Kleinmachnow.
- FRANKE, E. & T. FRANKE 2017. Der Brutbestand der Greifvögel und des Kolkraben *Corvus corax* im Jahre 2015 in einem Untersuchungsgebiet bei Stralsund. *Ornithol. Rundbr. Mecklenbg.-Vorpomm.* 48: 330–338.
- GERLACH, B., R. DRÖSCHMEISTER, T. LANGGEMACH, K. BORKENHAGEN, M. BUSCH, M. HAUSWIRTH, T. HEINICKE, J. KAMP, J. KARTHÄUSER, C. KÖNIG, N. MARKONES, N. PRIOR, S. TRAUTMANN, J. WAHL & C. SUDFELDT 2019. Vögel in Deutschland – Übersichten zur Bestandssituation. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., K. M. BAUER & E. BEZZEL 1971. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Bd. 4, Falconiformes, 2. Aufl. 1989. Aula, Wiesbaden.
- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP 2016. Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben. 332 S.
- GRÜNKORN, T. & V. LOOFT 1999. Vergleich von Brutbestand und Bruterfolg des Mäusebussards *Buteo buteo* 1998 auf einer 1000 km² großen Probefläche um Schleswig mit einer Untersuchung zwischen 1967 und 1976. *Populationsökologie Greifvögel- und Eulenarten* 4: 167–177.
- GRÜNKORN, T. & J. WELCKER 2021. Ursachenforschung zum Rückgang des Mäusebussards im Landesteil Schleswig. 2015 bis 2020. Unveröff. Bericht 2021 im Auftrag der Projektgruppe Seeadlerschutz e.V. mit Mitteln des MELUND Schleswig-Holstein. 177 S.
- GRÜNKORN, T. & J. WELCKER 2019. Erhebung von Grundlagendaten zur Abschätzung des Kollisionsrisikos von Uhus an Windenergieanlagen im nördlichen Schleswig-Holstein. Unveröff. Bericht 2019 im Auftrag des Landesverbandes Eulenschutz Schleswig-Holstein e.V. und des MELUND Schleswig-Holstein. 136 S.
- GRÜNKORN, T. 2020. Bruterfolg und Jungvogelverluste des Mäusebussards im Raum Schleswig. Vortrag auf dem Treffen der Probeflächenbearbeiter der OAGSH. Mönkeberg, 11.9.2020.
- GRÜNKORN, T. 2017. Projekt Ursachenforschung zum Rückgang des Mäusebussards im Landesteil Schleswig. Jahresbericht 2017 zur biologischen Vielfalt, Jagd und Artenschutz, MELUND Schleswig-Holstein, Kiel: 122–124.
- HENNING, C. & F. TAUBE 2020. 2. Nährstoffbericht des Landes Schleswig-Holstein. MELUND Schleswig-Holstein, Kiel. 105 S.

- HIRSCHFELD, A., D. GEVERS & A. HEYD 2017. Illegale Greifvogelverfolgung in Deutschland 2005–2015: Verbreitung, Ausmaß, betroffene Arten und Strafverfolgung. Berichte zum Vogelschutz 53/54: 43–62.
- HOHMANN, U. 1992. Untersuchungen zur raumzeitlichen Habitatnutzung des Mäusebussards (*Buteo buteo* L., 1758) in der Eider-Treene-Sorge-Niederung. Diplomarbeit am Institut für Haustierkunde der Universität Kiel.
- HOLZHÜTER, T. 2012. Wie überleben Mäusebussarde (*Buteo buteo*) die Intensivierung der Agrarlandschaft? Am Beispiel einer Probefläche im Raum Westensee westlich von Kiel. Corax 22: 97–107.
- HOLZHÜTER T. & T. GRÜNKORN 2006. Verbleibt dem Mäusebussard (*Buteo buteo*) noch Lebensraum? Siedlungsdichte, Habitatwahl und Reproduktion unter dem Einfluss des Landschaftswandels durch Windkraftanlagen und Grünlandumbruch in Schleswig-Holstein. Naturschutz und Landschaftsplanung 38: 153–157.
- IÖR-MONITOR 2020. Monitor der Siedlungs- und Freiraumentwicklung. Leibnitz-Institut für ökologische Raumentwicklung, Dresden. <http://www.ioer-monitor.de/> (Abruf 14.11.2020).
- IPCC 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [MASSON-DELMOTTE, V., P. ZHAI, A. PIRANI, S. L. CONNORS, C. PÉAN, S. BERGER, N. CAUD, Y. CHEN, L. GOLDFARB, M. I. GOMIS, M. HUANG, K. LEITZELL, E. LONNOY, J. B. R. MATTHEWS, T. K. MAYCOCK, T. WATERFIELD, O. YELEKÇI, R. YU and B. ZHOU (eds.)]. 3949 S. Cambridge University Press. In Press.
- JACOB, J., A. BROLL, A. ESTHER & D. SCHENKE 2018. Rückstände von als Rodentizid ausgebrachten Antikoagulantien in wildlebenden Biota. 62 S. Texte 04/2018, Umweltbundesamt.
- KOOP, B. & R. K. BERNDT 2014. Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Bd. 7. Zweiter Brutvogelatlas. Wachholtz, Neumünster.
- KRONE, O. & H. HOFER 2005. Bleihaltige Geschosse in der Jagd. Eigenverlag Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Berlin.
- KRÜGER, O. 2018. Trophische Interaktionen zwischen Prädatoren: Wer reguliert wen? Dreiecksbeziehung Uhu-Habicht-Bussard. Vortrag, Birdlife-Tagung: Artenschutz und Prädatoren. 11.1.2018, Wien.
- KRÜGER, O. & J. LINDSTRÖM 2001. Lifetime reproductive success in common buzzard *Buteo buteo*: from individual variation to population demography. Oikos 93: 260–273.
- KRÜGER, T., J. LUDWIG, S. PFÜTZKE & H. ZANG 2014. Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005–2008. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Hannover.
- LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME 2021. Windkraftanlagen Schleswig-Holsteins. <https://opendata.schleswig-holstein.de/dataset/windkraftanlagen-2021-07-13> (Abgerufen am 20.7.2021).
- LANGE, L. 2019. Zur Ernährung der Uhus *Bubo bubo* im Kreis Steinburg (Schleswig-Holstein) – 2013 bis 2016 (6. Beitrag). Corax 23: 500–518.
- LANGE, L. 2017. Beutetiere der Uhus in Schleswig-Holstein. EulenWelt 2017: 33–37.
- LANGGEMACH, T. & T. DÜRR 2021. Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. 145 S. <https://lfu.brandenburg.de/lfu/de/aufgaben/natur/artenschutz/vogelschutzwarte/arbeitschwerpunkt-entwicklung-und-umsetzung-von-schutzstrategien/auswirkungen-von-windenergieanlagen-auf-voegel-und-fledermaeuse/> (Stand 10. 5. 2021, Abruf 28. 8. 2021).
- LANGGEMACH, T., T. RYSLAVY, M. JURKE, W. JASCHKE, M. FLADE, J. HOFFMANN, K. STEIN-BACHINGER, K. DZIEWIATY, N. RÖDER, F. GOTTFELD, F. ZIMMERMANN, R. VÖGEL, H. WÄTZKE & N. SCHNEEWEISS 2019. Vogelarten der Agrarlandschaft in Brandenburg – Bestände, Bestandstrends, Ursachen aktueller und langfristiger Entwicklungen und Möglichkeiten für Verbesserungen. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2, 3 2019: 3–69.
- LOOFT, V. i. Vorb. Langjährige Winterbestandsaufnahmen von Greifvögeln in der Eider-Treene-Sorge-Region. Corax.
- LOOFT, V. 2017. Habichtjahre – Langzeitstudie zur Brutbiologie des Habichts verbunden mit der Suche nach den beeinflussenden Faktoren. Corax 23: 161–239.
- LOOFT, V. 1968. Bestand und Ökologie der Greife in Schleswig-Holstein. Journal für Ornithologie 109: 206–220.
- LOOFT, V. & G. BUSCHE 1981. Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Bd. 2. Greifvögel. Wachholtz, Neumünster.
- LOOFT, V. & J. KAISER 2003. Der Mäusebussard (*Buteo buteo*) – ein Nutznießer der EU-Ackerflächen-Stilllegung? Corax 19: 203–215.
- MAMMEN, U. 2016. Anwendungsmöglichkeiten einer Datenbank zur Langzeitdynamik von Greifvögeln und Eulen. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, Bd. 41: 203–210.
- MEBS, T. 1964. Untersuchungen zur Biologie und Populationsdynamik des Mäusebussards (*Buteo buteo*) unter besonderer Berücksichtigung der Abhängigkeit vom Massenwechsel der Feldmaus (*Microtus arvalis*). J. Orn. 105: 247–306.
- MEBS, T. & D. SCHMIDT 2014. Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens: Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos, Stuttgart.
- MINISTERIUM FÜR INNERES, LÄNDLICHE RÄUME, INTEGRATION UND GLEICHSTELLUNG DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN, PROJEKTGRUPPE LANDESPLANUNG WIND 2020. Vorranggebiete Windenergie 2020. https://www.schleswig-holstein.de/DE/Landesregierung/Themen/Energie/WindenergieRaeumlicheSteuerung/windenergie_raeuml_steuerung.html (abgerufen 12.1.2021).



- RABE, I. 2017. Über die Ursachen des Rückgangs von Insekten in Schleswig-Holstein. Wenn der Lebensraum zum Feind wird. Jahresbericht 2017 zur biologischen Vielfalt, Jagd und Artenschutz, MELUND Schleswig-Holstein, Kiel: 58–63.
- RATZMER, R. & P. FINKE 2020. Jahresbericht 2019 Schleiereule. EulenWelt 2020: 6–12.
- REIBISCH, B. 2020. Brutbestandserfassungen des Mäusebussards *Buteo buteo* in Schleswig-Holstein. Unveröff. Gutachten 2020. Im Auftrag der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg e. V. mit Mitteln des MELUND. 85 S.
- REISER, K.-H. 2019. Jahresbericht Uhu 2018. EulenWelt 2019: 3–6.
- RESCH, F. 2014. Vogelschlag an Onshore-Windenergieanlagen in der Bundesrepublik Deutschland. 46 S. Bachelorarbeit HNE Eberswalde.
- ROHWEDER, J. 1875. Die Vögel Schleswig-Holsteins und ihre Verbreitung in der Provinz nebst einer graphischen Darstellung ihrer Zug- und Brutverhältnisse. 140 S. Thomsen, Husum.
- RYSLAVY, T., M. JURKE & W. MÄDLÖW 2019. Rote Liste und Liste der Brutvögel des Landes Brandenburg 2019. Beilage zu Heft 4 Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Landesamt für Umwelt, Potsdam.
- SCHUSTER, S., K. SCHILHANSL & M. PEINTINGER 2012. Zusammenbruch von Populationszyklen bei Feldmäusen *Microtus arvalis* und überwinternden Mäusebussarden *Buteo buteo* im Bodenseegebiet. Vogelwelt 133: 99–103.
- STEINER, H. 1999. Der Mäusebussard (*Buteo buteo*) als Indikator für Struktur und Bodennutzung des ländlichen Raumes: Produktivität im heterogenen Habitat, Einfluß von Nahrung und Witterung und Vergleiche zum Habicht (*Accipiter gentilis*). Stapfia 62: 1–74.
- UMWELTBUNDESAMT 2018. Daten zur Umwelt: Umwelt und Landwirtschaft. 158 S. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/daten-zur-umwelt-2018-umwelt-landwirtschaft> (Abruf 14.11.2020).
- VIKSTRØM, T. 2018. Punkttællingsprojektet Musvåge. <https://dofbasen.dk/ART/art.php?art=02870> (Abruf 20.2.2018).
- VÖKLER, F. 2014. Zweiter Brutvogelatlas des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Greifswald.
- WAHL, J., R. DRÖSCHMEISTER, C. KÖNIG, T. LANGGEMACH & C. SUDFELDT 2017. Vögel in Deutschland – Erfassung rasender Wasservögel. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- WALLS, S. & R. KENWARD 2020. The Common Buzzard. T & AD Poyser, London.
- WALTHER, B., D. SCHENKE & J. JACOB 2020. Effektivität und Weiterentwicklung von Risikominderungsmaßnahmen für die Anwendung von als Biozid ausgebrachten antikoagulant Rodentiziden mit hohem Umweltrisiko. 90 S. Texte 159/2020, Umweltbundesamt.
- WEBER, M. 2002. Untersuchungen zu Greifvogelbestand, Habitatstruktur und Habitatveränderung in ausgewählten Gebieten von Sachsen-Anhalt und Mecklenburg-Vorpommern. Jahresbericht zum Monitoring Greifvögel und Eulen Europas, 3. Ergebnisband. 114 S. Martin-Luther-Universität, Halle/Saale.