

CORAX



Band 23 Heft 2/2017

Veröffentlichungen der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft
für Schleswig-Holstein und Hamburg e.V., Kiel



Herausgeber:

Ornithologische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg e.V., Kiel,
vormals Faunistische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein, Hamburg und Lübeck
Die OAG im Internet: www.Ornithologie-Schleswig-Holstein.de

Vorsitzender: Bernd Hälterlein, Lütt Dörp 22, 25887 Winnert, E-Mail: Haelterlein@Ornithologie-Schleswig-Holstein.de
2. Vorsitzender: Dr. Wilfried Knief, Neukamp 10, 24253 Probsteierhagen, E-Mail: Knief@Ornithologie-Schleswig-Holstein.de

Schriftleitung:

Dr. Wolfgang Scharenberg (Schriftleitung dieses Heft), Rabenhorster Weg 7, 24214 Schinkel
E-Mail: Scharenberg@Ornithologie-Schleswig-Holstein.de
Stefan Wolff (Druckvorlage), Percevalstr. 11, 23564 Lübeck
Tel. 0451 - 12 12 678, E-Mail: Wolff@Ornithologie-Schleswig-Holstein.de
Manuskripte und Besprechungsexemplare sind an den Schriftleiter zu richten,
Vorschläge für Schriftentausch an: Rolf K. Berndt, Helsinkistraße 68, 24109 Kiel

**Redaktionsmitglieder:**

Dr. Barbara Ganter, Schückingstr. 14, 25813 Husum
Dr. Jutta Leyrer, Alte Landstr. 1, 25813 Husum
Rolf K. Berndt, Helsinkistraße 68, 24109 Kiel

Manuskript-Richtlinien

Um Beachtung der in CORAX 21, Heft 1, Seite 3-4 abgedruckten Richtlinie wird gebeten.

Indexing/abstracting:

The journal is peer-reviewed and indexed/abstracted by Ornithologische Schriftenschau, Referativnyi Zhurnal, Zoological Record.

Vogelkundliche Anfragen und Beobachtungsmitteilungen nehmen die Avifaunistischen Leiter entgegen:**Schleswig-Holstein:**

Bernd Koop
Waldwinkel 12
24306 Plön
Telefon: 0 45 22 - 5 03 55 41
E-Mail: Koop@Ornithologie-Schleswig-Holstein.de

Hamburg:

Alexander Mitschke
Hergartweg 11
22559 Hamburg
Telefon: 040 - 81 95 63 04
E-Mail: Alexander.Mitschke@Ornithologie-Hamburg.de

Schriftführer:

Manfred Bohlen, Ellerbeker Weg 107, 24147 Kiel, E-Mail: Bohlen@Ornithologie-Schleswig-Holstein.de

Kassenführer:

Karsten Lutz, Bebelallee 55d, 22297 Hamburg, E-Mail: Lutz@Ornithologie-Schleswig-Holstein.de

Anträge um Aufnahme als Mitglied, Adressenänderungen sowie Beitrags- und Spendenzahlungen nimmt der Kassenführer entgegen.

An einer Mitgliedschaft in der OAG Interessierte können auf Anfrage Anmeldeformulare und einzelne Probeexemplare des CORAX beim Kassenführer erhalten. Ein Beitritt ist auch über die Homepage der OAG möglich (www.Ornithologie-Schleswig-Holstein.de).

Ältere CORAX-Hefte (bis Band 10 € 5,-, ab Band 11 € 10,-) und Sonderhefte können beim Kassenführer bestellt werden, soweit noch vorrätig.

Der Jahresbeitrag von € 30,- (Jugendliche und in der Ausbildung befindliche Personen € 15,-) ist jeweils bis zum 31. März auf unten genanntes Konto zu überweisen oder per Bankeinzug einziehen zu lassen.

IBAN: DE77 2105 0170 0000 1566 90, BIC: NOLADE21KIE, Förde Sparkasse

Beim Eintritt im Laufe des Kalenderjahres ist der volle Jahresbeitrag zu zahlen.

Diese Mitteilungen werden satzungsgemäß an die Mitglieder kostenlos abgegeben und sind im Buchhandel nicht erhältlich.

Herstellung: Strube Druck & Medien OHG
Stimmerswiesen 3, 34587 Felsberg

Titelbild: Habichtweibchen von Andreas Pump



CORAX

Veröffentlichungen der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft
für Schleswig-Holstein und Hamburg e.V., Kiel

Band 23, Heft 2

Dezember 2017

Habichtjahre - Langzeitstudie zur Brutbiologie des Habichts verbunden mit der Suche nach den beeinflussenden Faktoren

Volkher Looft

LOOFT, V. 2017. Habichtjahre - Langzeitstudie zur Brutbiologie des Habichts verbunden mit der Suche nach den beeinflussenden Faktoren. Corax 23(2): 161-239.

Ziel dieser Untersuchung war es, einen Einblick in die Populationsökologie und die Lebensstrategie des Habichts zu gewinnen. Im Vordergrund standen dabei großflächige brutbiologische Untersuchungen.

In einer Langzeitstudie von 1968 bis 2014 wurde der Habichtbrutbestand im Landesteil Schleswig auf einer Fläche von 2.000 km² untersucht. In der waldarmen Landschaft (9 % Waldfläche) siedelten mit 32 bis 75 Brutpaaren (Bp.) im Mittel 44 Bp (2,2 Bp./100 km²). Die uneinheitlich verlaufende Bestandsentwicklung lässt sich in vier Abschnitte gliedern, davon je zwei auf hohem und niedrigem Niveau. Einem nahezu einheitlichen Brutbestand im ersten Jahrzehnt mit durchschnittlich 47 Bp. folgten neun Jahre auf niedrigem Niveau von 37 Bp. Im dritten Zeitabschnitt stieg der Brutbestand in nur vier Jahren bis auf ein Langzeithoch von 75 Bp. an, um nach weiteren vier Jahren auf ein langfristig geringes Niveau von 39 Bp. abzufallen. Trotz der auffallenden Schwankungen scheint der Brutbestand langfristig stabil zu sein.

Der Habicht besiedelte schwerpunktmäßig größere Wälder (ab 50 ha). Nach einer Trendwende ab dem Jahr 2000 wurden verstärkt Kleinstwäldchen auch mit weniger als 2 ha Größe angenommen. Als Nistbäume wurden Nadelbäume gegenüber Laubbäumen bevorzugt. Es wird die besondere Eignung der Lärche als Horstbaum des Habichts diskutiert. Die Habichthorste werden heute gegenüber den 70er Jahren im Schnitt um 4 m höher angelegt. Als Grund wird die verstärkte Nutzung der Lärche als Horstbaum vermutet, die insbesondere nach 1945 angepflanzt wurde und heute ausgewachsen als Nestbaum in Frage kommt.

Die Brutpaare verteilen sich über die Jahrzehnte in einem ausgeglichenen Muster über die Untersuchungsfläche, was auf eine territoriale Abgrenzung der Paare zurückgeführt wird. Benachbart brütende Paare im Abstand von unter 1 km haben einen geringeren Bruterfolg. Die Eiablage erfolgt im Mittel ab dem 12. April (Variationsbreite 23. März bis 8. Mai). Die mittleren Märztemperaturen bestimmen neben dem Alter den Zeitpunkt der Eiablage. Der mittlere Brutbeginn hat sich trotz des Klimawandels nicht geändert.

Die Betrachtung der Fortpflanzungsfähigkeit zeigte folgende Ergebnisse: 3,58 Eier pro Gelege; Teilbruterfolg 2,6 Junge/Paar; Fortpflanzungsrate 1,9 Junge/Paar. 28,5 % von insgesamt 2.058 Paaren brüteten erfolglos.

Der Hauptgrund für die Teilverluste in erfolgreichen Bruten sind mit 70 % nicht geschlüpfte Eier im Nest. In 47 Jahren wurden bei der Beringung der Jungvögel insgesamt 401 in der Nestmulde verbliebene Eier gesammelt. Die relative Zahl der Resteier hat im Untersuchungszeitraum stark abgenommen. Als Grund wird eine abnehmende Belastung der Habichte mit Umweltgiften vermutet, denn die Organochloride in den untersuchten Resteiern sind zurückgegangen.

Zur Beurteilung der Populationsdynamik wurde mit Hilfe der Mauserfedern das Alter der Brutvögel bestimmt. Alte Habichte starten früher ins Brutgeschäft als 1- und 2-jährige Vögel. In Phasen mit geringem Brutbestand brüten vermehrt ein- und zweijährige Weibchen. Untersuchungen zum Bruteinstieg haben ergeben, dass 24 % der Habichtweibchen im 1. Lebensjahr, 48 % im 2. und im 7. Lebensjahr 95 % brüten. Im Untersuchungszeitraum erzielten 10 % der identifizierten Weibchen (n = 74) 41 % des gesamten Nachwuchses, 30 % der Weibchen 80 % des Nachwuchses. 27 % hatten in ihrem Leben keinen Bruterfolg.

Es werden weitere innerartliche Regulationsmechanismen diskutiert. Im Vergleich des Jahresauftretens alter Habichte (3+) mit 1- und 2-jährigen Bruteinsteigern deuten sich innerartliche Regulationsmechanismen an. Bei starker Verringerung des Brutbestandes brüten vermehrt jüngere Habichte, bei einer hohen Anzahl von Altvögeln (3+) bleiben die jüngeren Vögel in der Brutreserve.

Der Bestand an (weiblichen) Nichtbrütern konnte als eine mittlere Brutreserve von 40 % berechnet werden. Ein ganzes Kapitel ist dem Ungleichgewicht im Geschlechteranteil nestjunger Habichte zugunsten der Männchen gewidmet. Auf der Untersuchungsfläche betrug der Männchenanteil 55,6 %. Die Ursache für den höheren Anteil nestjunger Männchen in den Bruten scheint im wesentlichen durch den Zeitpunkt des Legebeginns bestimmt zu sein und nicht durch eine höhere Embryonensterblichkeit der Weibchen oder erhöhte Jungenverluste während der Nestlingszeit. In den Bruten aus der frühen Legephase ist das Geschlechterverhältnis der nestjungen Habichte noch ausgeglichen. Der Männchenanteil steigt danach aber deutlich an.

Mit Hilfe der Beringung konnte die Wanderung der Habichte beurteilt werden. Nestjung beringte Habichte sind mit 62% bereits im 1. Lebensjahr als tot zurückgemeldet worden. Nach dem 6. Lebensjahr sind nur noch 4 % der beringten Habichte am Leben. Habichte verstreichen in ihrem Leben nicht weit vom Geburtsort, im Mittel 17 km (n=424). Sie brüten im Schnitt auch in 17 km Entfernung (n = 33). Habichte sind in ihrem Leben extrem standorttreu; nur 2,4 % der durch Mauserfedervergleich identifizierten Weibchen wechselten ihr Brutrevier (n = 41).

Durch eine legale Fangaktion der Jäger zwischen 1980 und 1993 wurden im Südteil der Untersuchungsfläche 639 Habichte getötet bzw. aus der Population entnommen. Der Brutbestand blieb dennoch über alle Jahre unverändert, was auf die Ergänzung des Brutbestandes durch Nichtbrüter zurückgeführt wird. Die Jungenproduktion auf der Fangfläche und dem Einzugsgebiet war leicht erhöht, blieb aber auf der Referenzfläche gleich hoch.

Die Entwicklung des Habichtbrutbestandes zeigt Parallelen zur Entwicklung der Kaninchen- und Taubenbestände, wodurch eine Abhängigkeit zur Verfügbarkeit größerer Beutetiere angedeutet wird. Die Qualität der Habichtbrutreviere wurde in 24 Teilgebieten der Untersuchungsfläche untersucht. Der Besetzungsgrad und der Bruterfolg unterscheiden sich in den verschiedenen Landschaftsräumen nur unwesentlich. Daraus lässt sich ableiten, dass sich der Habicht während der Brutzeit auf die regionalen Verhältnisse erfolgreich einstellen kann.

Auch wenn es keine eindeutigen Belege und langfristigen Zahlenreihen für eine ökologische Entwertung unserer Landschaft gibt, wie die Abnahme der Beutetiere durch eine industriell betriebene Landwirtschaft, so ist sie doch in ihrem gewaltigen Ausmaß für jeden erkennbar. Unter anderem ist auch der Habicht in seinem Fortbestand davon betroffen. Für den Gesamtkomplex der Landschaftsentwertung ist besonders die Politik gefordert, um durch eine überfällige Agrarwende Abhilfe zu schaffen.

Dem Habicht wird trotz ganzjähriger Schutzes seit 1970 weiterhin nachgestellt. Auch die „Kieler Erklärung“ (2008) zur Ächtung der Greifvogelverfolgung, die vom Ministerium, dem Landesjagdverband und der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft unterschrieben worden war, zeigte nicht die erhoffte Schutzwirkung.

Volkher Loof, Honigkamp 20, 24211 Postfeld, vlooft@mv-sh.de

Inhalt		4.4.5 Anreicherung von Umweltgiften in Resteiern	203
1. Einleitung	164	4.4.6 Geschlechteranteil bei nestjungen Habichten	204
2. Untersuchungsgebiet	165	4.4.7 Lebenszeitproduktion	207
3. Methodik	169	4.4.8 Brutbestand und Reproduktionsrate	208
4. Ergebnisse	170	4.5 Überlebensraten und Wanderungen	210
4.1 Nisthabitat	170	4.5.1 Überlebensraten	212
4.1.1 Nistplatzwahl	170	4.5.2 Geschlechterverhältnis	212
4.1.2 Nistbäume	171	4.5.3 Wanderungen	212
4.1.3 Nestanlage, Nestumgebung, Größe besiedelbarer Wälder	176	4.5.4 Standorttreue/Identifikation durch Mauserfedern	214
4.1.4 Nestbau	177	4.6 Nahrungshabitat	216
4.2 Fortpflanzung	181	4.6.1 Habitatentwicklung und Nahrungsergiebigkeit	216
4.2.1 Definitionen reproduktionsbiologischer Parameter	181	4.6.2 Home-Range und Territorialität	220
4.2.2 Legebeginn	181	4.6.3 Qualität der Habichtsreviere	221
4.2.3 Einstieg der Habichte ins Brutgeschäft	183	4.7 Auswirkungen der Habichtfangaktion (1980-1993) auf die Habichtpopulation Schleswigs	224
4.2.4 Gelegegröße	184	4.8 Verfolgung und Schutzmaßnahmen	227
4.3 Demografie und Mortalität	185	5. Danksagung	228
4.3.1 Bestand, Bestandsentwicklung, Verteilung	185	6. Summary	229
4.3.2 Zusammensetzung des Brutbestandes	187	7. Literatur	231
4.3.3 Nichtbrüter	191		
4.4 Bruterfolg	193		
4.4.1 Brutbeginn der Altersklassen und der Einfluss auf die Brutgröße	196		
4.4.2 Bruterfolg und Gelegegröße	197		
4.4.3 Brutverluste	198		
4.4.4 Resteier in Habichthorsten	201		

1. Einleitung

Ziel dieser umfangreichen Untersuchung war es, durch ausreichend großes brutbiologisches Material, ein langes Zeitintervall und die richtige Fragestellung einen Einblick in die Populationsökologie und die Lebensstrategien des Habichts zu gewinnen. Im Vordergrund stand dabei die Fragestellung nach den Faktoren und Bedingungen für die Regulation von Bestandsdichte und Brut Erfolg sowie die Qualität der Bruthabitate. Es stellte sich zudem die Frage, welche intraspezifischen Regulationsmechanismen greifen, damit sich der Bestand der (Brut-) Population über Jahrzehnte entwickeln und/oder sich relativ stabil halten konnte. Darüber hinaus wurden neue Erkenntnisse über die Zusammensetzung der Individuenzahl einer Gesamtpopulation erwartet, die aus Brutvögeln und Nichtbrütern, der Brutreserve, besteht. Nach weiteren Einflussgrößen wurde gefragt, die das soziale Gefüge innerhalb einer Art bestimmen, bspw. die Auswirkung von möglichen Fressfeinden (u. a. Uhu) auf die Verteilung des Habichts in der Landschaft.

Grundlage der Überlegungen für ein Verständnis der brutbiologischen Abläufe ist, dass die Entwicklung einer Population das Ergebnis von Prozessen des Wachstums

und der Abnahme ist. Eine Gesamtheit biotischer und abiotischer Faktoren bildet hierbei ein multikausales Funktionsnetz, das uns einerseits ein sichtbares Verteilungs-, Reproduktions- und Entwicklungsbild der untersuchten Habichtpopulation aufzeigt, andererseits die Bewertung und das Verständnis für einzelne Faktoren ausgesprochen schwer macht. Das zeigte sich bereits in der Analyse nach einer 30-jährigen Untersuchungszeit auf der Schleswiger Fläche (LOOFT 2000). Für das Verständnis von Populationen sind großräumige Studien aus verschiedenen Teil-Landschaftsformationen über einen langen Zeitraum notwendig, die dann als einzelne Bausteine ein komplexes Gesamtbild ergeben können. Die langfristige Erfassung der Brutpaarbestände, die Reproduktionskontrolle sowie die zusammenfassende Bearbeitung dieser Daten wird eine zentrale Grundlage dieser Arbeit sein. Nur mit diesen Methoden sind langzeitige Veränderungen in der Greifvogeldichte nachweisbar, die oft mit menschlichen Aktivitäten verbunden sind und die Beeinflussung von Ökosystemen anzeigen können. Die Daten zur Anpassung des Habichts an die vielfältig geprägte Kulturlandschaft und das Wissen um den Bestand und dessen Entwicklung bilden zudem eine wissenschaftliche Grundlage für die Arbeit des praktizierenden Naturschutzes und damit einen weiteren



Abb. 1: Im ersten Jahr der Habichtuntersuchungen 1968 (v. l.: Fridtjof ZIESEMER, Gerd BIESTERFELD, Volkher LOOFT).

Fig. 1: Our first year of study in 1968. (From the left: Fridtjof ZIESEMER, Gerd BIESTERFELD, Volkher LOOFT).

Baustein für den Schutz des Habichts im Lande. Und es soll nicht unerwähnt bleiben, dass es mir über die Jahrzehnte hinweg ein besonderes persönliches Bedürfnis war, dieser Vogelart in ihrem Bruthabitat nahe zu sein und alljährlich fasziniert zu werden von den wenigen Einblicken in die versteckte Lebenswelt des Habichts, wie sie schon vor langer Zeit bei SIEWERT (1933), BRÜLL (1938) und HOLSTEIN (1942) so eindrucksvoll in Wort und Bild dokumentiert worden ist.

2. Untersuchungsgebiet

Im Frühjahr 1963 begann die Untersuchung von Brutbeständen der Greifvögel nahe der Stadt Schleswig. Um die methodische Durchführbarkeit zu testen, wurden zwei Probewälder untersucht. Dafür eigneten sich das Idstedter Gehege (Nadelwald) und das Pöhler Gehege (Laubwald), die nach Mäusebussard-, Habicht- und Kolk-rabennestern durchsucht wurden. 1967 wurde eine Untersuchungsfläche von 1.000 km² eingerichtet. 1968 wurde diese Fläche auf 2.000 km² erweitert und bis heute (2017) auf Habicht- und Kolk-rabenbrutplätze untersucht (Abb. 2). Über einen Zeitraum von 50 Jahren wurden systematisch Habichtsnester im Landesteil Schleswig kartiert und auf Besetzung sowie Bruterfolg kontrolliert. Das Datenmaterial bis 2014 wurde in dieser Studie verarbeitet. Dabei kamen der Planung die Voruntersuchungen aus den Jahren 1963 bis 1967 hinsichtlich der

Streckenführung oder der zeitlichen Einteilung zugute (LOOFT & BUSCHE 1981).

Die Anforderungen an eine systematische Erfassung waren:

- Die Untersuchungsfläche sollte keine der Landschaftsteile bevorzugen und nahezu rechteckig sein.
- Eine Bestandserfassung sollte hochgradig komplett möglich sein.
- Diese sollte im Rahmen der alljährlich zur Verfügung stehenden Zeit über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden können.
- Umfangreiches Zahlenmaterial sollte eine fundierte Aussage über das Untersuchungsgebiet ermöglichen.
- Durch die Größe der Untersuchungsfläche sollten Randeffekte durch Überschneidung von Nest- und Jagdgebieten minimiert werden.
- Ein Wechsel der Brutreviere von Habichten sollte anhand der Identifikation der Vögel über Mauserfederfunde nachvollziehbar sein.

Die Untersuchungsfläche im Landesteil Schleswig umfasst mit 2000 km² etwa 1/8 der Landesfläche Schleswig-Holsteins (Abb. 2). Sie enthält repräsentative Anteile der landestypischen Landschaftsformationen. Auf die Geest (Altmoräne, Sander und Flussniederung) entfallen etwa 1.400 km² sowie etwa 600 km² auf die Jung- und Endmoräne. Die Gesamtfläche mit 119 Gemeinden (Statistisches Landesamt - Stand 2011) besteht im Einzelnen aus:

Landwirtschaftsfläche	151.246 ha	75,4 %
Waldfläche	18.871 ha	9,4 %
Wasserfläche	5.556 ha	2,8 %
Siedlungs- und Verkehrsfläche	24.793 ha	12,4 %

Die Landschaft ist gekennzeichnet durch wellige Altmoränenformationen im westlichen Teil, geringe Höhenunterschiede im Sanderbereich und durch stark hügeligen Anstieg im Osten auf der Endmoräne. Die vielen zerstreut liegenden Waldstücke im Ost- und Westteil geben ihr das Gepräge (Abb. 3-6). Der mittlere flache Sanderbereich dagegen bleibt bis auf wenige größere Nadelwaldkomplexe waldarm. Das Landschaftsbild wird aufgelockert durch Feldgehölze, Baumgruppen, Baumreihen und Überhälter auf den Knicks (Wallhecken) in der Feldmark sowie Windschutzpflanzungen an den Höfen.



Abb. 2: Lage des Untersuchungsgebietes in Schleswig-Holstein.

Fig. 2: Location of the study area in Schleswig-Holstein.



Abb. 3: Laubwaldungen der Angelner Jungmoräne am Langsee/Brekling. Neststandorte dieses Habichtrevieres (Kreise). Foto: Heiko Grell.

Fig. 3: *Deciduous forest of the upper moraine at “Langsee/Brekling”. Circles = nesting sites.*



Abb. 4: Staatsforst Rehberg in der Angelner Jungmoräne; im Hintergrund der Ort Satrup. Schwerpunkte der Habichtbesiedlung sind mit Kreisen markiert. Foto: Ostermann/Blödown.

Fig. 4: *Federal forest “Rehberg” of the upper moraine; in the background: Satrup. Circles = nesting sites.*



Abb. 5: Nadelforst Büschau auf der Sandergeest mit Treenemäander. Schwerpunkte der Habichtbesiedlung sind mit Kreisen markiert (s. auch Abb. 15). Foto: Thorsten Roos.

Fig. 5: Coniferous forest "Büschau" at the sandy moraine; nearby meander of the river "Treene". See also Fig. 12. Circles = nesting sites.



Abb. 6: Bauernwald (Mischwald) auf der Altmoräne bei Jerrishoe. Habichtnester (jährlich 1 Brutpaar) verteilen sich über die ganze Waldfläche. Foto: Ostermann/Blödown.

Fig. 6: Mixed forest ("Bauernwald") at lower moraine near "Jerrishoe". Nesting sites all over the forest; each site only occupied for one year.

Die Veränderung der Landschaftsstruktur (Oberfläche) Schleswig-Holsteins und deren ökologische Wertigkeit beschreibt HEYDEMANN (1997): Über 70 % der Gesamtfläche des Landes sind landwirtschaftlich bewirtschaftet. Diese agrarisch geprägten Ökosystemtypen, die allesamt Fragmenttypen von naturnahen Ökosystemen sind, sind Systeme mit geringer ökologischer Stabilität. Das bewirkt größere Schwankungen der Populationsdichte der hier lebenden Tier- und Pflanzenarten. Besonders kritisch sind die intensiv konventionell bewirtschafteten Ackerflächen zu bewerten. Speziell im Landesteil Schleswig, dem Untersuchungsraum, beschreibt RIEDEL (1978, 1983) den Landschaftswandel an ausgewählten Gebieten und die Ausräumung der Landschaft, insbesondere durch die konventionelle Landwirtschaft (so auch BREHM 1974, Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege 1985, NEHLS et al. 2001, BERNDT 2007, HÖTKER et al. 2009, DZIEWIATY & FLADE 2014, WAHL et al.

2015). Diese Landschaftszerstörung wurde verstärkt durch agrarstrukturelle Förderprogramme des Programms Nord und die Flurbereinigungen gefördert (RIEDEL 1975). Zwischen 1990 und 2013 wurde die Veränderung der Agrarlandschaft in der westlichen Hälfte des Untersuchungsgebietes auf der Basis von Satellitenbilddaten dokumentiert (LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME 2013, Abb. 7). In diesem Zeitraum fand eine großflächige Umwandlung des Grünlandes in Mais-Anbauflächen statt (Tab. 1). In diesen 20 Jahren gingen wertvolle Lebensräume, z. B. für das Rebhuhn, das als Qualitätszeigerart auf der schleswigschen Geest seinen Verbreitungsschwerpunkt in Schleswig-Holstein hat, flächendeckend verloren. Die Abschaffung der EU-Stilllegung (1989-2004, LOOFT & KAISER 2003) und die Zunahme des Energiepflanzenanbaus führten zu einer weiteren Verschlechterung der ökologischen Qualität der Untersuchungsfläche.

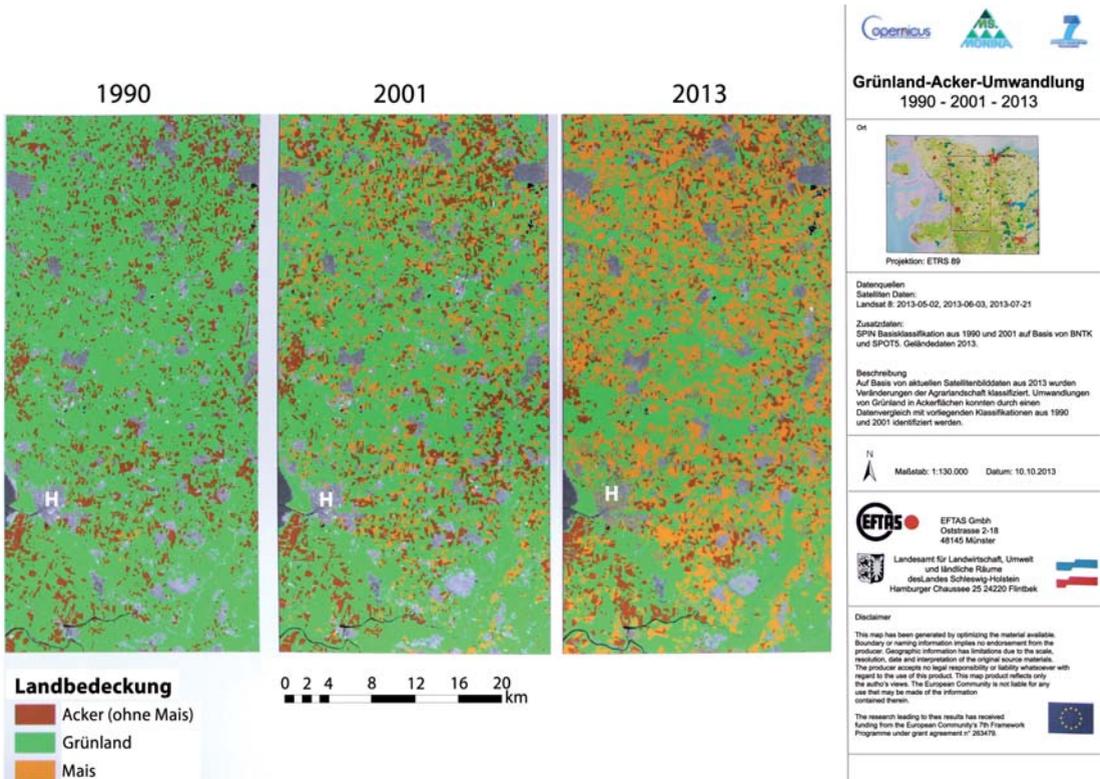


Abb. 7: Landschaftswandel durch vermehrten Maisanbau in der Westhälfte der Untersuchungsfläche. Grünland: grün; Mais: ocker; Acker (ohne Mais): braun (LLUR 2013, verändert) - H = Husum.

Fig. 7: Changing landscape caused by maize growing at the western part of the study area - 1990 vs 2013. Green = pastures; ochre = field with maize; brown = field without maize; H = Husum. (Modified; LLUR 2013).

Tab. 1: Änderung der Landbewirtschaftung (Westteil der Untersuchungsfläche). Verändert nach Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (2013).

Table 1: Change of farming management (western part of study area). Meadows, field without maize, maize. Modified after: Landesamt für Landwirtschaft und ländliche Räume (2013).

	1990	2001	2013	Veränderung (1990-2013)
Grünland	81%	70%	53%	-28%
Acker ohne Mais	18%	13%	10%	-8%
Mais	1%	17%	37%	36%

3. Methode

In den 47 Jahren wurden etwa 170.000 km zur Erfassung mit dem Auto zurückgelegt; pro Jahr etwa 3.650 km auf durchschnittlich 22 ganztägigen Touren. Die Logistik der Bestandsaufnahme und der brutbiologischen Kontrollen lag über die ganze Zeit in meiner Hand. Alle Brutzeitdaten wurden unter nahezu gleichen Bedingungen mit einem langjährig festen Mitarbeiterstab erhoben. So konnte die alljährliche Bestandserfassung der Brutpaare, das Ersteigen der Horstbäume zum Zwecke der Gelegekontrolle und der vollständigen Beringung nahezu uneingeschränkt erfolgen. Dazu wurden alle Nestbäume bekannter Habichtbrutpaare erstiegen; zur Ermittlung der Gelegegröße nur eine Auswahl von Nestern.

Die ornithologische Feldarbeit vollzog sich überwiegend zur Brutzeit des Habichts in den Monaten März bis Juni. Die systematische Suche nach besetzten Habichtnestern erfolgte zumeist erst ab Ende März, weil davor die Anzeichen für die Anwesenheit der Habichte durch Balz, Warnrufe der Altvögel, Kotspuren, Mauserfedern oder Rupfungen noch gering sind. Zudem wurden die Reaktionen von anwesenden Krähen- oder anderen Greifvogelarten notiert, die einen Hinweis auf die Anwesenheit des Habichts geben können.

Es wurden zuerst die altbekannten Nistplätze aufgesucht. Wenn der Standort nicht besetzt war, wurden alle Wälder im Umkreis ab einer Flächengröße von 2 ha aufgesucht, deren Baumbestand ein Alter von mindestens 30 Jahren aufwies. Ende April bis Mitte Mai begann die erste Besteigung der Nestbäume zur Kontrolle der Gelegegröße. Diese erfolgte überwiegend in den ersten beiden Jahrzehnten der Untersuchung. Danach beschränkten sich die Gelegekontrollen auf Stichproben alle vier Jahre, in denen etwa zwanzig Nester erstiegen wurden. Die Beringung der Jungen erfolgte hauptsächlich zwischen dem 5. und 10. Juni. Dabei wurde das Ge-

schlecht der Jungen bestimmt und im Nest nach Beuteresten gesucht. Um das Alter der Jungen festzustellen, wurde die Entwicklung und Länge der ausgeschobenen Federn überprüft. Durch randliches Umklappen des Nistmaterials konnten in der Nestmulde oft ungeschlüpfte Eier und eingebaute Mauserfedern ermittelt werden. Gleichzeitig wurde von den anderen Mitarbeitern am Erdboden im Umkreis von mindestens 100 Metern nach Beuteresten und Mauserfedern gesucht. Auf die intensive Suche nach den vermauserten Federn wurde besonders Wert gelegt, weil die Auswertung und der Vergleich der Mauserfedern neben der Identifizierung der Individuen zusätzliche Parameter zum Alter, der Altersentwicklung der Brutvögel und dem Populationsaufbau wichtige Erkenntnisse liefert. Es wurden insgesamt 1876 Weibchen im gesamten Zeitraum identifiziert, wobei die individuelle Zuordnung alljährlich neu erfolgte. Nachsuchen nach eventuell übersehenen Bruten erfolgten besonders von Ende Juni bis Mitte Juli, weil dann die Rufe der lahnenden Jungvögel oft weithin zu hören sind und Rupfungen wie auch Mauserfedern als Indizien für die Anwesenheit der Habichte häufiger gefunden werden können.

Trotz alljährlich akribischer Suche nach den Habichtnestern - insbesondere vor der Belaubung - dürften dennoch Beobachtungslücken entstanden sein. Die Horstsuche wurde in den letzten Jahrzehnten durch eine Verhaltensänderung der Habichte erschwert, die sich nicht mehr so intensiv wie in den Anfangsjahren der Untersuchung in Nestnähe lautstark bemerkbar machten und damit auf den Neststandort hinwies (Tab. 2). Dieses Phänomen schildert auch BIJLSMA (2014) für die Niederlande. Zudem ist der Uhu als Konkurrent insbesondere in große, aber auch Kleinstwäldern seit Mitte der 90er Jahre als Brutvogel eingezogen, so dass diese Standorte vom Habicht zumeist gemieden werden und

Tab. 2: Verhalten im Nestbereich.

Table 2: Bird behavior at nesting site.

Jahre	Nestbesuche	Warnrufe (%)	ohne Laut (%)	Attacken (%)	weiter brütend (%)
1971-1974	652	71	29	5	21
2013-2014	197	31	69	0	39

die Suche nach den Brutplätzen des Habichts erheblich erschwert wurde (Abb. 21).

In einem besonderen Kapitel wird auf die Bewertung des Lebensraumes der Untersuchungsfläche „Schleswig“ für den Habicht eingegangen (Kap. 4.6.3). Diese grundlegende Einschätzung stellt eine besondere Herausforderung dar. Denn Aussagen zu den Ansprüchen eines Habichts an seinen Jahres-Lebensraum in normalen Feldstudien sind nicht oder nur schwer zu erbringen (ZIESEMER 1983). Probleme tauchen schon in der Bewertung einer Gegend hinsichtlich der Eignung als Brutgebiet auf. In dieser Arbeit ist der Versuch unternommen worden, durch eine Habitatanalyse spezifische, zumeist brutbiologische Faktoren zu vergleichen (s. Kap. 4.6.3). Dabei wurden erst die typischen Naturräume der Untersuchungsfläche (Jungmoräne, Geest und Flußmarsch) betrachtet, die das gesamte Brutareal am besten charakterisieren, um Erkenntnisse zu gewinnen, wie die Ansiedlungsmöglichkeiten des Habichts eingegrenzt sein könnten. Eine weitere Unterteilung der Naturräume in 14 bzw. 24 Teilbereiche schien sinnvoll zu sein, um die kleinräumige Eignung der unterschiedlichen Landschaftsausstattung/Oberflächengestaltung mit natürlichen Ressourcen (Nahrungs- und Nisthabitat) mittels der brutbiologischen Parameter überprüfen zu können. Damit sollte eine Grundlage dieser speziellen Studie geschaffen werden, um herauszufinden, welche Landschaftsräume im Untersuchungszeitraum 1968 bis 2014 für die Ansiedlung der Habichts besonders geeignet waren bzw. welche eher gemieden wurden.

4. Ergebnisse

4.1 Nisthabitat

4.1.1 Nistplatzwahl

Der Habicht brütet ausschließlich in den bewaldeten Teilen der Untersuchungsfläche Schleswig (Abb. 8-10). Wegen des geringen Waldanteils von 9 % existiert nur

ein limitiertes Nistplatzangebot. In den letzten Jahrzehnten war zu beobachten, dass der Habicht mit einer veränderten Besiedlungsstrategie in neue Nisthabitate einzieht. So wurden neue Brutstandorte in den Städten (Stadtparks, Friedhöfe etc.) erschlossen, die bisher als nicht besiedelbar galten. In der freien Landschaft kämen als Pendant dazu Baumreihen, Knicks mit Überhältern oder gar Bodenbruten in Frage. Bisher sind Bruten in Waldrandzeilen (3mal) oder lockeren, fünfzeiligen Lärchenzeilen (2mal) bekannt geworden. Eine Knick- oder Bodenbrut wie beim Mäusebussard *Buteo buteo* (GRÜNKORN & LOOFT 2003) konnte bisher nicht nachgewiesen werden. Dagegen hat es im Offenland eine Ausweitung



Abb. 8: Habichtnester auf Lärche 2014 und Buche 2015 (Kreis) besetzt im Staatsforst Lehmsiek/NF.

Fig 8: Nesting sites on larch and beech occupied 2014 and 2015 in the federal forest "Lehmsiek".



Abb. 9: Langjährig besetztes Habichtnest auf Buche im Bauernwald Bergenhusen/SL.

Fig. 9: Long-term used nesting site on beech in a small mixed forest at "Bergenhusen".



Abb. 10: Habichtnest auf Lärche in einem kleinen Bauernwald der Sandergeest.

Fig. 10: Nesting site on larch in a small mixed forest on the sandy moraine.

des bis dahin bekannten Nestplatzschemas auf Moorstandorte mit niedrigem, teils gebüschartigem Birkenaufwuchs gegeben (Abb. 11).

Diskussion

Die Raumnutzung durch den Habicht wird seit den 1990er Jahren durch die Wiederbesiedlung unseres Landes durch den Uhu eingeschränkt (Abb. 21), der den Habicht in Konkurrenz um den Nistplatz verdrängt (LOOFT 2005, BUSCHE et al. 2004, ROBITZKY 2007).

4.1.2 Nistbäume

Die Anforderungen für die Gründung eines Nestes sind vielfältig und hängen u. a. von der Möglichkeit ab, eine günstige Baumart (z. B. Lärche) als Nestträger zu finden. Die genutzten Brutbäume der ersten und letzten Pentade des Untersuchungszeitraumes sind in Abb. 14 dargestellt. Es zeigt sich, dass Fichte, Eiche und Buche zwischen 2010 und 2014 weniger besetzt worden sind als in den Anfangsjahren, während sich Lärchen zum wichtigsten Brutbaum entwickelt haben. Die vier hauptsächlichen Nestträger aller Untersuchungsjahre sind in der Reihenfolge Fichte (38 %), Lärche (29 %), Buche (20%) und



Abb. 11: Habichtnest in Moorbirken.

Fig. 11: Goshawk nest on downy birch.



Abb. 12: Altes Habichtweibchen mit Nistmaterial. Foto: Alexander Detjen.

Fig. 12: An old female Goshawk carrying nesting material.



Abb. 13: Habichte bei der Paarung, Hamburg. Foto: Alexander Detjen.

Fig. 13: Mating Goshawks.

Eiche (8 %), während alle übrigen Baumarten nur etwa 7% der Nestbäume ($n = 2.135$) ausmachen. Die langzeitigen Veränderungen des Waldbildes, die wechselnden Nestbäume und ihre Lage im Waldgefüge sollen beispielhaft an zwei Standorten in verschiedenen Landschaftsräumen der Geest aufgezeigt werden (Tab. 3). Von der Sandergeest wurde ein Fichten- Lärchenwald, der Staatsforst Büschau bei Eggebek (250 ha), ausgewählt (Abb. 15), dessen Waldstruktur durch intensive Waldnutzung sowie auch durch Stürme (insbesondere 1967 und 2013) erheblich verändert worden ist. Das Bergenhusener Gehölz (130 ha, Abb. 16) ist ein Laubwald der Altmoräne. Dieser Bauernwald wird nur durch eine extensive Holzentnahme genutzt, so dass sich die Waldstruktur im Untersuchungszeitraum nur wenig verändert hat. Zwischen den Standorten gab es große Unterschiede in Bezug auf Baumart und langzeitige Besiedlung der Waldteile (Tab. 3). Entsprechend dem Angebot an Holzarten wurde im Forst Büschau nur Nadelholz als Brutbaum erwählt und im Bauernmischwald Bergenhusen dagegen überwiegend Laubholz. Während sich im Bergenhusener Wald durch die geringe Veränderung des Waldbildes traditionelle Standorte herausbilden konnten, gab es in Büschau

durch die intensive Holznutzung und Stürme bedingt häufige Wechsel des Brutplatzes (Abb. 15, 16).

Angebot und Nutzung von Nestbaumarten

Die Grundlage für die Beurteilung von Angebot und Nutzung der Nestbaumarten als Nestträger für den Habicht bildeten forstliche Unterlagen (FORSTSTATISTIK 2004/2008, HASE 1997). Im ersten Jahrzehnt (1967-1976) wurden im Altholzangebot Nadelbäume häufiger als Nestbäume genutzt als Laubbäume (Abb. 17). Mit der erheblichen Zunahme von besiedelbarem Nadelholz im zweiten Jahrzehnt sank aber die relative Zahl besetzter Nadelbäume als Nestträger. Somit resultiert die starke Zunahme der Lärche als Nestbaum wahrscheinlich aus dem erheblich verbesserten Angebot an besiedelbarem Lärchenaltholz. Einzig die Buche wurde jetzt als Nestbaum relativ bevorzugt genutzt.

Änderung der besiedelten Nestbaumarten im Laufe der Untersuchung

Der Habicht besetzte auf der Untersuchungsfläche Nestbäume im Nadelholz mit 69 % (1.464 besetzte Nester),

Anteil Brutbäume [%]

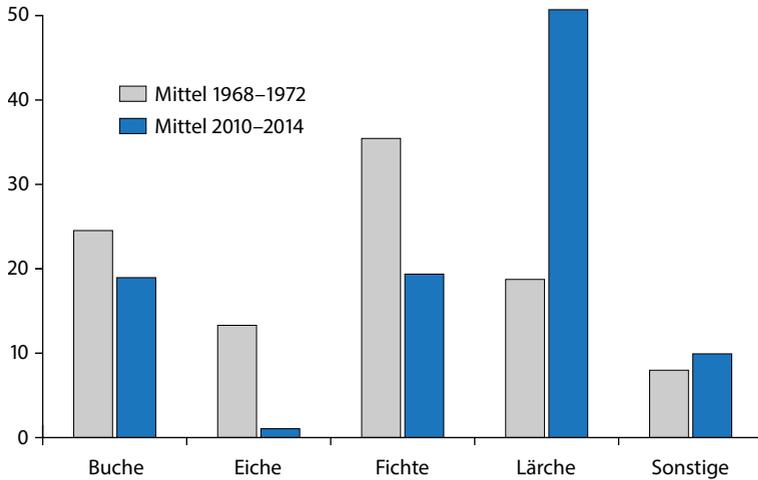


Abb. 14: Brutbäume in der ersten und letzten Pentade der Untersuchung (n = 214 bzw. n = 186).

Fig. 14: Tree species used for nesting during the first and the last pentad of research.

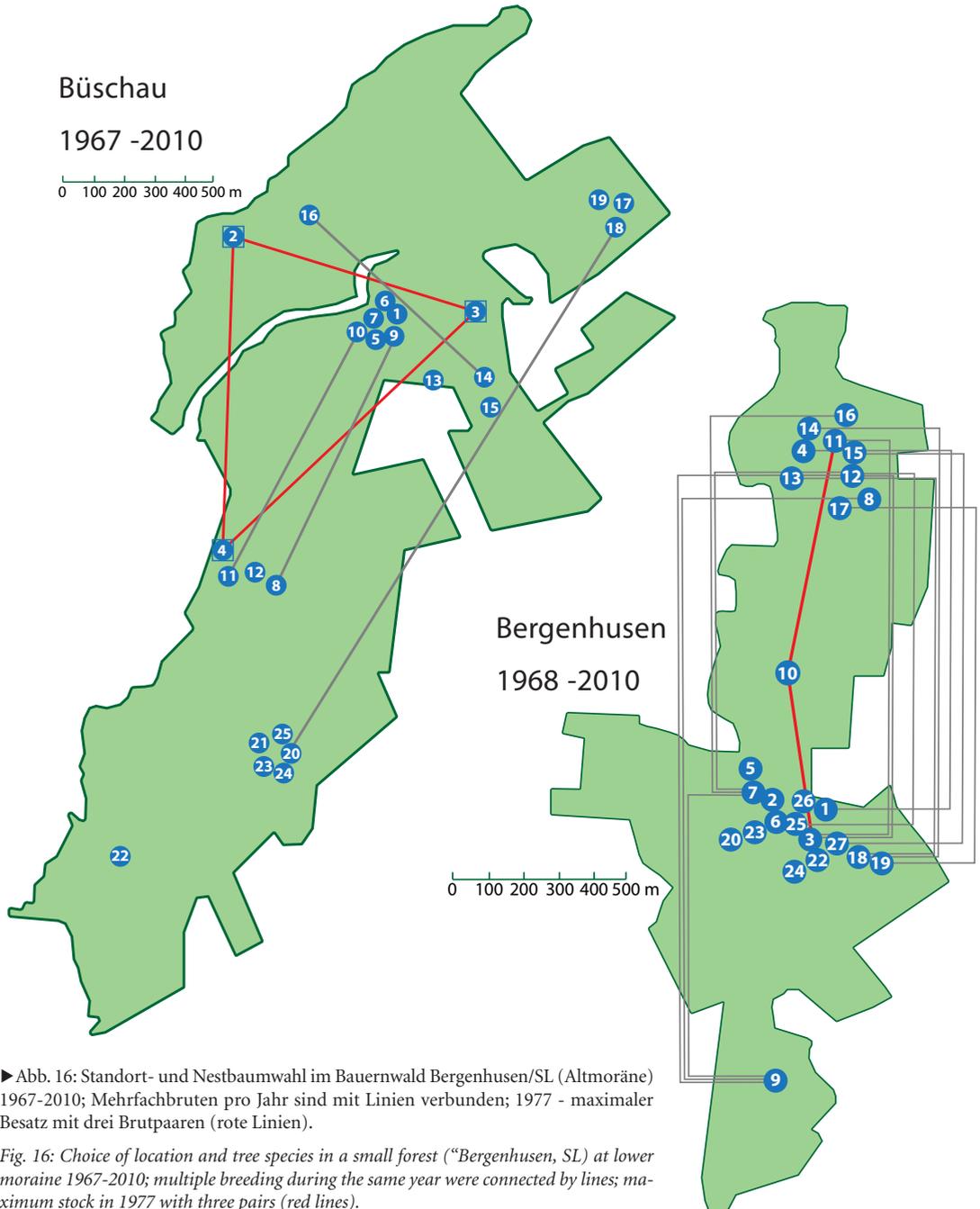
Tab. 3: Nestbäume in den Wäldern Bergenhusen und Büschau (1967 bis 2010).

Table 3: Nesting trees at Bergenhusen and Büschau woods (1967 - 2010).

Bergenhusen			Büschau		
Nest Nr.	Nestbaum	Jahr der Besetzung	Nest Nr.	Nestbaum	Jahr der Besetzung
1	Fichte	1967,70,71	1	Fichte	1967
2	Eiche	1968	2	Lärche	1968,69
3	Buche	1969,74,76,77,80	3	Fichte	1968
4	Buche	1970	4	Fichte	1968
5	Fichte	1972	5	Fichte	1970
6	Buche	1973	6	Fichte	1971,73,74,75
7	Eiche	1975,78	7	Fichte	1972
8	Eiche	1979	8	Lärche	1976,79,81
9	Buche	1978,79	9	Fichte	1977,79
10	Fichte	1977	10	Fichte	1978
11	Fichte	1977	11	Lärche	1978,8
12	Fichte	1976,78,80	12	Lärche	1982,83
13	Buche	1981,82,83,84	13	Fichte	1984,85,86,87,88
14	Buche	1985	14	Fichte	1989,92
15	Eiche	1986,89,90,91	15	Lärche	1990,91
16	Fichte	1975	16	Lärche	1992
17	Buche	1987,88,92,93	17	Kiefer	1993
18	Buche	1981,82,83,84,85	18	Fichte	1994,96,97
19	Erle	1992,93,94	19	Lärche	1990,91
20	Lärche	1996	20	Lärche	1997,98,99,2000,05,06
21	Buche	1997	21	Fichte	2001
22	Buche	2000	22	Lärche	2002,03
23	Eiche	2001,04,05,06,07,08,09,10	23	Lärche	2004,08,10
24	Buche	2002,03	24	Lärche	2007
25	Buche	1978	25	Lärche	2009
26	Fichte	1998			
27	Buche	1986			

▼ Abb. 15: Neststandorte im Staatsforst Büschau/Eggebek/SL (Sandergeest) 1967-2010; Mehrfachbruten pro Jahr sind mit Linien verbunden; 1968 - maximaler Besatz mit 3 Brutpaaren (rote Linien).

Fig. 15: Nesting sites in the federal forest "Büschau/Eggebek/SL" (sandy moraine) during 1967-2010; multiple breeding during the same year were connected by lines; maximum stock in 1968 with three pairs (red lines).



► Abb. 16: Standort- und Nestbaumwahl im Bauernwald Bergenhusen/SL (Altmoräne) 1967-2010; Mehrfachbruten pro Jahr sind mit Linien verbunden; 1977 - maximaler Besatz mit drei Brutpaaren (rote Linien).

Fig. 16: Choice of location and tree species in a small forest ("Bergenhusen, SL) at lower moraine 1967-2010; multiple breeding during the same year were connected by lines; maximum stock in 1977 with three pairs (red lines).

Differenz von Altholzangebot und Nutzung als Nestbaum [%]

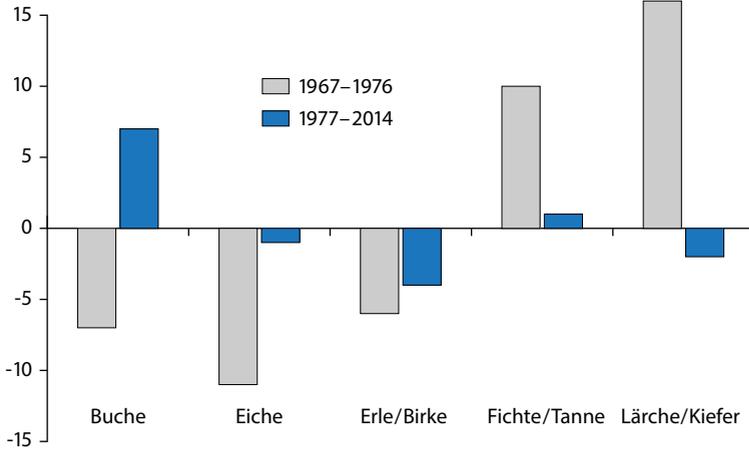


Abb. 17: Angebot und Nutzung von Nestbaumarten in der ersten Dekade und im folgenden Abschnitt der Untersuchung

Fig. 17: Supply and use of tree species for nesting during different decades of investigation.

während im Laubholz nur 32 % (671) der Nester errichtet worden sind (Tab. 4). Dabei fällt die stärkere Nutzung der Fichte als Horstbaum um 1990 auf, was z.T. auf die hohe Populationsdichte des Habichts in den Jahren um 1993 zurückzuführen ist, als im Zuge der Ausweitung des Brutareals auch kleinere Fichtenparzellen besetzt wurden. Die Lärche als Nestbaum hat im Laufe des Untersuchungszeitraumes von weniger als 20 % (Anteil von 1967 bis etwa 1991) nach 1998 auf 40 bis 50 % zugenommen. Diese Entwicklung veranschaulicht besonders der Vergleich Nestbaumnutzungen in den Anfangs- und Endjahrzehnten in der Zeit von 1968-1972 und 2010-2014 (Abb. 14). Der Anteil der Fichtenhorste blieb mit 38 % der Nestbäume langfristig etwa gleich, während sich die Anzahl der Nester auf Buchen und Eichen deutlich

verringerte (Tab.4). Weitere genutzte Laubbäume waren Birke (38) und Erle (36) mit je 2 % und Pappel und Ahorn (je 6), Esche (5) und Ulme (2) mit zusammen 1 % der Nestbäume. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass Habichte bei geeignetem Angebot zum Nestbau gern die Lärchen, etwas weniger Fichten und danach Buchen nutzen.

4.1.3 Nestanlage, Nestumgebung, Größe besiedelbarer Wälder

Inwieweit entspricht die Nestbaumwahl dem angebotenen Altholzbestand auf der Fläche um den Nestplatz, und hat sich das Angebot im Laufe der Untersuchungs-jahre geändert?

Tab. 4 : Änderung der besiedelbaren Nistbaumarten in Dekaden.

Table 4: Change of the portion of trees which could be used as nesting habitats.

Dekade	Laubholz				Nadelholz			N
	Buche	Eiche	Erle	Birke	Fichte/Tanne	Lärche	Kiefer	
1967 - 1976	25	15	2	1	38	16	3	506
1977 - 1986	29	12	2	1	42	13	2	421
1987 - 1996	15	3	2	2	49	28	1	516
1997 - 2006	15	4	2	3	30	46	0	382
2007 - 2014	16	2	0	3	24	51	3	310
1967 - 2014	20%	8%	2%	2%	38%	29%	2%	
		671				1464		2135

Zur Analyse der Waldstruktur wurden rund um den Horstplatz, der unmittelbaren Nestumgebung (kreisförmige Messfläche $r = 18$ m) folgende Parameter erhoben: Höhe des Nestbaumes und des Nestes, Zahl der Bäume, die Nesthöhe erreichen (Tab. 5). Dieses Mikrohabitat erfasst die Ansprüche an die Vegetationsstruktur in unmittelbarer Horstumgebung (KOSTRZEWA 1987).

Das Nest wird zumeist im unteren und mittleren Kronenbereich errichtet. Bei Lärchen, gerade bei peitschenförmigen Schaftspitzen, liegen die Nester oft im oberen Kronenbereich (Abb. 10). Die Höhe über dem Erdboden schwankt je nach Baumart, Kronenausbildung und Bestattung sowie dem Alter des Bestandes zwischen 7 und 28 m (Tab. 5, Abb. 18).

Während in den ersten drei Jahrzehnten die Brutreviere schwerpunktmäßig in den größeren Wäldern lagen, besonders in denen mit einer Größe von 51-200 ha, ist um die Jahrtausendwende ein Trend zu stärkerer Besiedlung von kleinflächigen Waldinseln festzustellen (Tab. 6). Der Habicht fehlte anfangs als Brutpaar in den Waldstücken mit weniger als 2 ha Größe, die für die Ansiedlung durch den Mäusebussard typisch waren. Heute brütet etwa ein Drittel der Habichte (36 %) in kleineren Wäldern.

Tab. 5: Waldstruktur am Nistplatz.

Table 5: Forest structure at nesting habitats.

	n	Mittelwerte		Variationsbreite	
		1968-75	2011-14	1968-75	2011-14
Höhe der Nestbäume	68	23 m	27 m	13-36 m	11-37 m
Nesthöhe	68	14 m	18 m	7-28 m	7-26 m
Anzahl Bäume über Nesthöhe (1000 m ²)		48	44	4-150	12-125

Tab. 6: Besetzungsgrad nach Waldgröße und Baumart.

Table 6: Frequency of usage of different forests (tree species and forest size).

Waldgröße	Laubholz					Nadelholz					Summe
	1967-76	1977-78	1987-96	1997-06	2007-14	1967-76	1977-78	1987-96	1997-06	2007-14	
bis 2 ha	2	15	1	1	11	5	3	36	86	60	220
3-10 ha	24	23	16	18	13	14	24	39	46	61	278
11-50 ha	28	56	37	16	23	30	53	67	47	37	394
51-200 ha	98	86	60	50	49	128	75	162	71	30	810
über 200 ha	4	9	3	2	1	68	51	65	30	21	254
Summe	156	189	117	87	97	245	206	370	280	209	1956

Nadel- und Laubwald besiedelte der Habicht in den ersten zwei Jahrzehnten über alle Waldgrößen hinweg weitgehend gleichmäßig. Danach war der Hang zur stärkeren Besetzung von Nadelwäldungen deutlich erkennbar verbunden mit einem Trend zur Besiedlung von Kleinwäldungen, die vorwiegend von Nadelbäumen gebildet werden.

4.1.4 Nestbau

Beim genaueren Betrachten fällt ein Habichtnest zumeist schon durch seine lockere, sperrige Bauweise auf, oft allein durch seine Größe im Vergleich zu den untereinander etwa gleich großen Nestern von Bussarden, Milanen und Kolkraben (Abb. 19, 20). Im unteren Kronenbereich einer Lärche kann der Habicht sein überdimensioniert erscheinendes Nest auf waagerechten, stammnahen Ästen uneingeschränkt errichten. Bei einer Muldengröße von etwa 25 cm erreicht die Nestbreite bis zu 1,50 Meter. Auf anderen Baumarten werden die Nester oft nur in der Größe von Bussardnestern angelegt. Denn Laubhölzer bilden selten geeignete, ausladende Astfächer für ein voluminöses Nest, so dass einzelne Nester in einer engen Astgabel in Form einer Acht herauszuquireln scheinen und dann gequetscht aussehen (Abb. 20).

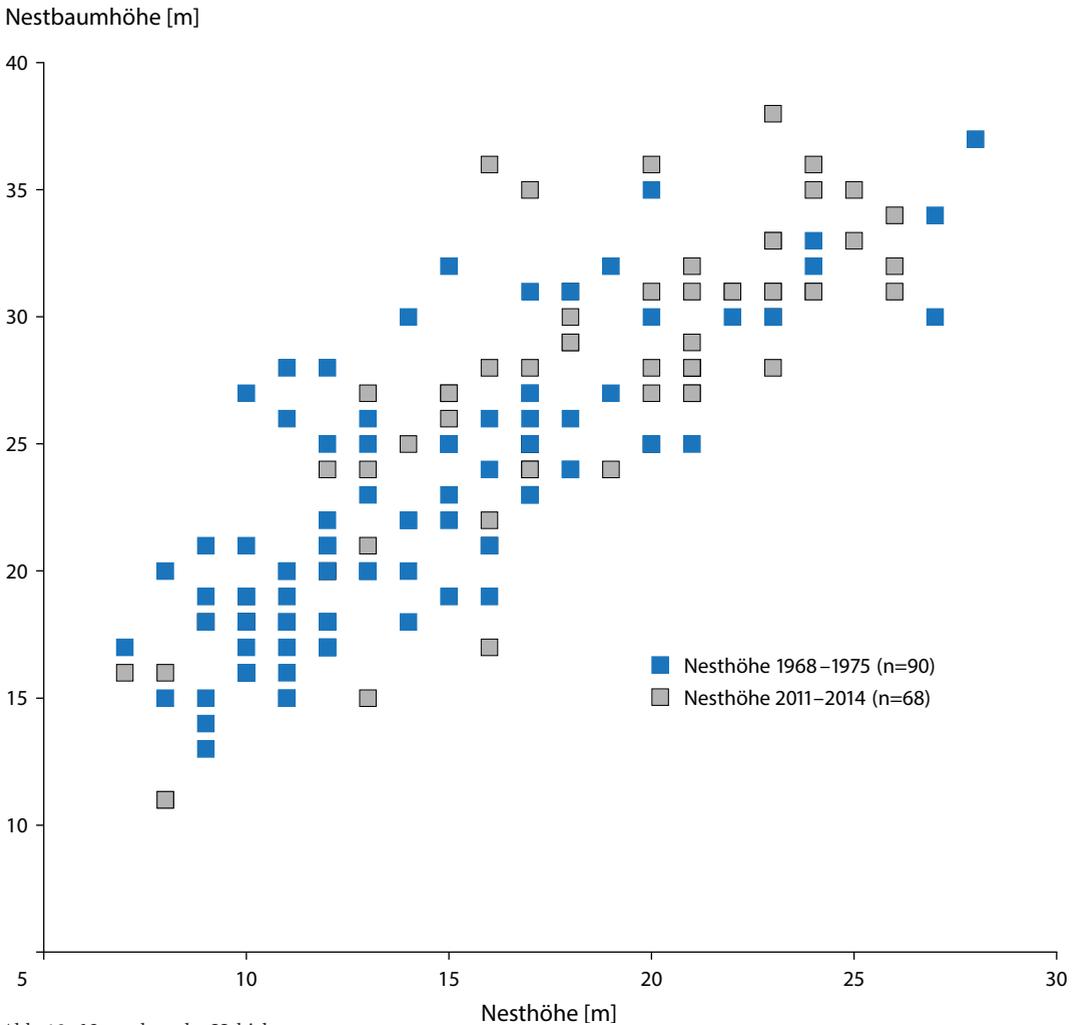


Abb. 18 : Nestanlage des Habichts.

Fig. 18: *Level of nest in relation to tree height.*

Diskussion zum Nisthabitat

Der Habicht besitzt eine große Flexibilität und hohe Anpassungsfähigkeit hinsichtlich der Brutplatzwahl. Die Variationsbreite bei der Inanspruchnahme und Akzeptanz neuer Reviere und Horststandorte deuten auch innerhalb der Habichtpopulation auf eine hohe Plastizität einzelner Individuen hin. Dies konnte sehr anschaulich für die Besiedlung des Stadtbereichs von Köln dokumentiert werden (WÜRFELS 1999 und eigene Anschauung 1994). Das zeigte sich beispielsweise auch in dem großen Anpassungsvermögen bei der Wahl der Bruthabitats und der Nahrungsstrategie in den Städten Hamburg, Berlin,

Saarbrücken (DIETRICH 1982, RUTZ 2001, 2003 b, ALTENKAMP 2002), wo Bruten in unmittelbarer Nachbarschaft zum Menschen die Regel sind und der Beutewerb dem städtischen Umfeld angepasst ist.

Die Habichtbrutpaare zeigten im Untersuchungsgebiet „Schleswig“ eine Verteilung, die durch das unterschiedliche Angebot an geeigneten Bruthabitats und intra-spezifische Konkurrenz bedingt sein könnte. Die regelmäßige Verteilung von Brutpaaren setzt dabei eine gleichmäßige Streuung potentieller Brutplätze mit Waldanteilen bei qualitativ gleichwertigen Nahrungsräumen voraus (Abb. 27, 65).



▲ Abb. 19 : Ausladendes Habichtnest auf einer Fichte (mit Verfasser). Die Beflüsung, die am Reisig außerhalb der Nestmulde anhaftet, verrät die fortgeschrittene Bebrütung. Zwei vermauerte Federn vom Habichtmännchen am Nestrand belegen seine Teilhabe am Brutgeschäft. Die Federn (hier: Schwanzfeder und Handschwinge) werden später zumeist während des Brütens in den sperrigen Nestsaum eingearbeitet. Foto: Sören Knothe.

Fig. 19: The Author is monitoring a nest on a spruce tree; down feathers at the edge of the nest indicate advanced breeding. Two moulted male feathers show male activity during incubation. Later on these feathers might be integrated into the nest edge.



◀ Abb. 20 : Ausladendes Habichtnest auf einer Birke. Der Schwanz des brütenden Weibchens überragt den Nestrand.

Fig. 20: Huge nest with female tail feathers overlapping the edge.

Die Zusammensetzung der Baumarten in den untersuchten Habitaten hat Einfluss auf die Nistplatzwahl. So zeigte die Analyse des Nisthabitats, dass der Habicht zusammenhängende Kulturen der Lärche aber auch isoliert stehende, kleine Bestände dieser Baumart bevorzugte. Ebenfalls wurden strukturierte Altholzbestände verschiedener Zusammensetzung mit eingesprengten Lärchenanteilen zur Anlage des Horstes ausgewählt. Es wurden auch einzelne Lärchenzeilen in sonst von Laubbäumen oder Fichten dominierten Standorten zur Nestanlage genutzt. Der verstärkte Wechsel zur Lärche als Nestbaum etwa ab 1990 ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die Lärchenkulturen, die in den Nachkriegsjahren in größerem Ausmaß gepflanzt worden sind, erst ab den 90er Jahren im Alter von etwa 50 Jahren geeignete Nistbäume abgaben (HASE 1997, FORSTATISTIK 2004/ 2008, Abb. 14). Die Lärche bietet dem Habicht aber auch erkennbare Vorteile, weil er beispielsweise sein Nest im Kronenbereich unbeschränkt ausbauen kann. Das grobe, abgebrochene Nistmaterial von Lärchen kann zudem wegen der hakigen Kurztriebe zu einer stabilen Nestplattform verflochten werden. Wie perfekt so ein Bau konstruiert, verflochten und an die das Nest tragenden Äste verankert ist, zeigte sich nach dem Orkan „Christian“ vom 28.10.2013. Die meisten Habichtnester auf Lärchen blieben selbst dort erhalten, wo sonst viele der benachbarten Bäume unter der Wucht der Fallwinde umgefallen waren (s. Abb. 8 und 9). Weiterhin bieten die waagerechten Lärchenäste am Nest und der Umgebung gute Sitzmöglichkeiten und haben damit als Wach- und Ruhesitz wie als Rupf- und Fressplatz große Bedeutung. Da die Lärche erst spät im Jahr (Mitte Mai) ein liches Nadelkleid bekommt, ermöglicht dieser Neststandort durchgehend eine gute Sicht auf das Umfeld, um Gefahren rechtzeitig zu erkennen. Auf der anderen Seite kann ein Lärchennest aber auch leichter entdeckt werden, was insbesondere illegale Aktionen durch Menschen begünstigen könnte.

Es muss offen bleiben, ob eine prägende Wirkung auf die Jungvögel, die in einem Lärchennest aufgewachsen sind, diese Baumart langfristig zum bevorzugten Nestbaum werden ließ (s. a. Kap. 4.4).

Während im ersten Jahrzehnt die Nester schwerpunktmäßig noch in einer Höhe zwischen 10 und 18 Metern errichtet wurden, liegen die Nester um 2013 überwiegend in Höhen zwischen 17 und 23 Metern. Die heute höheren Nestanlagen werden mit dem weiteren Auf-

wachsen der Waldbestände, insbesondere der Lärchen, verbunden sein, die insbesondere erst nach dem Kriege 1945 in großem Stil angepflanzt worden sind.

Im Laufe der langzeitigen Untersuchung kam es beim Habicht auf der Untersuchungsfläche Schleswig zur Aufgabe des typischen Nisthabitats der inneren Waldrandzone von Hochwäldern. Verstärkt um die Jahrtausendwende vollzog sich dann eine Ansiedlung in Kleinwaldungen (Tab. 6). Dabei handelte es sich aber nicht um Umsiedlungen der Standvögel, sondern um Neuansiedlungen neuer Habichte, wie durch Mauserfederfunde belegt werden konnte. Bereits um 1990 wies der Mäusebussard im Landesteil Schleswig einen ähnlichen Trend auf. Er verschwand weitgehend aus den Wäldern, um in den Überhältern der Knicks und schmalen Waldzeilen zu brüten (GRÜNKORN & LOOFT 2000). Ein ähnliches Verhalten zeigte auch der Kolkrabe im Untersuchungsgebiet Schleswig, der erstmals um 1990 kleinere Waldstücke als Brutplatz bezog, so dass oft die traditionell besetzten Buchenkuppen der Laubwaldungen verwaisten (GRÜNKORN 1999).

Was ist nun der Anlass für den relativ spontanen und gleichzeitigen Exodus des Habichts und anderer Großvogelarten aus den größeren Wäldern? Der Uhu hat als Prädator sicher seinen Anteil daran, denn in der Nähe seines Brutplatzes nistete nur selten eine dieser Arten. Aber der Anlass für diesen gemeinsamen Aufbruch in die Offenlandschaft ist nicht der Großeule zuzuschreiben. Denn Mäusebussarde, Kolkraben und auch Habichte haben diese eindeutige Tendenz schon Ende der 1980er Jahre gezeigt, als erstmals Uhu paare in Schleswig-Holstein brüteten und noch kaum eine Interaktion um Brutareale stattfinden konnte (Abb. 21). Eine Erklärung für die kurzzeitige Änderung der Raumnutzung könnten aber die veränderten Nahrungsverhältnisse liefern. Denn auffallend ist das Einhergehen der Ereignisse mit der letzten großen Feldmaus-Gradation um 1992, als der Mäusebussard in seinen Brut- und Winterbeständen Spitzenwerte erreichte und der Kolkrabe wie auch der Habicht selbst kleinste Waldungen von 1 ha Größe bezogen. In den gleichen Zeitraum (1988-2004) fiel die EU-Flächenstilllegung, die als Grundlage für die günstigen Umweltbedingungen u. a. für Feldmäuse in diesem Zeitraum bezeichnet worden ist (LOOFT & KAISER 2003). Möglicherweise waren also die guten Umwelt-/Nahrungsbedingungen der entscheidende Anlass zur Aus-

Brutbestand Uhu [n]

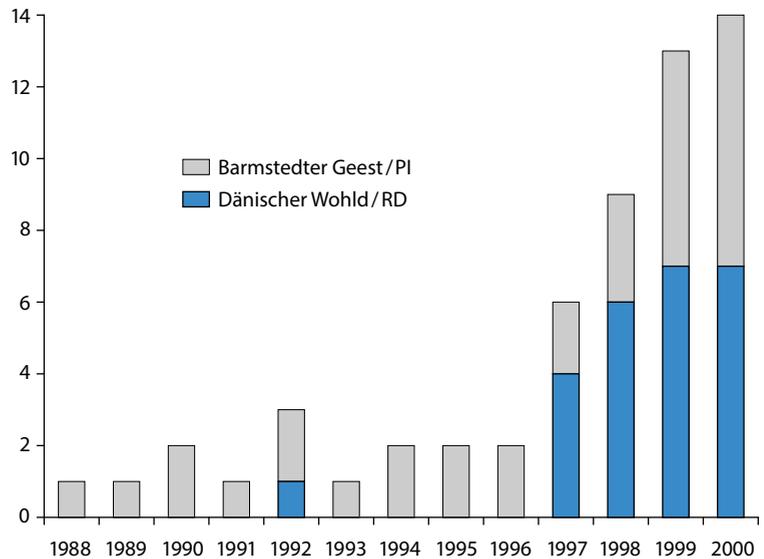


Abb. 21: Entwicklung des Uhubestandes auf Probeflächen bei Pinneberg (150 km² - RADDATZ) und Eckernförde (280 km² - MARTENS).

Fig. 21: Development of the Eagle owl population at the study area "Pinneberg" (150 km² - author: RADDATZ) and "Eckernförde" (280 km² - author: MARTENS).

breitung der Arten in die Fläche und damit zur Änderung ihres Raumnutzungsmusters.

4.2. Fortpflanzung

4.2.1 Definitionen reproduktionsbiologischer Parameter

Legebeginn: Zeitpunkt der Ablage des ersten Eies

Legeabstand: Zeitraum zwischen der Ablage von einem zum nächsten Ei eines Geleges

Brutdauer: Zeitraum von der Ablage des letzten Eies eines Geleges bis zum Schlüpfen des letzten Pullus

Gelegegröße: Größe eines nach Ablage des letzten Eies bebrüteten, unversehrten Geleges

Brutgröße: Anzahl der Nestjungen eines Brutpaares (zu einem gegebenen Zeitpunkt)

Junge: Nestjunge Habichte zum Zeitpunkt der Beringung

Gesamtbruterfolg: Zahl der flügge gewordenen Jungen bezogen auf die Gesamtheit aller erfolglosen und erfolgreichen Brutpaare

Teilbruterfolg: Zahl der flügge gewordenen Jungen bezogen auf diejenigen Bruten, in denen Junge flügge wurden

Reproduktionsrate: Zahl der ausgeflogenen Jungvögel bezogen auf den Gesamtbestand – einschließlich der Nichtbrüter

4.2.2 Legebeginn

Die Daten wurden unter Zugrundelegung eines Legeabstands von zwei Tagen errechnet (LOOFT & BUSCHE 1981), soweit mehr als ein Ei im Nest lag und das Gelege noch nicht vollständig war. Andernfalls erhielten wir die Daten durch Rückrechnung vom Schlüpfdatum des ältesten Jungvogels und zwar mit einem Mittelwert von 38 Tagen Brütezeit (s. auch Diskussion in HOLSTEIN 1942, WINGSTRAND 1943), wobei nur ein Ei nicht geschlüpft sein durfte. Der Brutbeginn des Habichts auf der Untersuchungsfläche „Schleswig“ (n = 1.354) erstreckte sich über einen Zeitraum von 46 Tagen, vom 25. März bis zum 9. Mai (Abb. 22). Die Eiablage kulminierte in der 2. Aprilwoche zwischen dem 7. und 15. April, mit einem Median am 12. April. Nur wenige Brutpaare (4 %) starteten ins Brutgeschäft außerhalb des Monats April, 46 schon im März und 12 im Mai.

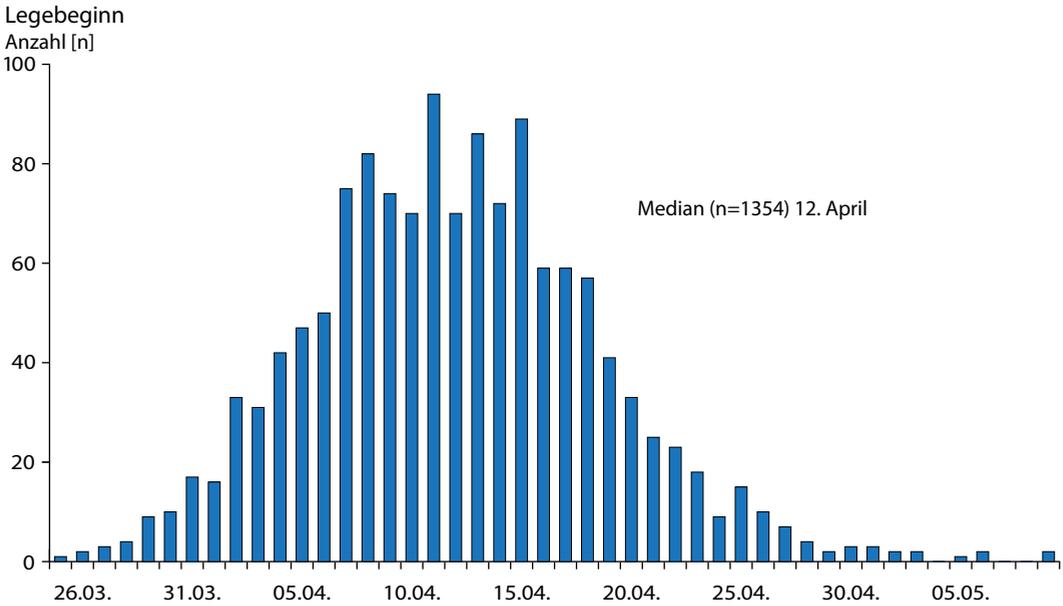


Abb. 22: Legebeginn, alle Jahre 1968-2014.

Fig. 22: Date of oviposition (first egg) during 1968 – 2014.

Ausschlaggebend für die Terminierung des Brutbeginns ist nach BIJLSMA (1993, 2014) und RUTZ (2003) eine stabile Erhöhung der Lufttemperatur im März. Auf der Schleswiger Fläche konnte diese Abhängigkeit bestätigt werden (Abb. 23).

Somit lassen sich die Verbindungen zwischen den jährlichen Schwankungen der Märztemperatur und der Brutbiologie des Habichts (Abb. 23, 24) für Teilaspekte herstellen (ABT unveröff.). Es konnte eine starke Beziehung zwischen der mittleren Märztemperatur und dem Brutbeginn nachgewiesen werden (Pearson-Korrelation, $n = 47$, $r = -0,63$; $p = < 0,001$). Dabei beträgt die Steigung der Regression $- 0,74 \text{ d} / ^\circ\text{C}$. In wärmeren Märzmonaten brüten Habichtweibchen im Schnitt deutlich früher als in kälteren Jahren. Der Rechnung zugrunde gelegt wurden die Brutdaten der alten Weibchen (ab 3. Kj), um Verzerrungen durch einjährige Brutvögel zu vermeiden.

Langzeitig hat sich der mittelfristige Termin des Brutbeginns auf der Untersuchungsfläche Schleswig nicht geändert (Abb. 24). Somit gab es in dem langen Untersuchungszeitraum keine Anpassung an den Klimawandel, wie er u. a. so eindrucksvoll in der heute ca. 14 Tage früheren Begrünung der Laubwälder zu beobachten ist.

Die veränderten Temperaturen korrelieren auch schwach mit der relativen Zunahme der Brutpaare ($r = -0,37$; $p = 0,01$). Wärmere Märztemperaturen geben also den Habichten einen Anreiz nicht nur früher, sondern auch vermehrt zu brüten. Zudem zeitigen frühe Bruten einen höheren Bruterfolg ($r = -0,34$; $p = 0,02$), wie in Abb. 38 und 39 dargestellt. Dagegen konnte in Nordjütland kein Zusammenhang zwischen der Märztemperatur und der Jungenzahl festgestellt werden (HERFINDAL et al. 2015).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass mildere Märztemperaturen positiv auf das Brutverhalten des Habichts einwirken, während kalte Märztemperaturen dieses eher einschränken.

Diskussion

Möglicherweise ist das relativ limitierte Zeitfenster für die einsetzende Brutaktivität in Verbindung mit der zur Verfügung stehenden Nahrung zu sehen, die schließlich auch bestimmend für die große Zahl der nicht zur Brut schreitenden Habichte sein wird (s. Kap. 4.3.1).

Für die Terminierung des Legebeginns spielt nach RUTZ (2003a) gerade in der Vorbrutzeit die Nahrungsversorgung der Habichtweibchen eine wichtige Rolle. Denn Habichte sind „income-layers“, d. h. die Eimasse wird aus

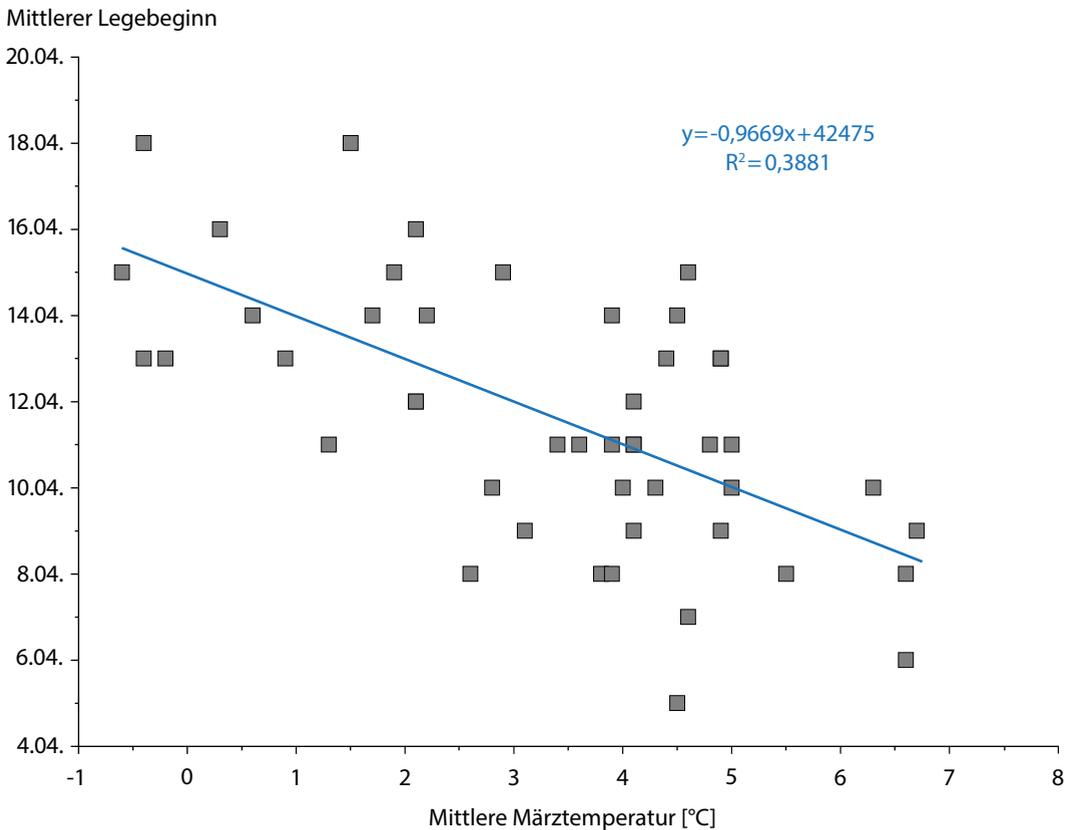


Abb. 23: Mittlerer Legebeginn adulter Habichtweibchen (1968-2014).

Fig. 23: Date of oviposition in correlation to mean temperature during March.

der aktuell aufgenommenen Nahrung gebildet und nicht aus gespeicherten Körperreserven. Damit fällt den Beute bringenden Männchen und ihrer Fitness eine entscheidende Bedeutung bei der Festlegung des Brutstarts zu. Allgemein übergreifend bemerkt PERRINS (1970), dass Habichte ihre Brut so zeitig wie möglich beginnen, um sicherzustellen, dass für ihre Jungvögel später eine maximale Verfügbarkeit von Beute vorhanden ist.

4.2.3 Einstieg der Habichte ins Brutgeschäft

Über die durch Mauserfedern altersbestimmten Weibchen (vgl. Kap. 3 und 4.5.4) konnte ermittelt werden, in welchem Alter Habichte auf der Untersuchungsfläche erstmals zur Brut schreiten. Danach waren 16% einjährig ($n = 215$), 17% zweijährig ($n = 222$) und 67% drei Jahre oder älter ($n = 889$). Limitierend ist bei dieser Betrachtung, dass nur jene Individuen Berücksichtigung fanden,

die nicht frühzeitig die Brut beendeten, sei es durch Brutaufgabe oder Tod.

Diskussion

Um eine Idee über die Verteilung auch älterer Habichte hinsichtlich ihrer erstmaligen Brut zu erhalten, hatte K. ABT anhand der vorliegenden Daten eine Modellrechnung durchgeführt. Mit der kumulativen-Weibull-Verteilung stellte sich der Bruteinstieg insofern etwas anders dar, als ein höherer Anteil von jungen Weibchen im ersten und zweiten Lebensjahr ihr Brutgeschäft aufnahmen (vgl. Abb. 25 und Anhang 3). Gründe für die Unterschiede zu den oben genannten Werten können darin liegen, dass Modelle die Realität vereinfachen, aber auch darin begründet sein, dass, wie schon erwähnt, nur durchgehende Bruten, nicht aber abgebrochene Bruten mit Federn belegt werden konnten.

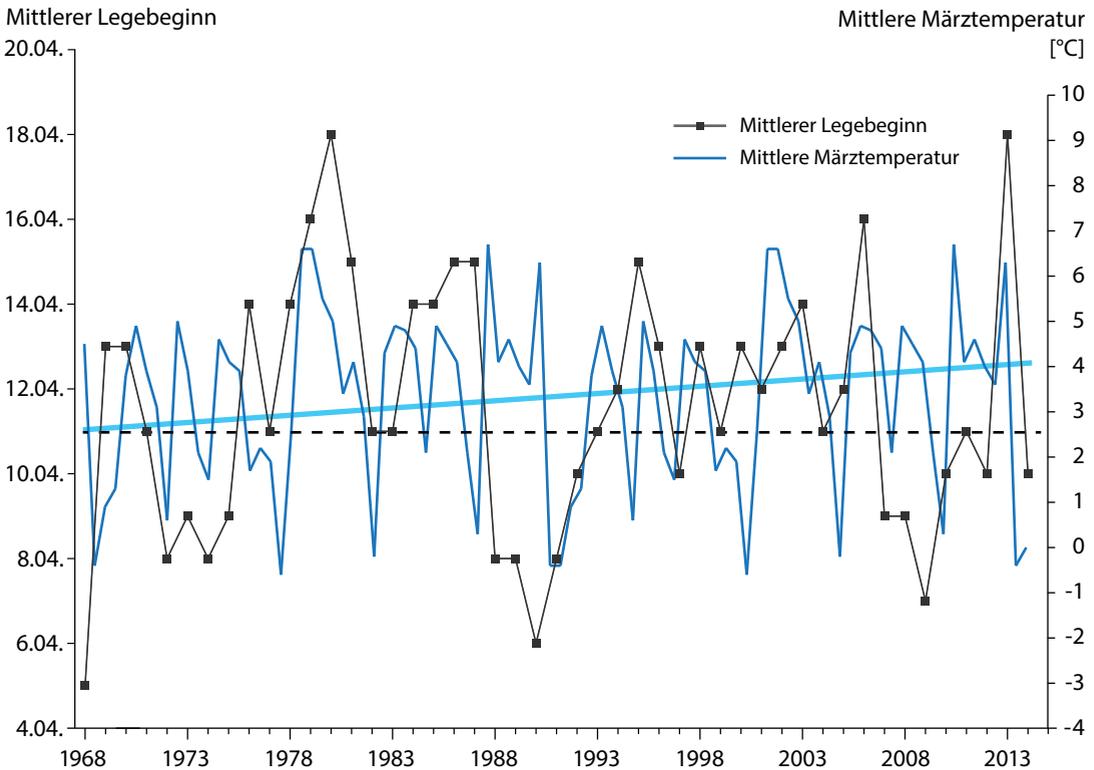


Abb. 24: Jährlicher Legebeginn in Abhängigkeit von der mittleren Märztemperatur.

Fig. 24: Mean date of oviposition of adult Goshawks in relation to mean temperature of March.

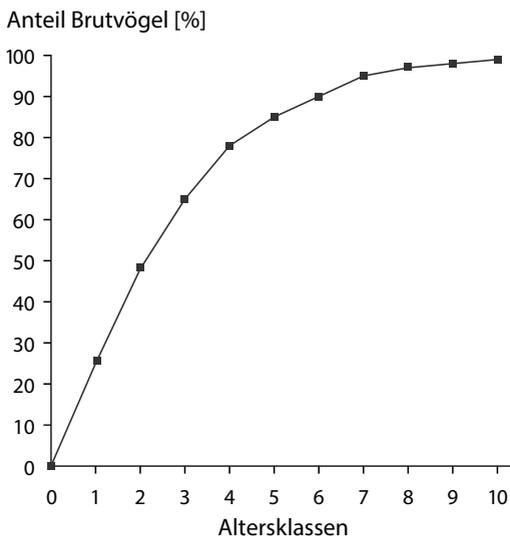


Abb. 25: Anteil Brüter je Altersklasse (berechnet). Kurve = kumulative Weibullverteilung.

Fig. 25: Rate of breeding birds in relation to age classes (calculated). Curve = cumulative Weibull-distribution.

Die Ergebnisse zum Bruteinstieg eines anderen, großen waldbewohnenden Vogels, des Kolkkraben, sollen hier im Vergleich angeführt werden (identische Untersuchungsfläche). Durch die Ablesung von Kennringen an den Kolkkraben-Brutplätzen (n = 20) konnte GRÜNKORN (1999) den Nachweis erbringen, dass Raben erst im vierten bis achten Kalenderjahr erstmals brüten. Er vermutet, dass sich der verzögerte Eintritt in das Fortpflanzungsgeschehen als wirksamer Mechanismus innerartlicher Dichteregulierung erwiesen hat, weil für die Raben wegen der hohen Siedlungsdichte kaum Rekrutierungschancen bestanden.

4.2.4 Gelegegröße

Auf der Schleswiger Untersuchungsfläche konnte für den Zeitraum 1968 bis 2014 eine durchschnittliche Gelegegröße von 3,55 Eiern (n = 587) ermittelt werden.

Es wurden folgende Einflußgrößen betrachtet und bewertet:

- Für die geringere Eizahl später Bruten in der zweiten Aprilhälfte/Anfang Mai sind überwiegend jüngere (einjährige) Habichtweibchen verantwortlich. Während die Gelegegröße mehrjähriger Weibchen bei 398 kontrollierten Bruten im Mittel bei 3,67 Eiern lag, legten vorjährige Weibchen (n = 28) nur 3,28 Eier (LOOFT & BUSCHE 1981).
- Die Gelegegröße korreliert mit dem Brutbeginn (s. Kap. 4.4.1). Vierer- und Fünfergelege finden sich im Mittel um den 10. April, Zweier- und Dreiergelege zwei und vier Tage später.
- In der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraums (1991-2014) lag die mittlere Gelegegröße bei 3,2 Eiern/Gelege (n = 139) und damit deutlich unter der durchschnittlichen Gelegegröße aus dem Gesamtzeitraum mit 3,55 Eiern/Gelege (s. o.).
- Die Nahrungsressourcen in den unterschiedlich geprägten Landschaftsräumen Jung-, Endmoräne, Sander, Altmoräne und Flussmarsch haben keinen nennenswerten Einfluss auf die Gelegegröße (Kap. 4.6.3).

Diskussion

Ein Gelege europäischer Habichte besteht im Durchschnitt aus 3,3 Eiern (KENWARD 2006), mit einer Variationsbreite von 3,2 bis 3,4 Eiern in verschiedenen Regionen Europas (RUTZ et al. 2006). Die durchschnittliche Gelegegröße liegt damit in Schleswig-Holstein über dem europäischen Schnitt.

Es muss hinterfragt werden, ob die leicht erhöhte Eizahl in den Anfangsjahren der Untersuchung eine Reaktion auf die langjährigen Nachstellungen auf den Habicht gewesen sein könnte. Auch nach Beginn der ganzjährigen Schonzeit des Habichts 1970 erfolgten weitere Verstöße (s. Angaben im Kap. 4.4.4). Sollte also eine langfristig verringerte Siedlungsdichte diesen ausgleichenden Effekt durch eine höhere Gelegegröße bewirkt haben?

Bei vielen Arten (z. B. dem Mäusebussard oder den Eulen) ist eine höhere Eizahl kurzfristig ein Regulativ, um bei einer Verbesserung der Nahrungsverhältnisse eine höhere Nachkommenschaft aufzuziehen. Geringe Paarzahlen (z. B. durch Verfolgung) können bei gleich-

bleibendem Nahrungsangebot zu dieser Reaktion beim Habicht vor 1991 geführt haben.

4.3 Demografie und Mortalität

4.3.1 Bestand, Bestandsentwicklung, Verteilung

Bedingungen für die Verteilungsmuster von Greifvogelarten im Raum sind Angebote an Nistplatzstrukturen und Nahrung, die ökologische Potenz der einzelnen Arten, die intra- und interspezifische Konkurrenz sowie anthropogene Störeinflüsse. Diese Muster sind bei einigen Arten variabel (NEWTON 1976).

Der Brutbestand des Habichts war auf der Untersuchungsfläche „Schleswig“ über nahezu fünf Jahrzehnte stabil, zeigte aber ein phasengeprägtes Auf und Ab mit jährweise erheblichen Schwankungen mit zwei Wachstumsphasen und zwei Einbrüchen (Abb. 26). Vier langjährige Phasen lassen sich erkennen, je zwei auf hohem bzw. niedrigem Bestandsniveau. Die beiden Bestands-einbrüche verlaufen nahezu synchron - über etwa vier Jahre abfallend -, die folgenden beiden Tiefpunkte folgen jeweils um sechs Jahre versetzt. Der Brutbestand stieg bis 1993 zu einem Einzelgipfel mit 75 Brutpaaren (3,8 Bp./100 km²) an, während mehrere Minimaljahre mit 31 bis 35 Brutpaare auftraten (1983, 88, 89, 97, 2004, 05, 09–14). Diese mögliche Bestandsuntergrenze wurde mehrmals erreicht (Abb. 26) und auch in den Folgejahren nicht unterschritten (2017: 30 Brutpaare).

Die höheren Abundanzen/ Ausschläge (speziell im Gipfeljahr 1993), z. T. auch die Bestandsverläufe mit den erheblichen Schwankungsbreiten im untersuchten Zeitraum korrelieren vielfach mit denen anderer Greifvögel/ Tierartengruppen (z. B. Mäusebussard – Brut- und Winterbestand (Looft unveröff., BUSCHE & LOOFT 2003), Graureiher und Fuchs (MELUR 2016)).

Im letzten Untersuchungsjahr ist ein Ereignis erwähnenswert, das in Teilbereichen der Untersuchungsfläche die Bruthabitate vernichtete: Unter dem Einfluss des Orkans „Christian“ (28.10.2013) und den nachfolgenden forstlichen Maßnahmen verschwanden ganze Wälder oder Waldparzellen. Im Westteil der Fläche blieben nur wenige Ansiedlungsmöglichkeiten für den Habicht erhalten. Dennoch brüteten 2014 32 Brutpaare auf der Untersuchungsfläche (vgl. Abb. 26).

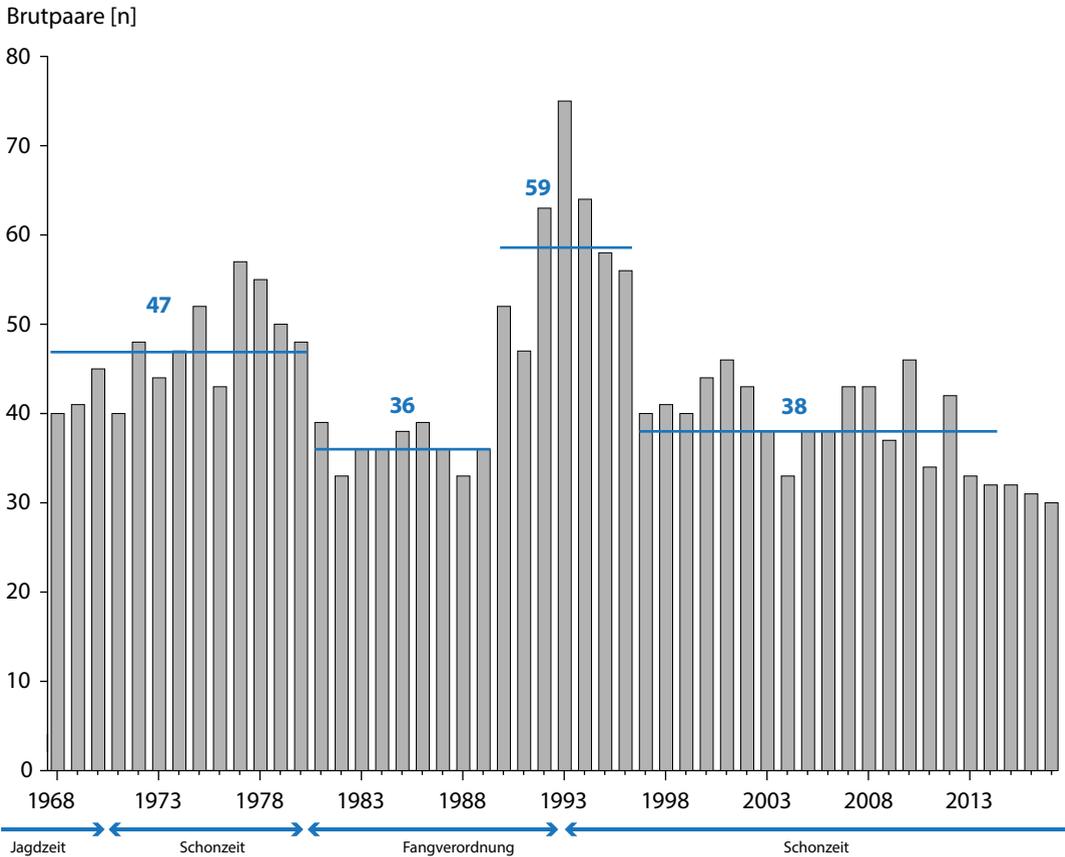


Abb. 26: Entwicklung des Brutbestandes auf der Untersuchungsfläche Schleswig.

Fig. 26: Development of breeding stock at the study area of Schleswig.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass der Brutbestand langfristig eine vermutlich natürliche Fluktuation zeigte, die von einer unterschiedlichen Verfolgungsintensität sowie den drastischen Landschaftsveränderungen beeinflusst wird. Die Entwicklung verlief insgesamt bei starken Schwankungen ausgeglichen, ein positiver oder negativer Langzeittrend war (noch) nicht zu erkennen, obwohl der Bestand im letzten Jahrzehnt abnimmt. Denn ab 1997 hat sich der Brutbestand ungewöhnlich lange auf niedrigem Niveau ohne die gewohnten, positiven Ausschläge stabilisiert (s. Abb. 26). Der Mittelwert der Brutpaare lag für die letzten 18 Jahre bei durchschnittlich 38 Paaren und damit um 14 % unter dem langjährigen Mittel der Vorjahre.

Für die Darstellung der Brutverbreitung auf der Untersuchungsfläche „Schleswig“ wurden zwei Jahre mit Extrembesiedlung ausgesucht: Das Spitzenjahr 1993 mit 75

Brutpaaren und eines der Jahre mit minimaler Besiedlung 2004 mit 33 Brutpaaren (Abb. 27). In beiden Jahren fällt die fast gleichmäßige Brutplatzverteilung auf. Nur im mittleren Norden und im Südwesten ist 2004 eine möglicherweise lückige Besiedlung erkennbar (s. Kap. 4.6.2). Generell gilt diese Aussage auch für die anderen Jahre der Bruterfassung.

Diskussion

Allgemein gilt für das Brutvorkommen des Habichts, dass die wesentlichen Parameter erstens die Verfügbarkeit von ausreichend Nahrung und zweitens das Vorhandensein von geeigneten Brutplätzen sind. Ist einer der beiden Faktoren begrenzt, limitiert er das Vorkommen und die Häufigkeit von Brutpaaren. Auf der Schleswiger Untersuchungsfläche existierten die beiden wesentlichen Faktoren für ein gesichertes Brutvorkommen (Nahrung

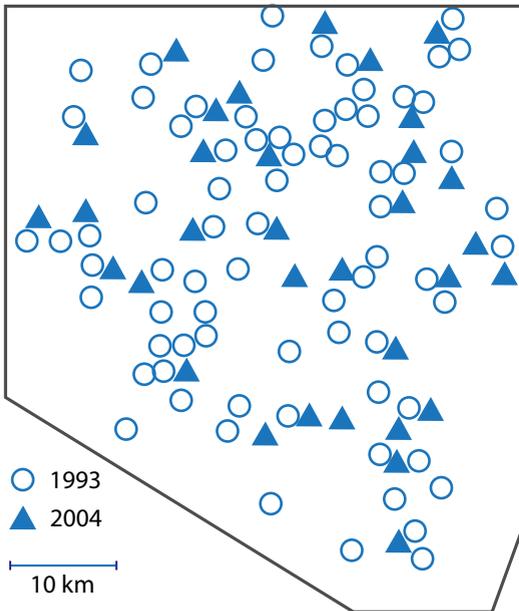


Abb. 27: Verteilung der Habichtbrutpaare auf der Untersuchungsfläche Schleswig 1993 (○ - 75 Brutpaare) und 2004 (▲ - 33 Brutpaare).

Fig. 27: Distribution of breeding pairs during 1993 (circle) and 2004 (triangle) at study area Schleswig.

und Brutplatz) über den langen Zeitraum von 47 Jahren (s. Kap. 4.1.1, 4.6.1, 4.6.3), so dass wir einen weitgehend stabilen Brutbestand feststellen konnten. Die Höhe des Bestandes hängt von Reproduktion und Überlebensraten ab. Dies setzt voraus, dass die Verluste durch Tod und Emigration von Geburt und Immigration ausgeglichen werden (PERRINS 1991). Jedoch können innerhalb einer Vogelart Veränderungen in den wesentlichen Reproduktions- und Mortalitätsraten zu Veränderungen in den internen Vorgängen einer Population führen, wie z. B. Altersaufbau oder genetische Konstellation, die also nicht in jedem Fall auf Umwelteinflüsse hindeuten (NEWTON 1991).

Damit ein Bestand in einer Landschaft existenzfähig bleibt, muss ein ständiger „Vermehrungsüberdruck“ einer Tierart bestehen. Eine interne Bestandsregulierung wäre dann so zu verstehen, dass die dichteabhängigen Faktoren das Ansteigen der Population bis zu einem Nullwachstum verlangsamen, der mit dem Maximum der Populationsdichte zusammenfällt, worauf ein Abfall einsetzt. Parallel mit dem Abfall nimmt die hemmende Wirkung der dichteabhängigen Kräfte wieder ab und so

fort (MEUNIER 1960). Allgemein betrachtet bewegen sich Tierbestände im Verhältnis zu ihrer potentiellen Vermehrung in außerordentlich engen Grenzen (LACK 1954). Dabei ist weniger die Diskrepanz zwischen dem Vermehrungspotential und der wirklichen Bestandshöhe bemerkenswert als vielmehr das Festliegen einer bestimmten artcharakteristischen Bestandshöhe. Eine Aussage über die Höhe, innerhalb derer sich das artspezifische Auf und Ab des Bestandes bewegt, ist aber nicht möglich, weil die regionalen Lebensbedingungen für die einzelnen Arten unterschiedlich sind (MEUNIER 1960).

Für eine Erklärung der langfristig etwa gleich bleibenden Bestandshöhe in den einzelnen Gebieten müssen nicht nur die Kräfte der Bestandsbewegung erfasst werden, sondern auch die der Bestandsbegrenzung. Erst dadurch wird die hohe Stabilität einer Häufigkeitsgrenze verständlich gemacht, die langfristig selbst durch Vermehrungsdruck nicht überschritten wird. Diese widerstreitenden Kräfte werden auch auf den Habichtbestand im Untersuchungsgebiet Schleswig gewirkt haben, die sich schließlich auch in der langfristigen Stabilität des Brutbestandes widerspiegeln (Abb. 26, Kap. 4.3.2, Kap. 4.3.3).

4.3.2. Zusammensetzung des Brutbestandes

Auf der Schleswiger Untersuchungsfläche wurden zur Identifizierung der brütenden Habichte Mauserfedern am Horst gesammelt und individuell zugeordnet. Dadurch war eine Einteilung der Brutvögel nach Altersklassen möglich. Über die Altersstruktur der Brutpopulation (Weibchen) auf der Schleswiger Fläche gibt Abb. 28 Auskunft. Der jährliche Anteil der Altersklassen (ein-, zwei- und mindestens dreijährige (3+)) schwankt erheblich, so dass auf den ersten Blick kein einheitliches Bild erkennbar wird. Der Altvogelanteil (3+) dominiert mit einem großen Anteil an der Brutpopulation gegenüber den jungen Weibchen (ein- und zweijährig), die jahresweise sehr unterschiedlich vertreten sind.

Durch die Zusammenfassung der Brutvögel (Weibchen) in nur zwei Kategorien lässt sich die Brutbestandsentwicklung besser veranschaulichen. In Abb. 29 ist der Anteil brütender ein- und zweijähriger Vögel gegen die Gesamtzahl der Brutpaarweibchen abgebildet. Die wechselnde Entwicklung beider Kurven ist mit hellgrauen und hellblauen Streifen unterlegt, um vereinfachend einen denkbaren Entwicklungsablauf hervorzuheben. Helle Streifen deuten eher eine Parallelentwicklung an, dunkle ein Auseinanderdriften. So weisen beispielsweise

Brutpaare [n]
identifizierter Weibchen

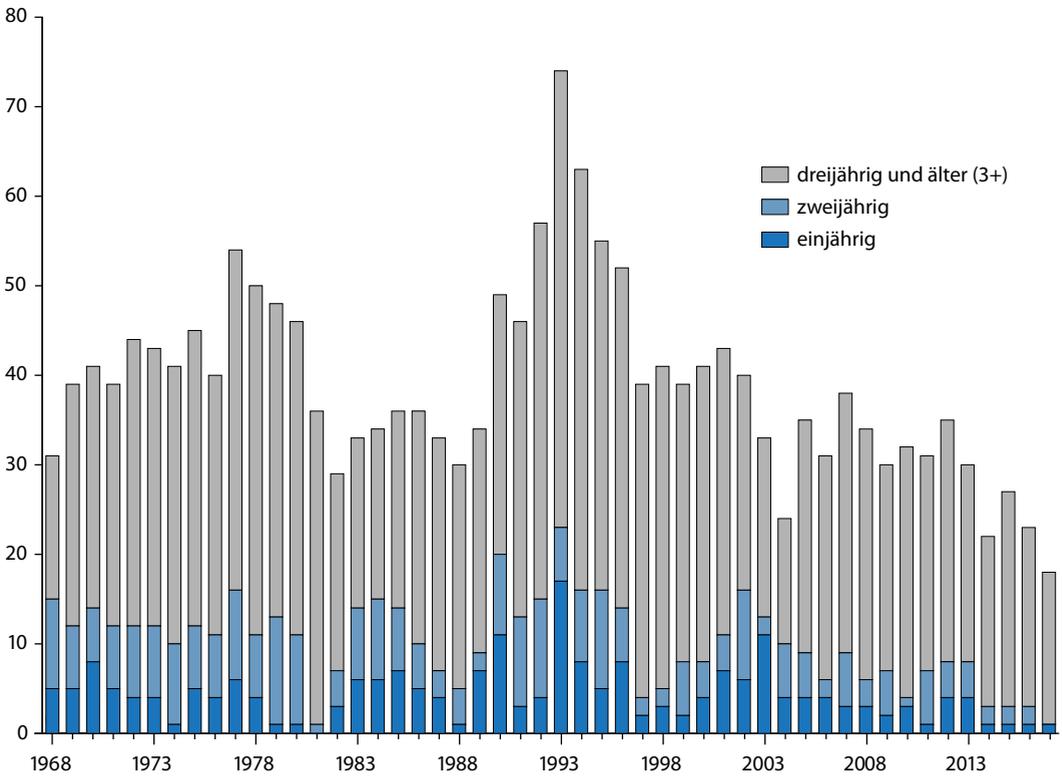


Abb. 28: Altersklassen der Brutvögel (Weibchen) von insgesamt 1876 Bruten.

Fig. 28: Age classes of breeding females (one year old; two years old; over two years old; n=1876) during the investigation period.

die gegenläufigen Kurven in den Anfangsjahren (1968-77, hellblaue Streifung) eine ansteigende Brutpaarzahl bei gleichzeitig verringertem Einstieg junger Weibchen in den Brutbestand auf. Der folgende, steile Abfall der Brutpopulation von 54 auf 30 Brutpaare wird parallel von einem deutlichen Absinken brütender Jungweibchen (bis auf 2 %) begleitet (hellgraue Streifung). Dieses gegenläufige oder parallele Auf und Ab im Vergleich der Alterszusammensetzung der Brutvögel mit dem Brutbestand setzt sich auch im weiteren Zeitraum fort. Nur im mittleren Zeitabschnitt der Untersuchung etwa zwischen 1988 und 1997 stagniert der Anteil junger Brutweibchen bei knapp 30 % aller Brutvögel, ohne auf die Spitzenwerte der Brutpaare mit einem Ausschlag zu reagieren.

In einer weiteren, veränderten Darstellung wurden die jährlichen Altersanteile der Brutvögel zueinander, die alten (3+) und jungen (1- und 2jährigen) Weibchen, un-

tersucht (Abb. 30). Aus den Kurvenverläufen lassen sich Gesetzmäßigkeiten ableiten. Die wechselnde Entwicklung der Altersklassen mit Gleichklang und Gegenläufigkeit gibt einen Hinweis darauf, welche Prozesse sich in der Brutpopulation abgespielt haben könnten. So ergibt sich, vorsichtig interpretiert, ein Bild von Verjüngung und Alterung innerhalb der Brutpopulation. Mit dem Anstieg der Brutpaare nach der Vollschnung des Habichts 1970 nähert sich die Brutpopulation um 1980 möglicherweise einer Sättigung mit alten Brutvögeln. Nur wenige jüngere Weibchen kommen zur Brut, weil eventuell in Kombination von offenen Brutplätzen und fehlender Nahrungsergiebigkeit keine Möglichkeiten/Anreize zum Brüten gegeben sind. Das Ergebnis ist eine Alterung des Bestandes. Mit dem Abfall der Brutbestände wiederum sind die Bedingungen zum Bruteinstieg günstig für Weibchen aus der Brutreserve (Mitte

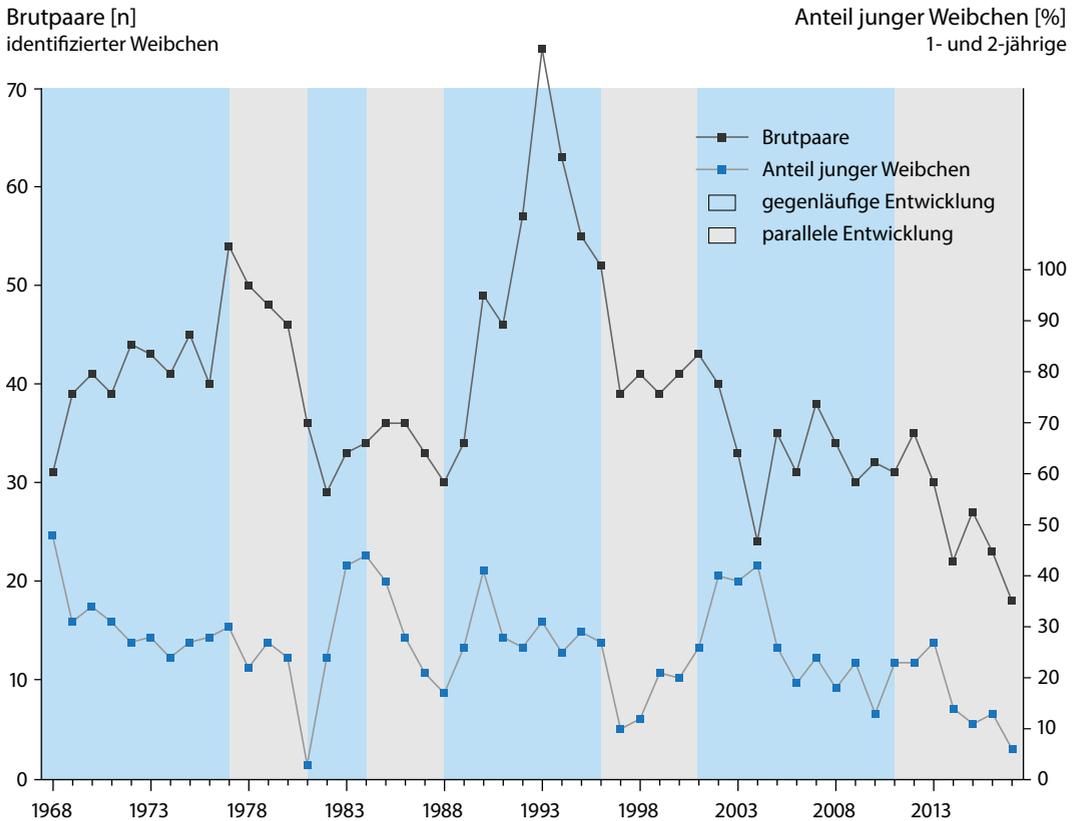


Abb. 29: Entwicklung des Brutbestandes (nur identifizierte Weibchen) und des Anteils junger Weibchen (1- und 2-jährig).

Fig. 29: Development of breeding stock (only identified females) subdivided into all females and only young females (one and two years old).

der 80er Jahre). Das führt zu einer Verjüngung des Brutbestandes. In dieser Zeit könnten sich die Habichtverluste durch die Fangaktion der Jäger im Südtteil der Untersuchungsfläche (ab 1980) negativ ausgewirkt haben (Kap. 4.7). Dann wiederum ist die Dichte hoch, aber die „Lebensbedingungen“ verschlechtern sich. Also bleiben dann jüngere Weibchen in der Brutreserve. Am Tiefpunkt der Brutpaarentwicklung steigen die jungen Habichtweibchen wieder vermehrt ins Brutgeschäft ein. Und diese Schwankung wiederholt sich im Auf und Ab des Eintretens von Vögeln des Nichtbrüterbestandes, solange der Bestand (einschließlich der Nichtbrüter) insgesamt stabil bleibt. Im letzten Jahrzehnt der Untersuchung, während eines Tiefstandes des Brutbestandes, fehlt dann die Amplitude zwischen den beiden Komponenten, als ob sich eine Alterung des Brutbestandes festgesetzt hätte und keine jungen Habichte mehr als Brutvögel nachrücken. Die Ursache ist nicht etwa feh-

lender Bruterfolg im letzten Jahrzehnt, denn zwischen 2005 und 2014 lag der Gesamtbruterfolg mit 1,79 Nestjunge/Brutpaar im Bereich des langjährigen Mittels (1,8 NJ./Bp.).

Diskussion

Die wechselnde Entwicklung der Kurven mit Gleichklang und Auseinanderdriften verleitet zu der Annahme, dass die Phasen der Verjüngung und Alterung des Brutbestandes durch selbstregulierende Kräfte gesteuert werden. Eine Stellschraube für diese Entwicklung könnte in der Verfügbarkeit des Nichtbrüterbestandes liegen, der als Pool für die Entwicklung des Brutbestandes genutzt wird. Die Ursache für die Festlegung auf einen festen, höheren Altvogelanteil (3+) mag auf eine Wachstums- oder Sättigungsphase mit höheren Brutpaarzahlen zurückzuführen sein. Bei geringem Brutbestand dagegen

Brutpaare [n]
identifizierter Weibchen

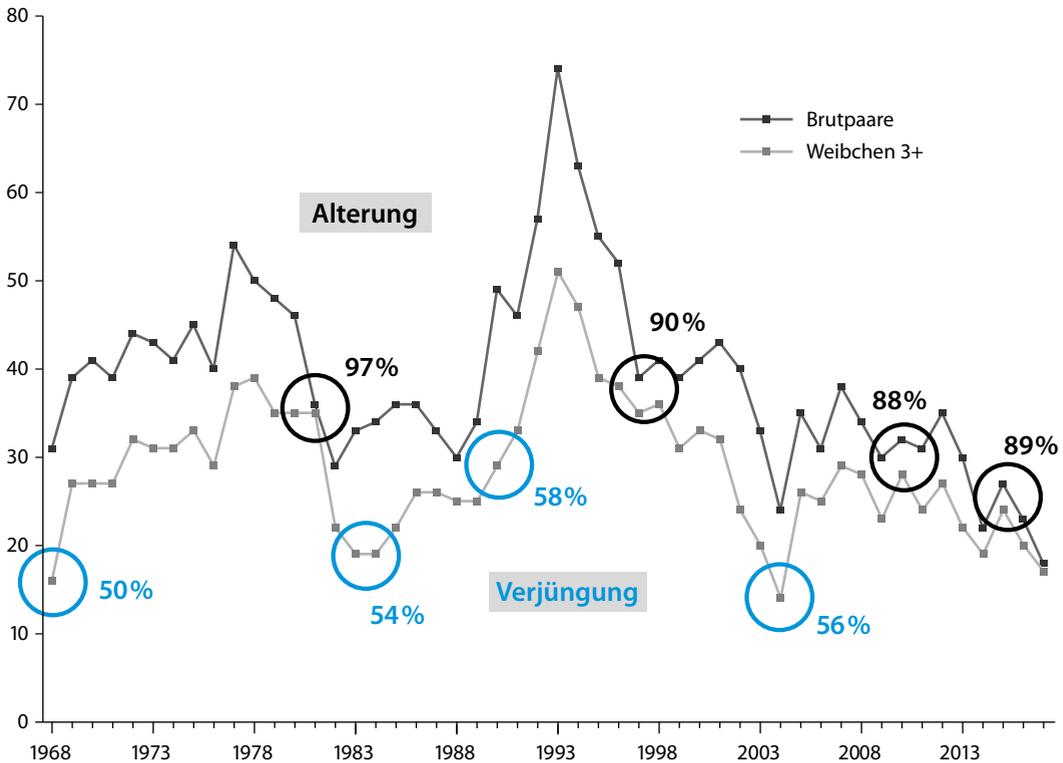


Abb. 30: Verjüngung und Alterung der Brutpopulation (Weibchen). Die Prozentzahl gibt den Anteil älterer Weibchen (3+) an.

Fig. 30: Aging and regeneration of breeding females. Number of older females (3 years +) is given in percentage.

könnten die schwankenden Zahlen zwischen hohem und niedrigem Anteil der jüngeren Brutvögel als Zeichen für eine bestandsinterne Neuorientierung gewertet werden. Die Höhe des Anteils verschiedener Altersklassen am Brutbestand lässt Rückschlüsse auf die Befindlichkeit einer Population zu. Der Anteil juveniler Brutvögel am Brutbestand wird oft als Anzeichen dafür gewertet, wie intakt eine Population ist. Es wird angenommen, dass beispielsweise ein hoher Prozentsatz von juvenilen Brutvögeln am Brutbestand auf den erhöhten Verlust von Brutvögeln (z. B. durch Jagddruck) zurückzuführen ist. Das wird zum Teil auch auf die Rekrutierung von jüngeren Habichten auf der Schleswiger Fläche zutreffen, wenngleich der Anteil dieser Vögel langfristig kaum schwankte (im 1. Jahrzehnt: 11,1 %, im letzten Jahrzehnt: 9,1 %). Somit ist anzunehmen, dass das Potential an brutbereiten Junghabichten bei kurzfristigem Bedarf stärker ausgeschöpft worden ist.

Während der Fangaktion durch die Jäger 1980 bis 1993 stieg der Anteil der einjährigen Brutvögel im Fang- und Einzugsgebiet (Abb. 68, Tab. 20) allerdings auf 13,6 % an (s. Kap. 4.7). In Nordjütland wurde die zunehmende Beteiligung einjähriger Brutvögel auf die starke, jagdliche Verfolgung zurückgeführt (NIELSEN & DRACHMANN 1999). In dieser aufstrebenden Habichtpopulation verdoppelte sich dennoch der Brutbestand in 20 Jahren von 31 Bp. (1977) auf 63 Bp. (1997). Ein Rückgang der einjährigen Brutweibchen setzte in Nordjütland erst ein, als die Population weiter angestiegen war (NIELSEN & DRACHMANN 1999).

KENWARD (2006) fasst die Beurteilung einer Beteiligung von juvenilen Brutvögeln am Brutgeschehen in Gruppen zusammen: In einer stabilen Population sind es weniger als 10%. In wachsenden, aber auch bei geringeren Populationen 20-35 %. In den Niederlanden betrug der Anteil von einjährigen Brutvögeln zwischen 1984 und 1991 etwa

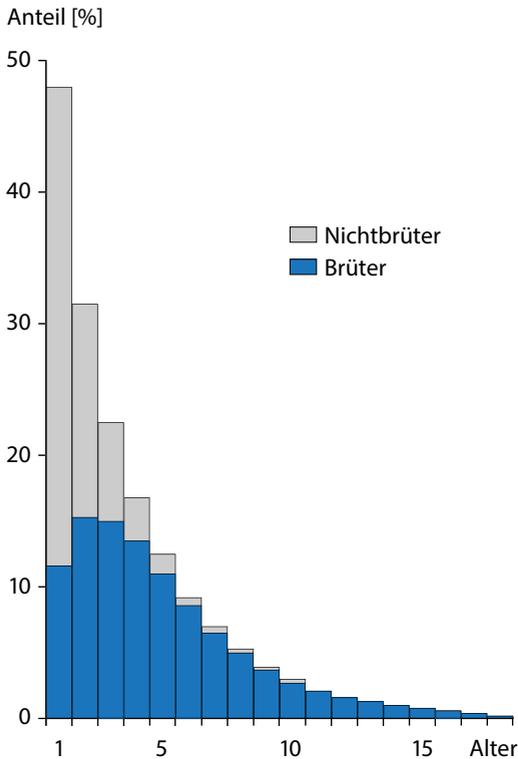


Abb. 31: Brutbestand (Weibchen) aufgeteilt nach Alter und Brutstatus.

Fig. 31: *Breeding stock of females according to age and status.*

10 % bei den Männchen und 29 % bei den Weibchen (BIJLSMA 1993). Der hohe Anteil an jungen Brutvögeln wird hier auf Verfolgung durch den Menschen zurückgeführt. Ähnliches dürfte für den Habichtbestand in Westfalen zutreffen, wo GRÜNHAGEN (1983) eine auffallend hohe Zahl von 147 der 312 Weibchen (47 %) als einjährig bestimmen konnte. Eine Beteiligung von einjährigen Habichten am Brutgeschäft hält er generell für eine Störung der Populationsstruktur, sei es durch natürliche Ursachen oder durch menschliche Einwirkung. In ganz Nordrhein-Westfalen lag der Anteil einjähriger Vögel im Zeitraum 1986-2001 ($n = 4.239$ Bruten) bei 9,4 % Weibchen und 7,1 % Männchen (AG Greifvögel NRW 2002).

Zusammenfassend ergibt sich, dass der hohe Anteil an einjährigen Brutvögeln verschiedene Ursachen haben kann. In einer stark wachsenden Population, die einen neuen Lebensraum besiedelt (z. B. Großstadt) oder deren Lebensumstände sich drastisch verbessert haben (z. B. erhöhte Kaninchen- oder Taubenbestände), kön-

nen Junghabichte in großer Zahl brüten, weil es nicht genügend ältere gibt, die die Chance nutzen können. Nimmt der Anteil der einjährigen Brutvögel aber in einem stabilen oder sinkenden Brutbestand zu, dann ist es ein Zeichen dafür, dass es an Älteren mangelt, d. h. dass die Brutreserve abgeschmolzen ist (s. auch Abb. 30). Im Untersuchungszeitraum 1968 bis 2014 brüteten über ein Viertel aller Vögel (26 %) bereits im ersten und zweiten Jahr ihres Lebens auf der Untersuchungsfläche Schleswig. Das kann auf der einen Seite ein ganz normaler biologischer Vorgang sein. Aber es kann auch vermutet werden, dass mit der frühen Rekrutierung Lücken im Brutbestand aufgefüllt werden sollen und somit bereits, vorsichtig formuliert, eine Stufe der Gefährdung des Gesamtbestandes vorliegt. Denn das letzte Jahrzehnt weist mit seinem geringen Brutbestand und dem durchgehend hohen Altvogelanteil (Weibchen 3+) darauf hin, dass es offenbar an jungen Rekruten fehlt, die den Bestand auffüllen könnten.

4.3.3 Nichtbrüter

Das Wissen über die Ansprüche und das Verhalten der Nichtbrüter, die sich neben den Brutvögeln im Bestand aufhalten, ist gering. Das liegt auch daran, dass die Zahl nichtbrütender Habichte feldornithologisch nicht erfasst werden kann. Es besteht jedoch eine enge Beziehung zwischen Alter und Brutstatus (Abb. 31), so dass die aus Mauserfedern bekannte Altersverteilung der Brutvögel (1, 2, 3+ Jahre, s. Kap. 4.3.2, Kap. 4.5.4 und Abb. 28) prinzipiell Rückschlüsse auf den Nichtbrüteranteil erlaubt (Anhang 3). Wenn weiterhin auch die Altersverteilung aller Vögel bekannt ist, die sich wiederum aus der jährlichen Sterblichkeit (27 % bei 3+ Vögeln, höher bei Jüngeren, Anhang 3) und dem langfristigen Trend (stabil) ergibt, lässt sich der relative Anteil von Nichtbrütern je Altersklasse und damit die Brutreserve insgesamt modellieren (Anhang 3). Auf dieser Basis schätzt K. ABT (unveröffentlicht) die mittlere Brutreserve aller weiblichen, sich im ersten Lebensjahr befindlichen Habichte auf der Untersuchungsfläche Schleswig auf 40 % (Abb. 25, 31, Anhang 3).

Für die Habichtweibchen ergibt sich der Altersanteil der Nichtbrüter (alle Nichtbrüter zusammen = 100 %) des jeweiligen Jahrgangs aus Abbildung 31; gleichermaßen lässt sich Anteil eines Jahrgangs am Gesamtbrüteranteil (alle Brutindividuen zusammen = 100 %) ablesen: Im ersten Lebensjahr sind etwa 36 % der Vögel Nichtbrüter und 12 % Brutvögel, im zweiten Jahr 17 % Nichtbrüter

bzw. 19 % Brüter und schließlich im siebenten Lebensjahr etwa 1 % Nichtbrüter. Insgesamt repräsentiert der Nichtbrüterbestand etwa 40 % des Gesamtbestandes. Für die Männchen gibt es keine entsprechende Auswertung. Aber man kann nach der Errechnung des Nichtbrüteranteils weiblicher Habichte wohl rückschließen, dass bei den Männchen ein ähnlich hoher Anteil vorliegt.

Diskussion

In Nordrhein-Westfalen geben KOSTRZEWA et al. (2000) zwischen 1981 und 1998 (288 Brutpaare) einen stark schwankender Nichtbrüterbestand von 7 bis 25 % an. Auf Gotland/Schweden wurden 318 Habichte telemetriert (KENWARD et al. 1999). In seiner Auswertung setzte KENWARD den Nichtbrüteranteil auf 58 % bei den weiblichen und 27 % bei den männlichen Habichten fest. In anderen Arbeiten wird die große Zahl von Nichtbrütern auf die hohe Abhängigkeit der skandinavischen Habichte von Raufußhühnern als Nahrungsressource zurückgeführt, die in jährlich wechselnder Stärke auftreten können (HÖGLUND 1964b, TORNBORG 1997).

Einen weiteren indirekten Einblick in das Vorkommen einer größeren Zahl herumstreifender Nichtbrüter erhält man durch den Ausfall von Habichten während der Brutzeit. Denn beim Habicht kann ein Ersatz eines brütenden Altvogels nach kurzer Zeit (wenigen Tagen) erfolgen (NEWTON 1991). Auf der Schleswiger Probestfläche konnte in sechs Fällen nachgewiesen werden, dass das Ersetzen eines weiblichen Brutvogels während der Bebrütungszeit, aber auch während der Fütterungsphase erfolgen kann (LOOFT & BUSCHE 1981). Den Ersatz eines männlichen Brutvogels durch einen einjährigen Nachfolger schildert HOLSTEIN (1942) für sein dänisches Revier Jägerpries bei Kopenhagen.

Da der Nachweis eines Ersatzes bei den Horstkontrollen nur schwer zu erbringen ist, bleibt zu vermuten, dass diese Form der Paarergänzung häufiger vorkommt und für das Fortbestehen der Population, gerade in den Jahrzehnten der starken Verfolgung, überlebenswichtig war.

Auch über die Brutreserve des Mäusebussards auf der Kontrollfläche ließ sich eine Aussage machen. Die jahresweise unterschiedliche Nahrungssituation (mit Wühlmäusen) hat daran angepasste stark schwankende Anteile von Brutvögeln und Nichtbrütern zur Folge und die mittlere Gelegegröße eines Jahres korreliert mit dem Brutbestand. Daraus ließ sich ein Anteil von Nichtbrü-

tern ermitteln, der von wenigen Prozent bis zur Hälfte des Bestandes betragen kann (GRÜNKORN 2002). HOHMANN (1992) fand mit Hilfe markierter Mäusebussarde um Bergenhusen im Südteil der Habicht-Untersuchungsfläche einen Nichtbrüteranteil von ca. 25 % und ca. 37 % für die Untersuchungsjahre 1990 und 1991.

Für den Habicht ist es wie bei anderen Arten eine Investitionsentscheidung, ob der Vogel unter den gegebenen Bedingungen zur Brut schreiten will, ob es über die Balz hinaus zur Eiablage kommt und wie die Gelegegröße ausfällt. Eine Populationsreserve kann allgemein dann entstehen, wenn das Nahrungsniveau über dem Nistplatzangebot liegt (MEUNIER 1960). Am Beispiel des Mäusebussards belegt MEUNIER, dass Populationsreserven aber nicht nur aus Gründen des Nistplatzmangels entstehen können. Bei ihrer Bildung wirken auch äußere Faktoren wie z. B. die Revierbehauptung mit. Denn es ist nachgewiesen, dass sich Reviere je nach Brutpaardichte ausweiten oder zusammenziehen können, was auf die Wirkung des Revierverhaltens mit Verdrängungseffekt zurückzuführen ist (MEUNIER 1960).

Bei Freilanduntersuchungen werden nicht brütende Vögel u. a. durch eine sprunghafte, kräftige Zunahme des Brutbestandes von einem Jahr zum nächsten erkennbar, wenn dieser Zuwachs alleine aus den registrierten Brutvögeln und der Reproduktion nicht erklärbar wäre. Dieses Prinzip trifft auch auf den Habicht zu. Ein Rekrutieren von Nichtbrütern für einen Anstieg oder ein Auffüllen des Brutbestandes erfolgt dabei überwiegend aus dem näheren Umfeld von 20 km um den Geburtsort (s. Kap. 4.5.3 und Kap. 4.7). Solange eine große Populationsreserve besteht, werden die Schwankungen der Brutbestände gering sein. BATTEN & MARCHANT in BUSSE (1980) konnten zeigen, dass der Populationsanteil der Bestandsreserve erheblich sein kann. Selbst jahrelange Rückgänge der Gesamtpopulation müssen sich daher nicht unbedingt auf die Zahl der besetzten Reviere auswirken. Nach NEWTON (2003) stellen Nichtbrüter in einer stabilen Population an der Kapazitätsgrenze einen großen Anteil, während Nichtbrüter in erschöpften oder ansteigenden Populationen gering sind. Das bedeutet, dass sich in stabilen Populationen sogenannte Floater in größerer Zahl herausbilden, die nur bei starken Bestandseinbußen des Brutbestandes überdimensional rekrutiert werden.

Die genannten Beispiele scheinen zu verdeutlichen, dass in nicht geringem Ausmaß eine Habichtpopulation insbesondere durch Beteiligung einer Bestandsreserve ge-

steuert wird. Für die Untersuchungsfläche „Schleswig“ liegen konkrete Berechnungen zur Populationsreserve vor, die mit etwa 40% einen hohen Anteil am Gesamtbestand hat (s. o.). Damit wird klar, welches hohe Regulationspotential für die Erhaltung eines stabilen Bestandes auf der Fläche zur Verfügung steht. Viele Details über die Zusammensetzung des Brut- und Nichtbrüterbestandes sind bekannt. Doch wissen wir nur ungenau, unter welchen Bedingungen die Rekrutierung von Nichtbrütern in den Brutbestand erfolgt. Für den Habichtbestand ist dieser Vorgang eine weitere, vielleicht wesentliche Stellschraube im Gefüge der Überlebensstrategie dieser Art.

4.4 Bruterfolg

Der Teilbruterfolg für kontrollierte Nester mit Ei- und Jungenzahl auf der Schleswiger Untersuchungsfläche wurde mit einer Größe von 2,6 Jungen/Brutpaar ($n = 606$) und einer Reproduktionsrate von 1,9 Jungen/ Brutpaar errechnet (Tab. 7). Für alle Brutpaare ($n = 2023$) waren die entsprechenden Werte 2,5 bzw. 1,8 Junge pro Brutpaar. Es dominierten die erfolgreichen Bruten mit 2 oder 3 Jungen mit jeweils etwa 30 % des Gesamtbestandes (Abb. 34). Auf gleicher Höhe rangieren die erfolglosen Bruten. Bei längerzeitig besetzten Standorten (ab 10 Jahren) nahm der Gesamtbruterfolg von etwa 1,5 Nestjungen in den ersten 10 Jahren auf 1,8 Nestjunge in den folgenden Jahrzehnten zu (Abb. 35). Der Teilbruterfolg erhöhte sich bereits ab dem 6. Jahr deutlich. Der Teilbruterfolg in den Altersklassen wird in Abb. 36 und 37 dargestellt. Der Bruterfolg steigerte sich in den Altersklassen gleichlaufend bei den Weibchen und Männchen mit zunehmendem Alter der Brutvögel (Abb. 36). Im Vergleich der Ei- und Jungenzahlen erfolgreicher Bruten zeigte sich, dass mehrjährige (3+) Weibchen einen größeren Reproduktionserfolg erreichen

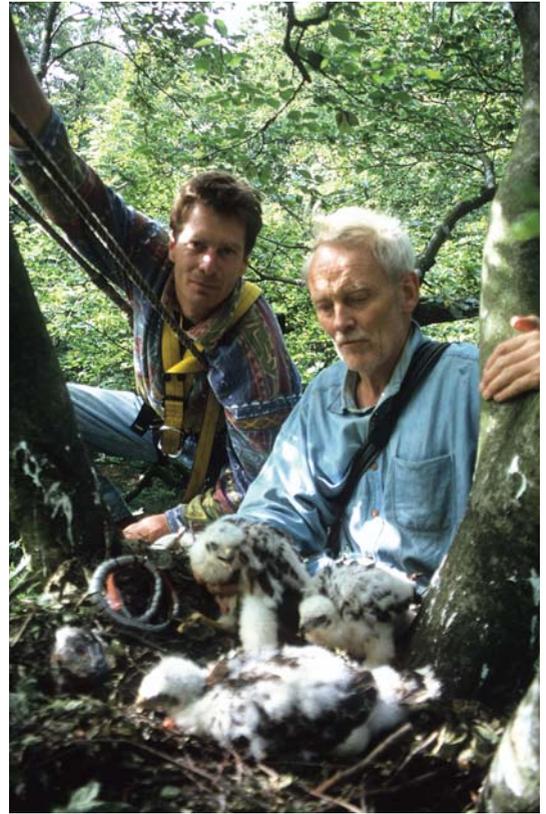


Abb. 32: Beringung von ca. 24-tägigen Habichtjungen durch Thomas GRÜNKORN und Volkher LOOFT (Süderhackstedt 12. Juni 1998). Foto: Joachim KAISER.

Fig. 32: Banding of young Goshawks (around 24 days old) by author and Thomas GRÜNKORN in 1998.

Tab. 7: Bruterfolg in Habichtgelegen ($n = 606$).

Table 7: Breeding success in Goshawk nests ($n = 606$).

Jahrzehnt	Erfolgreiche Bruten	Erfolgreiche Bruten	Verluste [%]	Brutpaare mit Jungen					Gesamte		Verluste (%)	Teilbruterfolg	Fortpflanzungsrate
				1	2	3	4	5	Jungenzahl	Eizahl			
1968-1977	251	98	39	35	63	115	37	1	655	1.243	47	2,6	1,9
1978-1987	80	21	26	11	21	31	15	0	212	327	35	2,6	1,6
1988-1997	59	9	15	2	16	32	9	0	166	220	25	2,8	2,4
1998-2007	41	6	15	6	12	17	5	0	103	144	28	2,5	2,2
2008-2014	29	12	41	3	12	11	4	0	41	57	28	2,6	1,9
Summe	460	146		57	124	206	70	1	1.177	1.991			
Mittel			32								41	2,6	1,9



Abb. 33: Habichtweibchen sichert neben seinen ca. 17 tägigen Jungen. Glücksburg 1963. Foto: Bernd BRUCHMANN.

Fig. 33: *Goshawk female observing the nest vicinity and its 17 days old offspring (Glücksburg, 1968).*

als einjährig (Abb. 37). Zwischen zwei- und mehrjährig (3+) Vögeln differiert der Bruterfolg nur gering. Im Vergleich von Ei- und Jungenzahl erfolgreicher Bruten zeigte sich, dass mehrjährig Habichtweibchen eine um 15 % höhere Eizahl und um 21 % größere Jungenzahl aufweisen als einjährig Vögel. Ab dem 3. Lebensjahr blieb der Teilbruterfolg der 318 Weibchen bekannten Alters annähernd gleich hoch; im Mittel über zwei Nestjunge pro Lebensjahr. Die Brutgröße ist mit dem Legebeginn korreliert. Die Zahl der Nestlinge geht mit dem fortschreitendem Legebeginn signifikant zurück (Abb. 39). Je früher die Brut begonnen wird, desto höher ist die Jungenzahl. So enthielten die Bruten mit Brutbeginn Ende März/Anfang April im Mittel 1,44 Nj. (n = 934), während die erst Ende April/Anfang Mai begonnenen Bruten im Mittel nur noch 0,9 Nj. (n = 27) pro Brut enthielten. Für den Rückgang der Jungenzahl im Laufe der Brutsaison konnten mehrere Gründe ausgemacht werden:

- Der abfallende Trend ist bereits durch die geringer werdende Gelegegröße im Laufe der Legeperiode vorgegeben (Abb. 38).
- Kleine Gelege werden insbesondere von jüngeren Weibchen am Ende der Legeperiode gezeitigt. (Abb. 37).

- Die Teilverluste der erfolgreichen Bruten nehmen zu, je später der Legebeginn liegt (Abb. 46).
- Alte Habichte, die früh mit der Brut beginnen, haben die günstigste Nachwuchsbilanz (Abb. 38, 39 und 40).

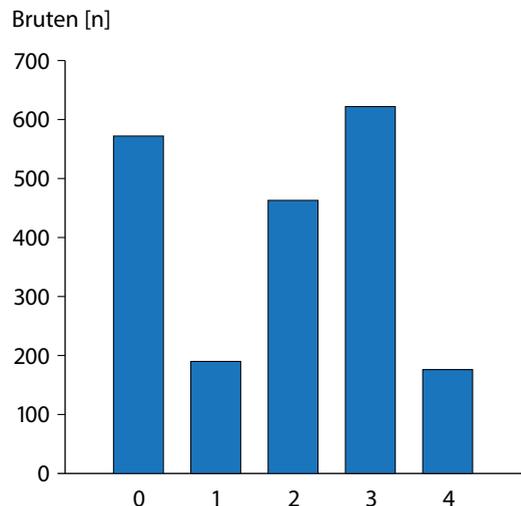


Abb. 34: Brutgröße (Junge/begonnene Brut).

Fig. 34: *Number of offspring per initiated brood.*

Gesamtbruterfolg

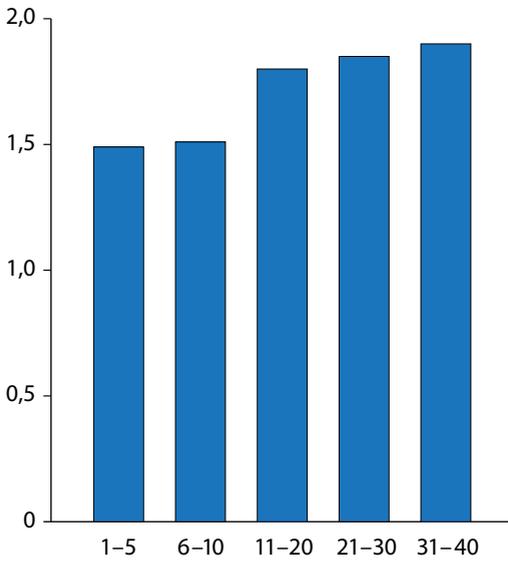


Abb. 35: Gesamtbruterfolg in Standorten mit unterschiedlichem Besetzungsgrad (zusammengefasst in Jahresabschnitten).

Fig. 35: Total reproduction success (juv./brood) in relation to frequency of territory usage (years).

Mittelwert [n]

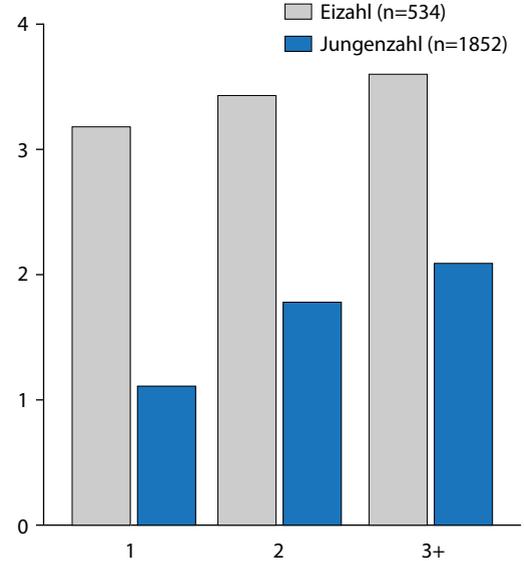


Abb. 37: Reproduktionsrate der Weibchen nach Altersklassen in kontrollierten Gelegen mit Ei- und Jungenzahl.

Fig. 37: Reproduction rate (number of eggs and juveniles) in relation to age of adult females.

Mittelwert [n]

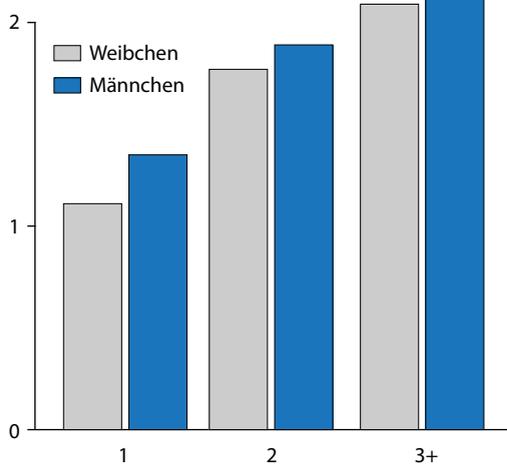


Abb. 36: Anteil der Geschlechter nestjunger Habichte in den Altersklassen der Brutvögel (Weibchen).

Fig. 36: Number and portion of sex in juvenile Goshawks in relation to age of adult females.

Mittlere Gelegegröße [n]

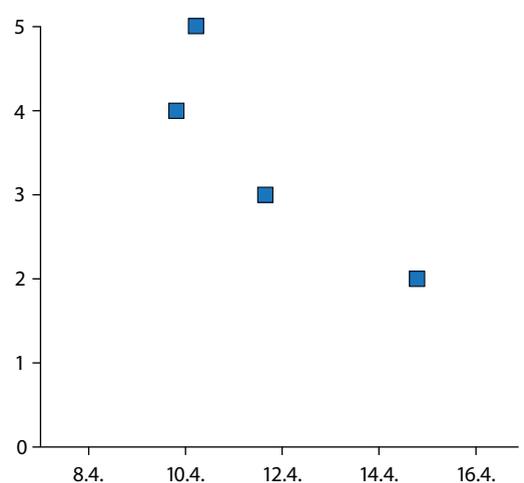


Abb. 38: Abhängigkeit der Gelegegröße vom Legebeginn (n = 372).

Fig. 38: Dependency of clutch size on date of oviposition (n = 372).

Teilbruterfolg

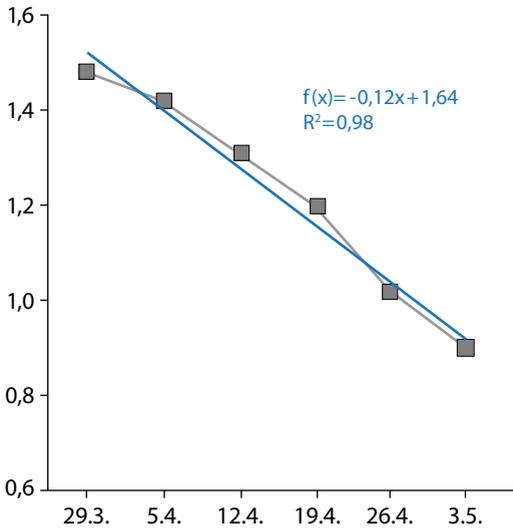


Abb. 39: Brutgröße und Legebeginn (Mittelwerte der 7- Tages-Intervalle); abgebildet sind die Zahlengrößen der erfolgreichen Bruten mit Nestjungen.

Fig. 39: Breeding size and date of oviposition demonstrated in intervals of 7-days; only nests with reproduction success were combined.

Diskussion

Für die Untersuchungen in Europa errechnete KENWARD (2006), dass im Mittel aus 3,3 Eiern 2,5 Junge groß werden. Der Gesamtbruterfolg in Europa beträgt 1,9 Junge; bei einem Bruterfolg von 76 %. Bei Stadtbruten war der Teilbruterfolg mit 2,9 Jungen/Bp hoch, was auf die günstigeren Nahrungsbedingungen im städtischen Umfeld zurückgeführt wird (KENWARD 2006, RUTZ et al. 2006). In Nordrhein-Westfalen lag der Teilbruterfolg mit 2,48 Jungen/Bp. (n = 2.625) im europäischen Mittel (AG Greifvögel NWO 2002). Im benachbarten Nordschleswig/DK gab es im Schnitt 2,6 Junge (n = 1.634) als Teilbruterfolg, bei 77 % Bruterfolg. Die meisten Bruten (46 %) enthielten 3 Junge (JOERGENSEN 1989).

Länger verpaarte Altvögel haben in den niederländischen Untersuchungen mit 2,8 Nestjungen einen höheren Teilbruterfolg, während eine Beteiligung von einjährigen Männchen oder Weibchen mit 2,0 bzw. 2,6 Nestjungen zu geringeren Bruterfolgen führte (BIJLSMA 1993). Die Wahl der Lärche als bevorzugter Horstbaum hat keinen Einfluss auf den Bruterfolg, der in den Lärchenhorsten

gleich hoch war wie bei anderen Baumarten der Untersuchungsfläche (ABT unveröff.). In den Niederlanden waren Bruten auf Lärchen mit 55,4 % bei 129 Horsten sogar weniger erfolgreich als auf anderen Brutbäumen (BIJLSMA 1993). Als Grund wird das leichtere Auffinden der Horste für Habichtverfolger genannt.

4.4.1 Brutbeginn der Altersklassen und der Einfluss auf die Brutgröße

Bevor es zu einer Brut kommt, muss ein Habicht entscheiden, ob er aus den augenblicklichen Lebensraumbedingungen und der eigenen Konstitution heraus in eine Brut investieren will. Eine wesentliche Voraussetzung für den Einstieg in das Brutgeschäft wird die Kondition und Fitness der Paare vor der Brutsaison sein. Das Habichtweibchen entscheidet neben dem „ob überhaupt“ auch über den Zeitpunkt der Eiablage und die Gelegegröße (RISCH et al. 2004, ABT 2007).

Der Brutbeginn (Legedatum) korreliert mit der Gelege- und Brutgröße, wie beschrieben (Abb. 38, 39, s. auch Kap. 4.2.2). Je früher eine Brut beginnt, desto höher fällt der Bruterfolg aus, so dass aus zeitig begonnenen Bruten mehr Junge ausfliegen als aus später begonnenen Bruten.

Da feldornithologisch keine Unterscheidung der Altersklassen getroffen werden kann, ist es eine Hilfe, dass die am Horstplatz gesammelten Mauserfedern zur Individualerkennung und Zuordnung eines Habichts zu einem Brutort genutzt werden können (OPDAM & MÜSKENS 1976, ZIESEMER 1983, s. Kap. 4.5.4).

Alte Habichte (3+ = 3jährig und älter) starten auf der Schleswiger Untersuchungsfläche frühzeitiger mit dem Brutgeschäft, im Mittel um den 11. April (Abb. 40). Darin unterscheiden sich beide Geschlechter nicht. Ein- und zweijährige Vögel beginnen die Eiablage erst später mit einem deutlichen Unterschied zwischen den Geschlechtern. Warum einjährige Männchen auf der Untersuchungsfläche eher früher als Weibchen mit der Brut beginnen und im zweiten Jahr umgekehrt, bleibt vorerst unklar. Es hängt vielleicht davon ab, wie erfahren der weibliche Partner ist.

Als Median für den Start aller Bruten auf der Untersuchungsfläche errechnet sich der 12. April; ein Termin, der insbesondere mit einer hohen Zahl älterer Habichte korreliert ist (s. Kap. 4.2.2).

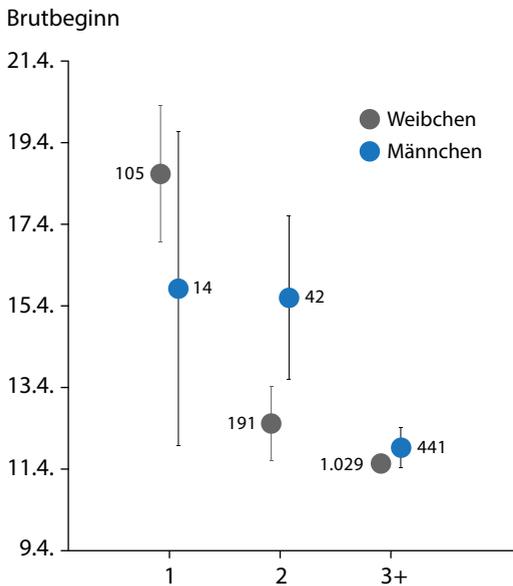


Abb. 40: Brutbeginn nach Geschlecht und Altersklassen.

Fig. 40: *Begin of breeding subdivided into age-classes and sex.*

Diskussion

Der Zusammenhang zwischen Brutbeginn und Brutgröße (Junge je erfolgreichem Brutpaar) wird als „Kalendereffekt“ bezeichnet, der schon bei vielen Vogelarten nachgewiesen worden ist (NEWTON 1979, HUHTALA & SULKAVA 1981, MANEN 2011, BIJLSMA 2014). Je früher also eine Brut (im Rahmen der artspezifischen Spanne) begonnen wird, desto höher fällt die Brutgröße aus. Dieser Effekt korreliert auch mit dem Alter der brütenden Weibchen, wobei ältere Habichte entsprechend ihrer individuellen Leistungsfähigkeit früher zur Eiablage kommen (NEWTON 1979). Dadurch soll ein optimales Verhältnis zwischen Investition und Ertrag der Reproduktion erzielt werden, womit die evolutionäre Fitness maximiert wird. Jüngere Habichtweibchen, also unerfahrene Erstbrüter, die im Schnitt später zur Brut schreiten, haben auch entsprechend einen geringeren Fortpflanzungserfolg (NEWTON 1979, LOOFT & BUSCHE 1981, SAETHER 1990, NIELSEN & DRACHMANN 2003). Im Alter von 6-7 Jahren haben Habichtweibchen in Nordjütland ihre größte Reproduktionsleistung (NIELSEN & DRACHMANN 2003).

Die Regulationsmechanismen dieses wohl primär von Umweltfaktoren abhängigen Effekts sind noch weitgehend unbekannt. Bei differenzierten Feldstudien zeigte

sich, dass andere Effekte (z. B. Nahrungssituation und -erreichbarkeit) ausschlaggebend sein können und grundlegende Symptome von den genannten späteren Basiswerten überlagert werden (NEWTON 1979).

Doch könnte auch die Synchronisation der Paare untereinander eine wesentliche Rolle spielen. Beispielsweise belegte COULSON (1966) durch intensive Forschungen an einer Kolonie der Dreizehenmöwe, dass Legebeginn und Gelegegröße weniger durch die Erfahrung alter Vögel als vielmehr durch die Abstimmung der Brutvögel untereinander geregelt werden. Diese Untersuchung einer möglichen Feinabstimmung unter Habichtpaaren, die sich ja akustisch und optisch in engem Kontakt zu ihren Nachbarn befinden (Kap. 4.6.2), steht noch aus.

Über die brutbiologische Langzeitentwicklung und ihre Trends in West-Drenthe/Holland (45 km²) berichtet BIJLSMA (2014). Im Laufe von 30 Jahren (1983-2013) setzte der Legebeginn fast kontinuierlich immer später ein; gleichlaufend mit einer Abnahme des Brutbestandes von 33 Bp./100 km² (1991) auf 7 Bp./km² (2013). Gleichzeitig nahm die Gelegegröße und z. T. daraus resultierend die Zahl der erfolgreichen Bruten ab, sowie die Zahl der Nichtbrüter zu. Die stetige Verringerung der Siedlungsdichte in Drenthe von 33 Bp./100 km² (1991) auf 7 Bp./100 km² (2013) belegt eine fließende Selbstregulation, in deren Faktorengewebe auch der Legebeginn eingeschlossen ist.

4.4.2 Bruterfolg und Gelegegröße

Während des gesamten Untersuchungszeitraums schwankte der jährliche Teilbruterfolg in allen Horsten, bei denen sowohl die Eizahl als auch die Jungenzahl bekannt waren, mit 1,88 bis 2,44 Nj./Bp. in den einzelnen Dekaden erheblich (Tab. 8). In den ersten zwei Jahrzehnten lag der Bruterfolg aus Zweier- bis Viererbruten um 20 % unter dem Durchschnitt aller Werte. Als Ursachen könnten Störungen und Verfolgungen trotz des ganzjährigen Schutzes des Habichts vor und nach 1970 (s. Kap. 4.8) in Frage kommen, wodurch Embryonen in den Eiern bei Brutunterbrechungen abgestorben sein könnten (s. Kap. 4.4.4). Denn zwischen 1968 und 1987 war der Anteil der Nester mit Resteiern etwa dreifach so hoch wie am Ende der Untersuchungszeit (2008 bis 2014).

Die Produktivität, berechnet aus der Anzahl der Jungen pro Eizahl bei erfolgreichen Bruten, ist bei den Gelegen von 3 und 4 Eiern mit 58 bzw. 59 % gleich hoch (Tab. 8).

Tab. 8: Junge pro Gelegegröße und Schlupferfolg pro Ei.

Table 8: Juvenile per clutch size and fledging success per egg.

Gelegegröße	Junge pro Gelegegröße					Mittelwert 1968-2014	Zahl der Brutpaare	Bruterfolg pro Ei (%)
	1968 - 1977	1978 - 1987	1988 - 1997	1998 - 2007	2008 - 2014			
2	0,44	1,4	1,82	2	0,67	1	38	47
3	1,41	1,74	2,56	1,88	1,88	1,8	229	59
4	2,13	2,41	2,48	3,06	3	2,3	303	58
5	2,29	2,3	4	0	4	2,4	35	48
6	1	0	0	0	0	1	1	17
∅	1,88	2,07	2,44	2,06	2,24	2	n = 606	57

Fünfer-Gelege waren mit 48 % Jungen pro Ei deutlich weniger produktiv. In den Altersklassen 1, 2 und 3+ steigt die Produktivität mit zunehmendem Alter an (Abb. 41).

Diskussion

Zusammenfassend bleibt festzustellen, dass keine der häufigen Gelegegrößen (3 und 4) bei der Produktivität pro Ei bessere Ergebnisse aufzuweisen hatte. Das mag verwundern, wenn wir davon ausgehen, dass artgemäß eine bestimmte Gelegegröße favorisiert ist, die dann auch eine höhere Nachwuchsquote hat.

Da jüngere Weibchen kleinere Gelege als ältere Vögel zeitigen (Abb. 41), ergibt sich mit diesem Quotienten ein vollständigeres Bild vom Bruterfolg, da in die Berechnung beide brutbiologischen Parameter Ei- und Jungenzahl eingeflossen sind. Denn normalerweise wird in der Literatur überwiegend die Jungenzahl zur Ermittlung der Produktivität zugrunde gelegt, ohne die Eizahl eines Geleges als Ausgangswert zu berücksichtigen.

4.4.3. *Brutverluste*

a) Totalverluste

Von der Gesamtzahl der 2.058 untersuchten Bruten (1968-2014) waren 1.471 (71,5 %) erfolgreich und 587 (28,5 %) ohne Erfolg. Die Verluste kompletter Bruten der Schleswiger Population scheinen im Laufe der 47 Jahre leicht abgenommen zu haben (aber nicht signifikant) und waren auch Schwankungen unterworfen (Abb. 42). Während die hohen Verluste in den Anfangsjahren der Untersuchung sicher noch der Greifvogelver-

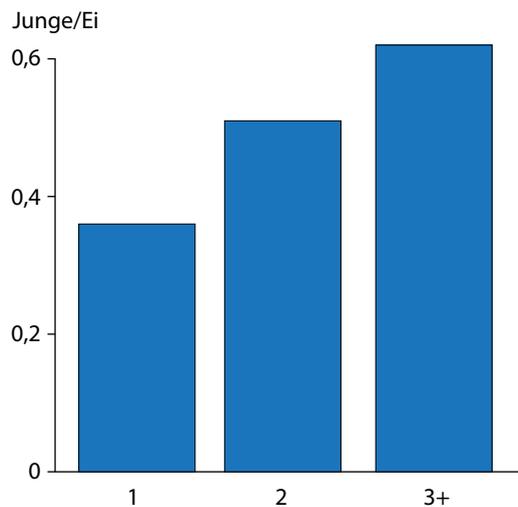


Abb. 41: Produktivität der Altersklassen bei Habichtweibchen, berechnet als Verhältnis aus Jungen- und Eizahl.

Fig. 41: Productivity of Goshawk females of different ages (quotient of number of eggs and juveniles).

folgung (s. auch Abb. 69 und 70) zuzuschreiben sind (ganzjährige Schonzeit seit 1970) und im Jahr 1968 noch fast 50 % der Bruten verloren gingen, pendelten sich die Werte schon Mitte der 70er Jahre auf eine 30 %-Verlustmarke ein. Die rückläufigen Verluste sind im wesentlichen auf die Verminderung illegaler Eingriffe zurückzuführen. In Südjütland waren 23 % von 1.634 Bruten ohne Erfolg (JOERGENSEN 1989).

Die Totalverluste von Bruten verteilen sich sehr ungleichmäßig über die Naturräume der Untersuchungsfläche Schleswig (Abb. 43, Abb. 65). Danach erfolgten die höchsten Einbußen auf den Teilflächen „Sander Mitte“

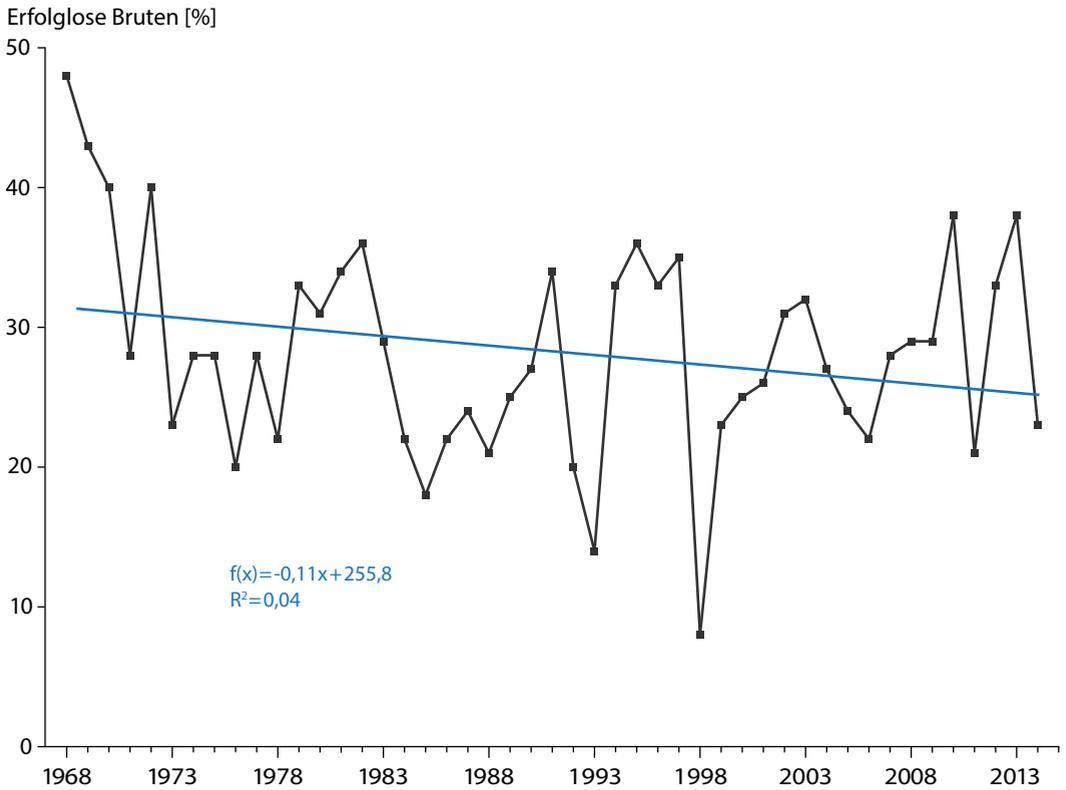


Abb. 42: Anteil der jährlich erfolglosen Bruten.

Fig. 42: Ratio of abortive breeding each year.

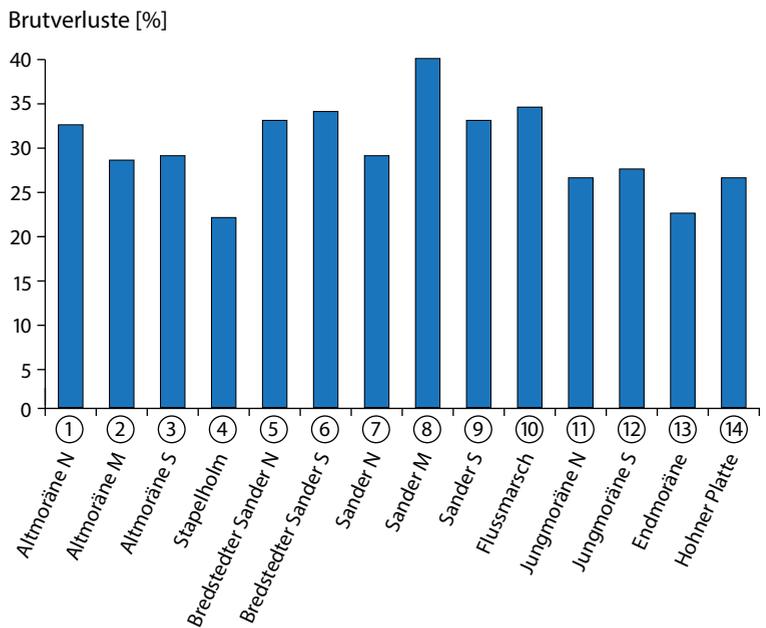


Abb. 43: Anteil der Total-Brutverluste auf den 14 Teilflächen des Untersuchungsgebietes Schleswig.

Fig. 43: Ratio of total loss (%) of offspring in 14 subareas in the study area.

mit 40 % der Bruten, während die geringsten Verluste in „Stapelholm“ und der „Endmoräne Süd“ mit etwa 20 % auftraten. Über die unterschiedlichen Verlustquoten kann nur spekuliert werden. Aber es dürfte sicher sein, dass die Verlustunterschiede u. a. auch auf die unterschiedliche illegale Habichtverfolgung zurückzuführen sind.

b) Teilverluste

Die Verlustursachen für 446 kontrollierte Gelege sind in Tab. 9 dargestellt. Die meisten Verluste traten bei 3er- und 4er-Gelegen auf, entsprechend der Häufigkeit dieser Gelegegrößen. Zahlenmäßig besonders stark betroffen waren die 4er-Gelege, aus denen nur je ein Jungvogel flügge wurde. Bei diesen 16 Bruten wurden 21 Resteier (33 %) und 24 unbekannte Verluste (38 %, wahrscheinlich tote Nestjunge) vorgefunden. In Tab. 10 sind die Verlustursachen bei erfolgreichen Bruten mit bekannter Ei- und Jungenzahl (n = 446) komprimiert zusammengefasst. Die Ursachen für die Teilverluste konnten durch den Fund von 168 Resteiern und 18 toten Jungvögeln geklärt werden, während in 60 Fällen, die sich aus der Differenz von Ei- und Jungenzahlen ergeben, keine Funde vorliegen. Da die Suche nach Resteiern und toten Jungen auch im Rahmen der Mauserfedersuche sehr intensiv betrieben worden ist, liegt es nahe, dass die unbekanntesten Verluste der Gruppe der toten Jungvögel zuzurechnen

sind. Diese konnten beim Beringen nicht entdeckt werden, weil sie wohl vorher von den Altvögeln verfüttert worden waren.

Zusammengefasst ergibt sich aus der Auswertung der Teilverluste in erfolgreichen Bruten eine Übersicht über die Ursachen der relativ geringen Produktivität des Habichts - gemessen an dem Ausgangswert einer relativ hohen Gelegegröße von durchschnittlich 3,6 Eiern und schließlich einer Brutgröße von durchschnittlich 1,9 Jungen in kontrollierten Horsten.

Zudem kann festgehalten werden, dass die Totalverluste mit 28,5 % bei 2.058 Bruten der entscheidende Faktor in der Kategorie „Brutverluste“ sind. Für die Teilverluste sind mit 11% ungeschlüpfte, so genannte Resteier (n = 168, Tab. 10) der Hauptgrund. Die im oder unter dem Horst vorgefunden toten Junghabichte fielen mit nur 1% (n = 18) gering aus. Selbst unter Hinzuziehung der Verluste mit unbekannter Ursache zu der Gruppe der toten Jungvögel ergibt sich dann nur ein geringer Prozentsatz (5 %) an der Gesamteizahl (n = 1.598).

4.4.4 Resteier in Habichtnestern

Auf der Schleswiger Fläche wurden bei der Beringung der Jungen sogenannte Resteier aus der übergrünten

Tab. 9: Verlustursachen in erfolgreichen Bruten (446 kontrollierte Gelege).

Table 9: Reasons for deficiency in successful nests (446 clutches controlled).

Gelegegröße	Jungenzahl	Bruten (N)	Gesamtverlust	Ursache für die Verluste		
				Resteier	tote Junge	unbekannt
2	1	4	4	3	1	0
3	2	34	34	31	2	1
	1	13	26	16	4	6
4	3	45	45	37	8	0
	2	25	50	37	0	13
	1	16	48	21	3	24
5	4	2	2	2	0	0
	3	4	8	6	0	2
	2	4	12	4	0	8
	1	3	12	6	0	6
6	1	1	5	5	0	0
Summe		151	246	168	18	60

Tab. 10: Brutverluste pro Ei in 446 erfolgreichen Bruten.

Table 10: Reasons of deficiency per egg in 446 successful nests.

	Eizahl	Resteier	Tote Junge	Unbekannter Verlust
Anzahl	1.598	168	18	60
Anteil (%)	100	11	1	4

Tab. 11: Anteil erfolgreicher Bruten mit Resteiern.

Table 11: Ratio of successful nests with unhatched eggs.

Jahrzehnt	Resteier	erfolgr. Bruten	erfolgr. Bruten mit Resteiern [%]
1968-1977	124	308	40,3
1978-1987	110	295	37,2
1988-1997	78	377	20,7
1998-2007	65	306	21,2
2008-2014	24	185	13,0
1968-2014	401	1.471	27,3

Nestmulde geborgen (Abb. 44, 45). Von 1968 bis 2014 waren es bei Bruten mit kontrollierter Eizahl 168 Resteier bei insgesamt 1.598 gelegten Eiern. Aus Bruten der ersten Hälfte der Untersuchungszeit (1968-1990 – Anhang 2, s. auch Abb. 32) wurden anteilig 65 % der Resteier ($n = 259$) eingesammelt, dagegen nur 35 % ($n = 142$) aus den späteren Bruten (1991-2014).

Der Anteil von Resteiern lässt sich in den fünf Jahrzehnten in etwa drei Phasen unterteilen (Tab. 11 und Anhang 2). Im ersten Jahrzehnt zwischen 1968 und 1987 war der Anteil der Nester mit Resteiern bei den 308 erfolgreichen Bruten mit etwa 40 % sehr hoch, sank zwischen 1988 und 2007 auf etwa 21 % ab und erreichte im letzten Jahrzehnt nur noch 13 %. Im Mittel aller Jahre waren es 27 %. Die Brutjahre 1973 und 1976 fallen mit etwa 55 %, dem höchsten Anteil von Nestern mit Resteiern in den erfolgreichen Bruten, auf. Während der größten Brutpaardichte im Untersuchungszeitraum um 1993 waren die Funde von Resteiern vergleichsweise gering. Im Gipfeljahr hatten bei gleichzeitig höchster Brutpaarzahl und höchstem Bruterfolg nur 15 % der Gelege der erfolgreichen bzw. 12 % aller Brutpaare Resteier im Horst. Ähnliche niedrige Werte hatte das letzte Jahrzehnt der Untersuchung (Anhang 2).

Die Anzahl der gefundenen Resteier ist auch vom Legebeginn abhängig (Abb. 46). Je später Habichte ihre Eier legen, desto mehr Resteier werden in den Nestern gefunden.

Diskussion

Sollte der Rückgang von Resteiern in den Jahrzehnten auf abnehmende Störungen vor und während der Brutzeit zurückzuführen sein? In den Anfangsjahren jedenfalls könnten noch erhebliche Störungen von forstlichen Maßnahmen im Horstumfeld des Habichts oder von direkten, jagdlichen Verfolgungen ausgegangen sein. Denn im ersten Jahrzehnt (1968 bis 1977) wurden 17 Nester eindeutig beschossen, zweimal Gelege ausgenommen und dreimal Horstbäume zur Brutzeit abgesägt (s. auch Abb. 69 und 70). Die Zahl der Verstöße oder das unabsichtliche Störungspotential wird allerdings sehr viel höher gewesen sein, weil es nur schwer nachweisbar ist. Da in der ersten Hälfte des Monats April hauptsächlich Althabichte und danach jüngere Vögel mit der Brut beginnen oder Ersatzbruten erfolgen, kann daraus geschlossen werden, dass möglicherweise mangelnde Brutvorbereitung wie fehlende Balzabläufe oder noch unausgereifte Synchronisation der Partner für die vermehrt auftretenden, abgestorbenen Resteier verantwortlich sind (Abb. 46).

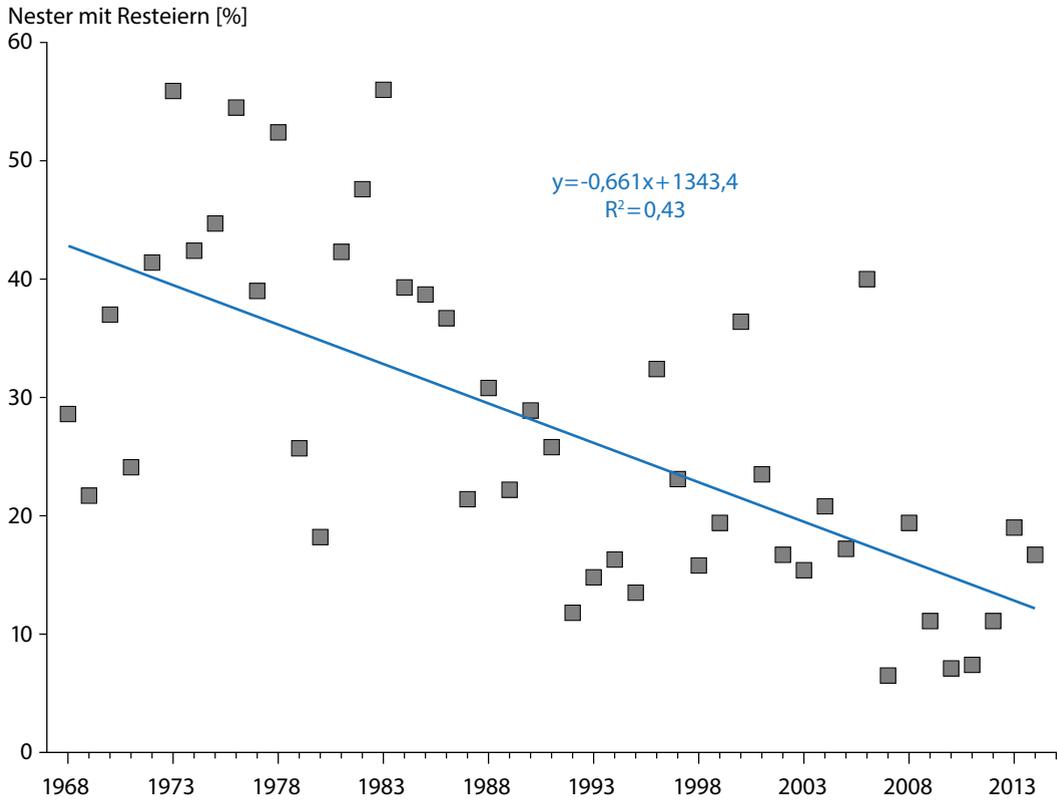


Abb. 44: Anteil von Resteiern in erfolgreichen Habichtnestern.

Fig. 44: Number of nests with at least one unhatched egg in otherwise successful nests of Goshawks.



Abb. 45: Restei und Dunenjunge, davon ein Kümmerling – Linde-witt/SL.

Fig. 45: Goshawk nestlings and an unhatched egg.

Mittlere Anzahl Resteier pro Gelege [n]

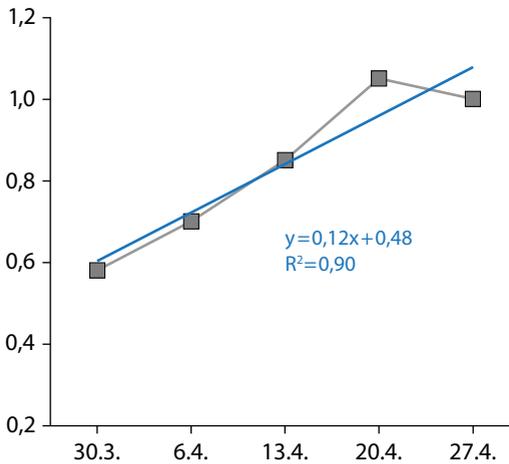


Abb. 46: Resteier in Bruten mit bekanntem Legebeginn, der in fünf Zeitabschnitte eingeteilt wurde.

Fig. 46: Unhatched eggs (mean) in clutches with known breeding start, measured in 7-day interval.

In den Niederlanden/Hooghalen blieb die Anzahl der Resteier von 1983 bis 2011 mit 7,6 per 100 Eier ($n = 633$) über alle Jahre in etwa konstant (BIJLSMA 2011, MANEN 2011). Der geringere Fund von Resteiern bei einer anderen Greifvogelart auf derselben Untersuchungsfläche „Schleswig“, dem Mäusebussard, könnte einen weiteren Hinweis auf die Ursache für die relativ hohe Zahl von Resteiern beim Habicht geben. Bei 359 erfolgreichen Bruten des Mäusebussards wurden im Zeitraum zwischen 1968 und 1984 nur 37 Resteier gefunden (10,3 % der Gelege betroffen). Im gleichen Zeitraum waren beim Habicht 40 % der Gelege betroffen. Unter Berücksichtigung der geringeren Gelegegröße beim Mäusebussard (im Mittel 2,5 Eier, LOOFT & BUSCHE 1981) im Vergleich zum Habicht (3,65 Eier) verringert sich die Differenz mit 4 % Resteier beim Mäusebussard gegenüber den 11 % beim Habicht (jeweils auf ein gelegtes Ei bezogen). Es ist denkbar, dass die Ursache für die unterschiedlichen Anteile nicht geschlüpfter Eier im unterschiedlichen Nahrungsspektrum mit unterschiedlicher Schadstoffbelastung der Beutetiere zu suchen ist, die wohl z. T. zum Absterben von Eiern geführt hat.

Die Untersuchungen der Resteier von der Schleswiger Untersuchungsfläche haben ergeben, dass insbesondere die Kontamination mit Chlorkohlenwasserstoffen eine

entscheidende Rolle bei diesen Brutverlusten und der abnehmenden Zahl der Resteier gespielt haben dürfte (CONRAD 1977, 1981, SCHARENBERG & LOOFT 2004, Näheres s. folgendes Kap.).

4.4.5 Anreicherung von Umweltgiften in Resteiern

Habichte reichern als Endglieder von Nahrungsketten bestimmte Umweltschadstoffe in hohem Maße an, die sich in den Habichteiern analysieren lassen. Während der Beringung der nestjungen Habichte wurden die nicht geschlüpften Eier geborgen, die in der Horstmulde überbaut worden waren. Über den Bebrütungsstatus dieser Eier können nur wenige Angaben gemacht werden. In den Jahren 1968 bis 1970, als noch keine Eier für Untersuchungen auf Umweltgifte gesammelt wurden, enthielten 34 der überbauten Eier je 9 kleine und große Embryonen, und in 16 allerdings schon stark faulenden Eiern konnte keine Keimentwicklung festgestellt werden.

Diskussion

Die Schadstoffbelastung des Habichts und seines Geleges ist in den ersten Jahrzehnten der Untersuchung wohl ein wesentlicher Grund für die hohe Zahl gefundener Resteier gewesen. CONRAD (1977, 1981) untersuchte 134 Habicht-Resteier aus der Untersuchungsfläche Schleswig aus dem Zeitraum 1971 bis 1978 und fand heraus, dass jedes Ei Umweltgifte (Pestizid- und PCB-Rückstände) enthielt. Über die Auswirkungen der Pestizidbelastung auf den Habicht ist immer noch wenig bekannt. Die Abnahme der Schalendicke von Habichteiern der heutigen Zeit gegenüber solchen, die aus vergangener Zeit im Museum lagerten, zeigt an, dass die Biozide beim Habicht Auswirkung auf die Schalenproduktion hatten (CONRAD 1981). Auf der Schleswiger Untersuchungsfläche wurden allerdings nur drei Habichteier mit zerbrechlich dünner Schale gefunden.

Tab. 12 : Schadstoffbelastung in Habichteiern. Maßangaben in mg/kg Fettgewicht.

* Die zwischen 1979 und 1987 gesammelten Eier sind leider durch einen Kühlschrankdefekt in der Uni-Kiel vernichtet worden.

Table 12: Organochlorine residues in Goshawk eggs.

Zeitraum	PCB	DDT	HCB
1971 - 1978*	50,1	126,6	117,7
1988 - 2002	27,1	4,1	0,1

In den letzten Jahrzehnten hat sich die Konzentration von PCB, DDT, HCB in den nicht geschlüpften Eiern ($n = 57$; gesammelt 1988-2002) deutlich verringert (SCHARENBERG & LOOFT 2004, Tab.12). Der große Rückgang der Organochloride seit den 60er und 70er Jahren deckt sich mit weiteren Untersuchungen in Europa (KENWARD 2006). Heute haben die bisher bekannten Umweltgifte offenbar keinen nennenswert schädigenden Einfluss mehr auf die Habichte und deren Gelege.

4.4.6 Geschlechteranteil bei nestjungen Habichten

In diversen Veröffentlichungen in Europa und Nordamerika wird auf einen Überschuss an männlichen Nestjungen in Habichthorsten hingewiesen (zusammengefasst in NEWTON 1979, RUTZ 2012 und BIJLSMA 2014). Beim nahe verwandten Sperber, bei dem der Geschlechtsdimorphismus noch stärker ausgeprägt ist als

beim Habicht, ist das Geschlechtsverhältnis aber ausgeglichen (BIJLSMA 1993, RISCH & BRINKHOF 2002).

Bei den nestjung beringten Habichten ($n = 4.042$) überwogen auf der Schleswiger Fläche in 47 Jahren männliche Vögel mit 55,6 % (Abb. 47). Nur in 10 der 47 Jahre (21 %) wurden mehr weibliche Jungvögel festgestellt; 2013 waren es sogar 66 % der beringten jungen Habichte.

Zur Klärung des Ungleichgewichts der Geschlechter unter nestjungen Habichten wurden verschiedene Berechnungen durchgeführt. So wurde untersucht, ob eine erhöhte Sterblichkeit der Weibchen in den Eiern der Grund dafür sein könnte.

Um die Frage nach den Mortalitätsursachen zu klären, wurden alle durchkontrollierten Bruten mit bekannter Gelegegröße und Jungenzahl ($n = 606$) auf das Geschlecht

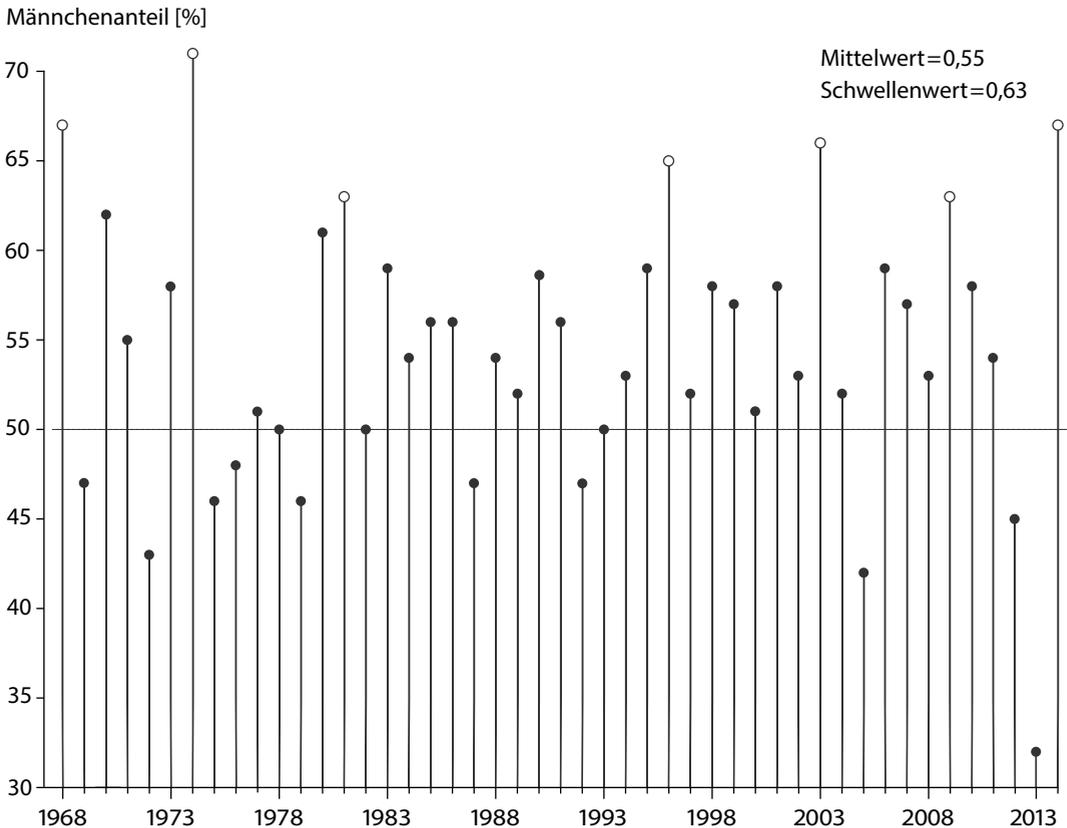


Abb. 47: Geschlechteranteil bei nestjungen Habichten.

Fig. 47: Sex-ration (% male birds) in young Goshawks during investigation period.

Tab. 13: Auswirkungen der Eiverluste auf das Geschlechterverhältnis der nestjungen Habichte bei bekannter Gelegegröße (n = 446)

Table 13: Impact of egg-loss on sex ratio of young Goshawks with known clutch size (n = 446)

Eiverlust	Weibchen	Männchen	MM -Anteil (%)
0	213	272	56
1	222	250	53
2	41	49	54
3	16	12	43
4	2	1	33
2 bis 4	59	62	48,5

terverhältnis der Junghabichte untersucht (Tab. 13). Das Ergebnis war, dass der Anteil nestjunger Weibchen mit dem Ansteigen der Eiverluste in den Brutten sogar zunahm, so dass hierin nicht der Grund für die geringere Zahl nestjunger Weibchen zu finden war. Weiterhin wurden während der 47-jährigen Untersuchungszeit nur 18 tote Jungvögel (evtl. plus 60 mit unbekannter Verlustursache) aus 446 erfolgreichen Brutten mit bekannter Eizahl ermittelt (Tab. 9). Selbst wenn es sich bei den Verlusten überwiegend um weibliche Jungvögel gehandelt haben sollte, ist das eine zu geringe Zahl, als dass sich hieraus eine Erklärung für die Abweichungen von einem ausgeglichenen Geschlechterverhältnis zwischen den Nestlingen herleiten ließe.

Als nächstes wurde untersucht, ob der Legebeginn einen Einfluß auf das Geschlechterverhältnis der Junghabichte hat. Die Entwicklung des Geschlechterverhältnisses von nestjungen Habichten wird vom Zeitpunkt des Legebeginns (mit)bestimmt (Abb. 48). Während sich noch zu Brutbeginn (Ende März/Anfang April: 84.-97. Tag) die Zahl männlicher und weiblicher Nestjungen auf gleicher Höhe befindet (im Mittel 1,5 Nj.), driften danach die Werte der Nestjungen sichtbar auseinander. Dabei bleibt die Bestandsgröße der männlichen Jungen über die sechs Abschnitte des Legebeginns relativ stabil (im Mittel 1,4 Junge/Nest, Abb. 48). Der Weibchenanteil fällt dagegen bis zum Ende der Legezeit von 1,6 auf 0,5 Junge/Nest ab (Abb. 49). Die vorgelegten Werte in sieben Tagesintervallen weisen auf Zusammenhänge für den generellen Männchenüberschuss bei nestjungen Habichten in Höhe von 55,6 % (Abb. 47) hin. Während das Ungleichgewicht zwischen den Geschlechtern in der ersten Hälfte der Legeperiode noch bei 53 % Männchen (n = 1.239) lag, ver-

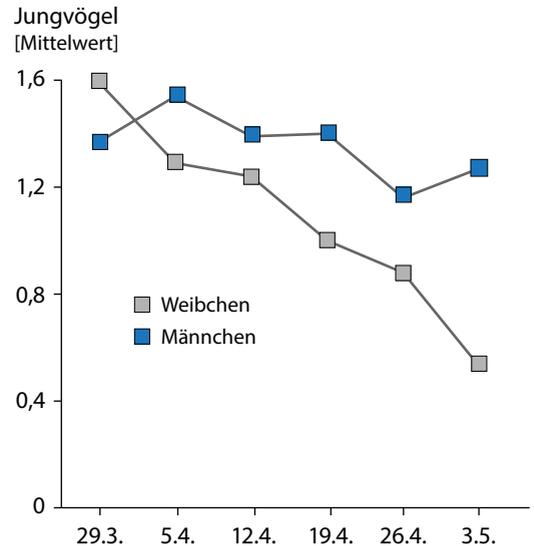


Abb. 48: Abhängigkeit des Geschlechterverhältnisses der Nestjungen vom Legebeginn. Der Legebeginn des Habichts (n = 2.339) wurde in 7-Tages-Intervalle unterteilt und den Mittelwerten der nestjungen Weibchen (grau) und Männchen (blau) zugeordnet.

Fig. 48: Sex-ratio-dependency of offspring on start of oviposition (female = gray, male = blue); divided into 7-days-intervals; n = 2.339.

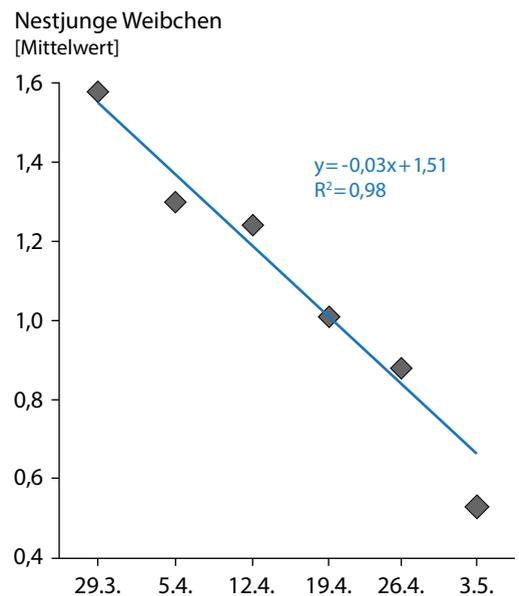


Abb. 49: Anteil nestjunger Weibchen in Abhängigkeit zum Legebeginn.

Fig. 49: Number of females in offspring depending on date of oviposition.

Nestlingsstadium kräftiger als die männlichen Nestgeschwister sind und zudem insgesamt kaum Jungvogelverluste vor der Ästlingsphase auftreten (s. Kap. 4.4.3).

Es gibt in der Literatur weitere Beobachtungen, die angeführt werden, um das Phänomen des Männchenüberschusses zu erklären. So gibt KENWARD (2006) einige Erkenntnisse für das unausgeglichene Geschlechterverhältnis bei den Habichtbruten an, die auf der Schleswiger Fläche allerdings nicht immer bestätigt werden konnten (s. o.).

- Bei hohem Bruterfolg ist der Männchenanteil an der Jungenzahl größer.
- Der höhere Anteil nestjunger Männchen steigt mit der Gelegegröße an.
- Bei guter Nahrungsverfügbarkeit im Frühjahr ist der Männchenüberschuss groß.
- Spätbruten zeitigen bei guter Ernährungslage mehr Männchen.
- Bei Brutverlusten von der Ei- zur Jungenzahl (bekannte Eizahl) war der Anteil der überlebenden Männchen geringer.

KENWARD (2006) vermutet, dass zudem gerade bei Futtermangel das Ungleichgewicht zugunsten der männlichen Nestlinge eintreten kann und auch Spätbruten bei guter Ernährungslage mehr Männchen zeitigen.

RUTZ (2012) stellte nach Untersuchungen auf einer städtischen Probefläche in Hamburg heraus, dass das Geschlechterverhältnis zugunsten der männlichen Nestjungen entsprechend der gegebenen Nahrungsergiebigkeit während der Brutzeit (hier Stadttauben) variiert. Für alle fünf Kontrolljahre ergab sich bei Hamburger Habichten ein Männchenüberschuss von 60 %. Abschließend mögen sich aus dem Diskutierten die Fragen ableiten, welcher Vorteil sich aus einem Männchenüberschuss für die Population ergibt. Als ein Grund wäre denkbar, dass das Geschlechterungleichgewicht unter den Junghabichten auf diese Weise kompensiert werden soll. Denn Männchen haben eine geringere Überlebenschance nach dem Flüggewerden. Aus Rückmeldungen bringender Habichte berechnet haben männliche und weibliche Habichte eine Lebenserwartung von 1,4 bzw. 2,2 Jahren (BIJLSMA 1993). Das zeigte sich auch bei der Telemetrierung von Habichten, wobei die unterschiedlichen Überlebensraten der Geschlechter und die Konsequenzen daraus für den Altersaufbau einer Population

genauer festgestellt werden konnten. In einer Studie auf Gotland fand KENWARD (2006) heraus, dass mehr Männchen im Winterhalbjahr starben, so dass nur 49 % der Männchen bis April überlebten im Gegensatz zu den Weibchen mit 69 %. Schließlich kamen im 3. Brutjahr mit 56 % immer noch mehr Weibchen in der Population vor.

4.4.7 Lebenszeitproduktion

Vögel weisen in ihrem Leben einen individuell sehr unterschiedlichen Bruterfolg auf. Betrachtet man die Jungenzahl über die gesamte Lebenszeit der Eltern, so erhält man einen Wert für ihre Lebenszeitproduktion. Da in dieser Untersuchung nur die Weibchen anhand der Mauserfedern unterschieden werden konnten, soll hier deren Lebenszeitproduktion – unabhängig von möglicherweise wechselnden Männchen – untersucht werden. Auf der Schleswiger Fläche wurde das Brutvermögen, gemessen an der Jungenproduktion der 746 identifizierten Weibchen, in zehn „Leistungsgilden“/Kohorten von je 74 Weibchen unterteilt (Abb. 52). Die produktivsten 74 Habichtweibchen (10 %) der ersten Gilde zogen 1.453 Nestjunge auf. Das sind 41 % des gesamten Nachwuchses. Die erfolgreichsten 222 Weibchen (30 %, Gilden A-C) trugen mit 2.703 Jungen zu 76 % der Jungenproduktion bei. Dagegen hatten 202 Weibchen (27 % aller Brutweibchen) keinen einzigen Bruterfolg in ihrem Leben (Gilden I und J in Abb. 52). In der Gesamtbilanz ist allerdings die Zahl der erfolglosen Brutvögel mit 587 wesentlich höher, da in die obige Berechnung nur die über Mauserfedern identifizierten Vögel eingegangen sind. Und von den erfolglosen Habichten wurden wegen der oft nur kurzen Anwesenheit am Brutplatz kaum Vergleichsfedern gefunden.

Diskussion

Auf bayerischen Probeflächen brachten 489 Weibchen (21 %) keinen Jungvogel zum Ausfliegen (BEZZEL, RUST & KECHELE 1997). Dagegen produzierten 15,6 % der erfolgreichsten Weibchen etwa 50 % der flüggen Jungen. Einmalbrüter machten auf den Kontrollflächen in Bayern nach 1990 mindestens 60 % der brütenden Weibchen aus, während es um 1970 unter 40 % waren. Weitergehend ist die Aussage einer zehnjährigen Untersuchung in Arizona/USA (WIENS & REYNOLDS 2005). In einer farblich markierten Population produzierten 20 % der Brutvögel 50 % der Jungen und stellten sogar 84 % der Brutanfänger der nachfolgenden Generation. Zudem

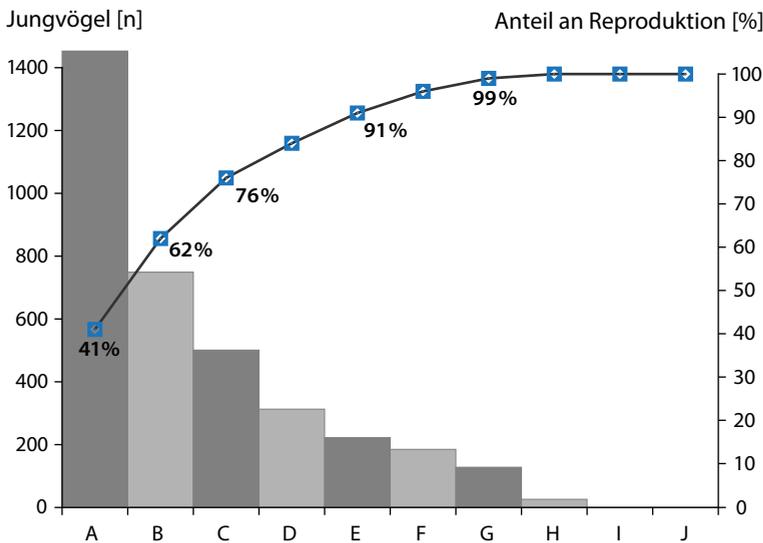


Abb. 52: Lebenszeitproduktion von Habichtweibchen. Den zehn „Leistungsgilden“ wurden je 74 Habichtweibchen entsprechend abfallender Produktivität von A bis J zugeordnet. Dargestellt sind die Anteile der Individuen am Gesamtbruterfolg durch absolute Zahlen (Balken) und Prozentwerte (Kurve).

Fig. 52: Life cycle productivity of female Goshawks. Concerning declining productivity we built 10 groups (A–J) each with 74 individuals. Columns = number of offspring of each productivity group; curve = cumulative percentage of contribution to reproduction success of all productivity-groups.

hatten 25 % der 290 Bruthabichte nur ein Junges als Brutnachfolger.

Die Zahlen verdeutlichen, dass nur ein kleiner Teil der Brutpaare mit einem großen Anteil an Jungen zur nächsten Generation beiträgt. Auf diesen wenigen erfolgreichen Habichten, die durch Glück und Fitness überlebt haben, gründet sich das Fortbestehen der ganzen Population.

4.4.8 Brutbestand und Reproduktionsrate

In einem Vergleich von Brutbestand und Bruterfolg gibt die Abbildung einer „Haufenwolke“ (Abb. 53) wenig Einblick in eine mögliche Wechselbeziehung zwischen beiden Faktoren wieder. Eine erhellendere Darstellung der Entwicklung der Brutpaar- und Jungenzahlen nach Jahren aufgedgliedert zeigt Abb. 54. Das zum Teil gegenläufige Auf und Ab der jährlichen Jungen- und Brutpaarzahlen lässt auf den ersten Blick keine klare Aussage über Abhängigkeiten zwischen Brutpopulation und dem Teilbruterfolg (Reproduktion) auf der Schleswiger Probestfläche erkennen (s. auch KRÜGER et al. 2011). Phasen mit langjährigem Minimalbestand scheinen sich wie zufällig mit Anstiegen und folgenden Spitzenwerten wie auch Abschwüngen abzuwechseln. Bei näherer Betrachtung zeigen sich vier Entwicklungsphasen, die über längere Zeitspannen anhalten (Abb. 54). Im ersten Jahrzehnt der Untersuchung steigen sowohl der Brutbestand als auch die Reproduktionsrate unter Schwankungen an. Dann folgt ein fast gleichmäßiger Abfall der Werte zwischen

1978 und 1982. Dieses Muster kehrt sich ab 1983 bis 1989 um: niedrigen Brutbeständen stehen hohe Jungenzahlen gegenüber. In der Zeit der höchsten Brutbestände zwischen 1990 und 1997 gleichen sich die Wertepaare wieder an. In den letzten 18 Jahren ist kein deutlicher Trend der beiden Wertepaare zu erkennen. Nur kurzzeitige Phasen von paralleler und gegenläufiger Entwicklung sind zu erkennen.

Diskussion

Eine Interpretation des skizzierten Verlaufes ist schwierig. Zumindest für manche Phasen bieten sich Erklärungsmodelle an. In den Anfangsjahren der Untersuchung gleicht die Habichtspopulation die Verluste während der offiziell beendeten Jagdzeit auf Habichte (ab 1970) wahrscheinlich durch erhöhte Jungenzahlen aus und besetzt verloren gegangene Brutreviere neu. In den 1980er Jahren, in denen offenbar Nahrungseingpässe (u. a. Ausbleiben der Feldmaus-Gradationen als Sekundärfaktor, LOOFT & BUSCHE 1981) auftauchen, fällt der Brutbestand fast ein Jahrzehnt lang auf ein niedriges Niveau ab, während die wenigen Brutpaare gleichzeitig mit einer hohen Nachwuchsrate den Gesamtbestand erhöhen. Die lang andauernde, negative Bestandsentwicklung in dem langen Zeitraum von 18 Jahren (1997–2014) verleitet zur Annahme, dass der Niedergang durch einen langzeitigen Rückgang der Hauptbeutetiere und damit verringerter Habitatsgüte zu begründen ist (s. Kap. 4.6.1).

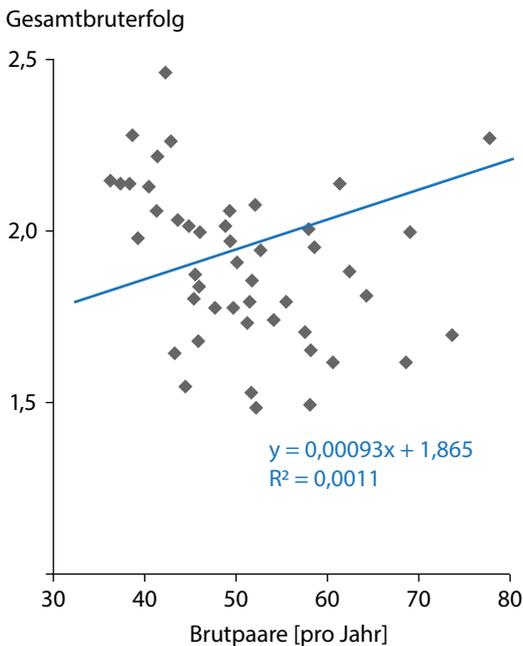


Abb. 53: Vergleich der jährlichen Brutpaarzahlen mit dem Gesamtbruterfolg.

Fig. 53: Annual number of breeding pairs in comparison to breeding success (juveniles/successful nest).

Einem vergleichbaren Schema scheinen auch die Habichte in Nordjütland (1977-2006) zu folgen (NIELSEN & DRACHMANN in KRÜGER et al. 2011). Der dänische Brutbestand stieg nahezu kontinuierlich von 30 auf 70 Brutpaare an, während die Reproduktionsrate hoch blieb. Auch dem Abschwung der Brutpaarzahlen auf 40 Paare entsprechend folgten die jährlichen Jungenzahlen, um in den folgenden Jahren den Wechsel vorzunehmen: Niedrige Brutbestände – höhere Nachwuchsraten. Auch in einer Untersuchung an einer niederländischen Habichtpopulation kommen RUTZ & BIJLSMA (2006) zu dem Ergebnis, dass selbst ein Generalist in der Nahrungswahl wie der Habicht durch einen Nahrungsempfang an Vogelbeute in seiner Population begrenzt wird. Nicht nur der Anteil der Nichtbrüter in der Population, sondern auch der Brutbestand verringerten sich stark, einhergehend mit einem signifikanten Anstieg von Brutverlusten. Dabei blieb die Brutgröße aber trotz Abnahme der erfolgreichen Brutpaare unverändert.

Allgemein konnte in einigen Habichtstudien erkannt werden, dass sich die Bestandsgröße einer Population langfristig verringert, wenn der Habicht bei höherer Brutpaardichte mit der Besetzung von suboptimalen Brutplätzen reagiert hat, da in ihnen die schwächsten Brutergebnisse erzielt werden (KRÜGER & LINDHOLM

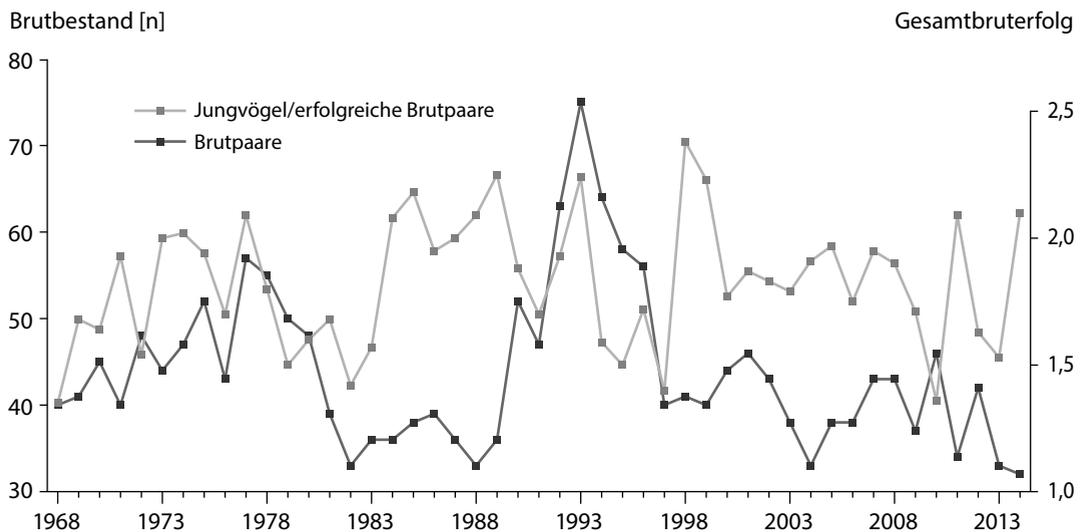


Abb. 54: Vergleich der jährlichen Brutpaarzahlen mit dem Gesamtbruterfolg (Kurvenmodell).

Fig. 54: Annual number of breeding pairs in comparison to breeding success.

2001, KENWARD 2006). Ein solcher Effekt kann im Zusammenhang von Konkurrenz unter Habichten um optimale Brutplätze zusätzlich langfristig zur Selbstregulation beitragen. Die aufgezeigten Beispiele legen den Gedanken an eine populationsinterne Steuerung nahe, wobei der Gesamtbestand z. T. erst mit Verzögerungen von mehreren Jahren zeitversetzt auf extreme Verschlechterungen im Umfeld reagiert/regieren kann (s. a. 4.3.2).

4.5 Überlebensraten und Wanderungen

Ringrückmeldungen weisen als Grundlage für die Ermittlung der Altersstruktur Schwächen auf, z. B. wie genau die Daten und Fundumstände mitgeteilt worden

sind. Zudem fällt in den Untersuchungszeitraum zwischen 1980 und 1993 der legitimierte Fang von 101 beringten Habichten in Birkwildrevieren im Südteil der Untersuchungsfläche (Landesverordnung vom 2.6.1980). Unklar ist, inwieweit alle Fänge in Habichtskörben getötet worden sind, denn laut Verordnung sollten alle Altvögel wieder freigelassen werden. Ein Teil dieser Vögel ist an deutsche Falkner verschickt worden und war damit für die heimische Population verloren gegangen (s. Kap. 4.6.4).

Insgesamt wurden 4.042 nestjunge Habichte (1968-2014) auf der Untersuchungsfläche Schleswig beringt. Aus dieser Zeit liegen 424 Ringrückmeldungen vor (Abb. 55).

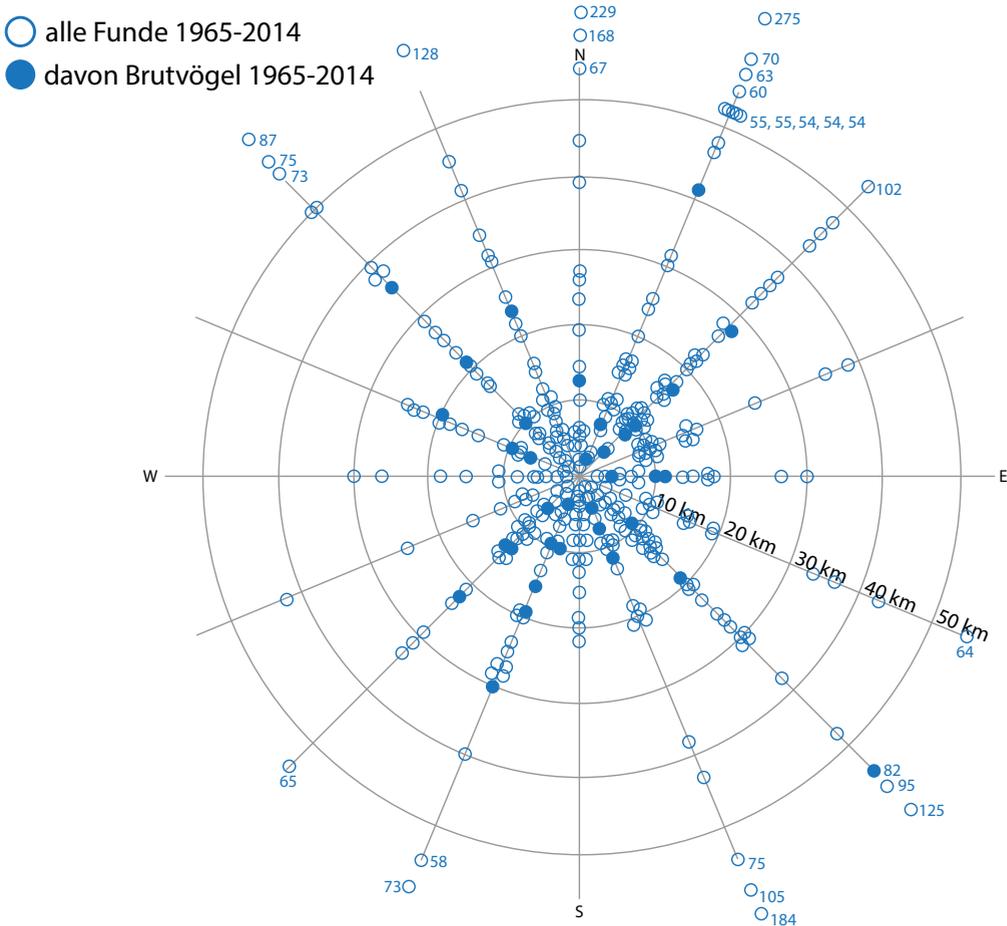


Abb. 55: Wiederfunde nestjung beringter Habichte der Jahre 1965 bis 2014 aus der Untersuchungsfläche „Schleswig“.

Fig. 55: Recoveries of ringed nestlings. Full circle = recoveries of breeding birds during the years 1965-2014, open circle = recoveries 1965-2014.



Altes Habichtspaar in Nestnähe. Die Vögel wurden 4 bzw. 8 km entfernt als Nestjunge beringt (Ringablesung). Foto: Dirk FERUS.
Adult Goshawks ringed as juvenil birds in a distance of 4 and 8 km from recent breeding place.

35 tote Junghabichte, die im Horst oder in der Horstumgebung gefunden wurden, sind nicht mit eingerechnet worden. Die Wiederfundquote beringter Habichte lag im langjährigen Mittel bei 11 %. Das ist der Anteil, der sich aus der Zahl der tot zurückgemeldeten im Vergleich zu den beringten Vögeln ergibt.

4.5.1 Überlebensraten

Die überwiegende Zahl der nestjung beringten Habichte (62 %) ist bereits im ersten Lebensjahr als tot zurückgemeldet worden. Diese Rate liegt im mittleren Bereich der europäischen Ergebnisse (Tab. 14). Die Wiederfundzahlen in den nächsten Lebensjahren fallen fast kontinuierlich ab (Tab. 15). Schon nach dem 6. Lebensjahr sind 96 % der Habichte gestorben, die als beringt zurückgemeldet worden waren.

4.5.2 Geschlechterverhältnis

Von den 424 geschlechtsbestimmten Wiederfunden nestjung beringter Habichte von 1968-2014 (Tab. 16)

waren 243 Männchen (57,3 % der Jungen). Der Anteil entspricht in etwa dem Geschlechterverhältnis aller nestjung beringten Habichte.

4.5.3 Wanderungen

Beringte Habichte (n = 424) verstreichen ungerichtet nicht weit vom Geburtsort; im Mittel 17,2 km (Abb. 55, 56). Im 1. Lebensjahr (bis 1. Juni des 2. Jahres) hielten sich die Habichte im Schnitt 17,9 km vom Geburtsort entfernt auf (n = 243). Männchen und Weibchen verstrichen mit 18,1 km bzw. 17,7 km fast gleich weit. Ausreißer legten entsprechend der geografischen Gegebenheiten unseres Küstenlandes nur größere Entfernungen in nördliche und südliche Richtung zurück; nach Norden bis Mitteljütland (128 km - Hviding, 168 km - Astrup, 229 km - Skive, 275 km - Viborg) und nach Süden in die Lüneburger Heide (184 km - Lechtehausen) und nach Mecklenburg (125 km - Gadebusch). Auch im 2. Lebensjahr sind mit 20,5 km Entfernung vom Geburtsort (n = 46) keine wesentlichen Unterschiede zwi-

Tab. 14: Mortalitätsraten von Habichten in Nord- und Mitteleuropa.

Table 14: Mortality rate of Goshawks in North- and Central Europe.

Land	n	1. Lj.	2. Lj.	3. Lj.	Autoren
Finnland	557	74%	64%	56%	in Glutz (1971)
Schweden	464	80%	50%	40%	Höglund (1964a)
Südjütland/ Dk	148	65%	52%	52%	Storgard (1983)
Deutschland	410	57%	35%	30%	Vogelwarten (Glutz 1971)
Niedersachsen	665	55%	41%	22%	Zang (1989)
Schleswig-Holstein	424	62%	37%	29%	Looft (2017)

Tab. 15: Ringrückmeldungen nach Lebensjahren.

Table 15: Recoveries of Goshawks differentiated according to age.

Jahrzehnt	Wiederfunde	Lebensjahre														
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1968 - 1977	149	73	28	14	9	10	9	2	1	2	0	1				
1978 - 1987	105	70	15	6	4	2	3	2	0	1	1	1				
1988 - 1997	129	95	9	4	3	7	1	4	1	2	0	1	1	0	0	1
1998 - 2007	36	20	8	5	0	1	0	0	1	1						
2008 - 2014	5	5														
1968 - 2014	424	263	60	29	16	20	13	8	3	6	1	3	1	0	0	1
Anteil (%)		62	37	29	22	36	36	35	20	50	17	60	50			100

Tab. 16: Geschlechterverhältnis: a) bei Ringrückmeldungen, b) bei Nestjung beringten Habichten (1968-2014).

Table 16: Sex ratio of a) recovery of ringed birds and b) ringed young fledglings (1968-2014).

	Männchen	Anteil in %	Weibchen	Anteil in %	Summe
a) Ring-Rückmeldungen	243	57,3	181	42,7	424
b) Beringte Nestlinge	2205	54,5	1837	45,4	4042
Wiederfundquote		11		9,9	10,5

schen den Geschlechtern festzustellen. In den späteren Lebensjahren bleibt die Distanz mit 20,1 km erhalten, also ohne eine erneute Annäherung an die Umgebung des Geburtsortes. Dem entsprechend kommt es auch zur Ansiedlung von Brutvögeln ($n = 33$) im Umkreis von 17 km um den Geburtsort (Abb. 55). Dabei siedelten sich Männchen ($n = 14$) gegenüber Weibchen im Mittel etwa 5 km näher zum Herkunftsort an.

Diskussion

Im Untersuchungsgebiet Schleswig bestand für die gebietstreuen Habichte offenbar kein Bedarf zu einem weiteren Verstreichen, weil im Nahbereich noch offene Brutreviere zur Verfügung standen bzw. dort zudem eine ausreichende Nahrungsbasis vorgefunden wurde (s. auch Kap.: 4.3.1, 4.3.3, 4.4.3). Die Beringungsergebnisse dieser Langzeitstudie unterstreichen zudem, dass die Aktions-

radien im Leben der Habichte sehr begrenzt sind (Abb. 55, 56). Somit kann davon ausgegangen werden, dass die Größe des Habichtbrutbestandes im Wesentlichen aus sich selbst heraus bestimmt wird und eine merkliche Beeinflussung durch benachbarte Populationen entfällt.

Im grenznahen Nordschleswig/DK wurden nur 42 % ($n = 148$) der Habichte im Umkreis von 30 km um den Beringungsort wiedergefunden (STORGARD & BIRKHOLM-CLAUSEN 1983). Auch in Niedersachsen betrug die mittlere Entfernung vom Geburtsort 30 km ($n = 277$, ZANG et al. 1989).

4.5.4 Standorttreue - Identifikation durch Mauserfedern

Mauserfedern, die um den Horstplatz aufgesammelt wurden, bieten einen Schlüssel zur Individualerkennung. Mit ihrer Hilfe kann der Altersaufbau des Brutbestandes

Rückmeldungen
von Ringfunden [n]

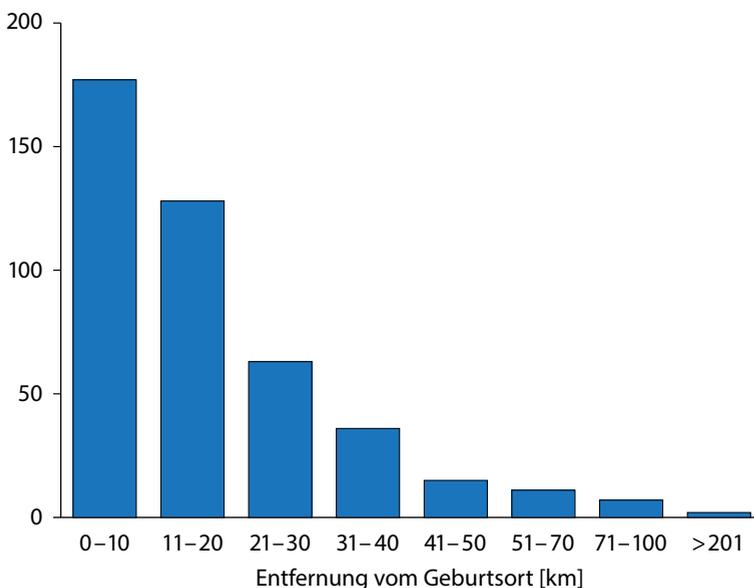


Abb. 56: Ringrückmeldungen in Entfernung zum Geburtsort.

Fig. 56: Reporting back of ringed nestlings and distance to place of birth.



Abb. 57 : Altes Habichtmännchen mit gestempeltem Großgefieder (0012). Kropp, 14. März 1979.

Fig. 57: Adult male Goshawk with stamped feathers, 1979.

und die Abhängigkeit von Legebeginn, Gelegegröße u. a. von den Altersklassen bestimmt werden (OPDAM & MÜSKENS 1976, ZIESEMER 1983, KÜHNAPFEL & BRUNE 1995, STRUWE-JUHL & SCHMIDT 2002, SANDKE & STANCO 2008). Wie hochgradig die individuelle Zuordnung der Mauserfedern von Habichten gelingen kann, bewiesen HOY et al. 2016. Denn die gentechnische Untersuchung ergab, dass sie bei der Identifikation durch Betrachten der Federn schon zu 94 % richtig gelegen hatten. Gestempelte Federn von gefangenen Habichten ermöglichen in bis zu zwei Folgejahren die einfache Identifizierung des Vogels durch Mauserfederfunde (Abb. 57). In 47 Jahren wurden in dieser Langzeitstudie etwa 10.120 Mauserfedern am Brutplatz aufgesammelt. Davon waren 6.430 Handschwingen von Habichtweibchen und 910 Handschwingen von Männchen. Der Unterschied resultiert hauptsächlich daraus, dass hauptsächlich Weibchen während der Mauser brüten und sich kaum außerhalb der Nestumgebung aufhalten, bis die Jungen halbwüchsig sind, während die Männchen die Nahrung aus der weiteren Umgebung beschaffen. Sie mausern später und verlieren ihre Federn nicht nur in Nestnähe.



Abb. 58 : Vermauserte Handschwingen (HS 3) des Habichtweibchens 0006 1978 (einjährig) bis 1981 (vierjährig).

Fig. 58: Molted primaries (p3) of one female Goshawk between 1978 and 1981.

Es werden drei Alterskleider des Habichts unterschieden: Das Jugendkleid, das Kleid im 2. Lebensjahr und das Alterskleid (ab 3. Lebensjahr = 3+). Die Handschwingen des Jugendkleides fallen oft kleiner und schmaler aus, weisen aber schon die charakteristische und individuelle Bänderung des Alterskleides auf (Abb. 58). Zwischen den Bändern fallen die typischen hellgelb-getönten Felder auf, die bei späteren Kleidern dunkel gewölkt sind. Die Handschwingen des dritten Kalenderjahres (2. Lebensjahr) stellen in der Farberscheinung ein Zwischenstadium zwischen Jugend- und Alterskleid dar. Helle Partien zwischen den Bändern sind noch vorhanden. Doch zeigt sich jetzt schon die überwiegend dunklere Tönung des dauerhaften Alterskleides der Feder, das ab dem dritten Lebensjahr in allen Merkmalen ausgefärbt und bis zum Lebensende unverändert bleibt (Abb. 58, 59).

Im Einzelnen können bei den Vergleichsfedern verschiedener Generationen neben den optisch erkennbaren Farbmustern weitere Messwerte bei der Identifikation helfen: Länge der Federn, Länge von der Kielspitze zum Federansatz, Form und Breite der Innen- und Außen-

fahne. Insbesondere die Kielmarken (graue, zur Kielspitze hin gerichtete Keile in der Federspule) sind von Bedeutung bei der Individualerkennung. Sie sind in allen Altersstadien fast wie ein Fingerabdruck beim Menschen unverwechselbar ausgeprägt. Bei einjährigen Vögeln kommt es durch die oftmals geringeren Federlängen zu Abweichungen. Bei größeren Handschwingen (HS 4 bis HS 6) sind die Übereinstimmungen vollkommen.

Auf diese Weise konnten auf der Untersuchungsfläche von den 2.062 Habichtpaaren (1968-2014) 91 % der Weibchen, aber nur 33 % der Männchen individuell identifiziert und den Altersklassen (1, 2, 3+) zugeordnet werden (s. auch Kap. 4.3.2).

Standorttreue – jahreszeitliche Bindung an den Nistplatz

Der Habicht ist als Brutvogel extrem standorttreu. Auf der Schleswiger Untersuchungsfläche kam es bei den Weibchen nur in 41 von 1.743 Habichtsjahren (Summe der Lebensjahre aller registrierten Weibchen) zu einem Wechsel des Brutrevieres (2,4 %). Die Identifizierung der



Abb. 59 : Vermauserte Handschwingen (HS 1) von zwei Habichtweibchen.

Fig. 59: Moulded primaries (p1) of two different female Goshawks.

Brutvögel konnte neben dem vereinzelt Fang beringter Vögel am Brutplatz durch den Vergleich der Mauerfedern erbracht werden (Abb. 58, 59). Für Männchen liegen für eine derartige Auswertung zu wenig Federfunde vor. Ein Beispiel für den seltenen Wechsel des Brutreviers ist die Lebensgeschichte des Habichtweibchens (Federstempel: 0007, Ring der Vogelwarte Helgoland: 3 067 186).

- Beringt als Nestling am 4.6.1977 bei Ostenfeld/NF
- Brutvogel 1978 bis 1980 in Wiesik/Kropp – 14 km vom Geburtsort
- Brutvogel 1981 bis 1985 im Loher Gehege (4,5 km Südost)
- Totfund 1985 im Alter von acht Jahren (Lohe).

Diskussion

Andere Autoren beschreiben ebenfalls eine Änderung des Brutplatzes nur bei 2-4 % der Brutvogel-Weibchen (LINK 1986, DRACHMANN & NIELSEN 2002, KENWARD 2006). Auch auf diesen Probeflächen erfolgte die Identifikation der Habichte durch einen Vergleich der Mauerfedern. Im Teutoburger Wald (250 km²) wies KRÜGER (2005) ebenfalls eine große Brutplatztreue nach. In einer über 30-jährigen Beobachtungsdauer konnten nur zwei Wechsel des Brutplatzes an einen entfernteren Standort festgestellt werden (n = 74 Weibchen). In Nordamerika wurden in einer umfangreichen Aktion 121 Habichte an ihren Brutplätzen gefangen (DETRICH & WOODBRIDGE 1994). In den Folgejahren entfernten sich 18 % der alten Weibchen und 23 % der alten Männchen 4-13 km vom ursprünglichen Brutplatz.

Wie verhalten sich Habichtpaare während der Brutzeit in ihrem erwählten Revier und wie werden territoriale Grenzen gesetzt? Adulte Männchen auf der Schleswiger Fläche zeigten im Gegensatz zu den Weibchen eine ganzjährige Bindung an den Nistplatz (Ergebnisse der Telemetrie, ZIESEMER 1999). Sie verweilten nachts an wechselnden Stellen im Jagdgebiet, aber auch 13mal an fremden Nestern. Revierbesitzende adulte Habichtweibchen erschienen an fremden Nestern, selbst in einer Zeit, als große Junge im eigenen Nest waren. Sie müssen dort allerdings mit territorialer Abwehr rechnen. ZIESEMER (1999) folgert aus diesen Besuchen an benachbarten Nestern, dass sich brütende Habichte über den Status ihrer Nachbarn auf dem Laufenden halten wollten. Da beispielsweise auch beim Schreiadler solche Nachbarschaftsbesuche durch Satelliten-Telemetrie mehrfach festgestellt wurden (MEYBURG et al. 2007), scheint dieses Verhalten

wohl auch bei anderen Greifvogelarten üblich zu sein. Diese regelmäßigen Besuche führen Meyburg zu der Annahme, dass das Nestrevier möglicherweise nur gegen geschlechtsverschiedene Schreiadler verteidigt wird, aber sich Vögel gleichen Geschlechts tolerieren. Eine nähere Verwandtschaft der sich besuchenden Weibchen konnte im vorliegenden Fall durch DNA-Analysen ausgeschlossen werden. Diese Beispiele zeigen, dass der Habicht an seinem erwählten Nistplatz und Revier festhält, aber während der Brutzeit durchaus auch fremde Reviere aufsuchen kann. Es ist anzunehmen, dass dieses nur schwer nachweisbare Verhalten regelmäßiger vorkommt.

4.6 Nahrungshabitat

4.6.1 Habitatentwicklung und Nahrungsergiebigkeit

Habichte ernähren sich hauptsächlich von denjenigen Wirbeltieren, die im jeweiligen Lebensraum häufig vorkommen. In Mitteleuropa sind dies vor allem Ringel- und Haustauben sowie Eichelhäher, Drosseln und Stare (KRÜGER & STEFENER 1996, MEBS 2005). Das sind neben den Kaninchen auch die bevorzugten Beutetierarten in Schleswig-Holstein (LOOFT & BUSCHE 1981).

In welchem Ausmaß hängt nun der Brutbestand des Habichts von der Höhe und der Diversität des Nahrungsangebots ab? Um diese Frage beantworten zu können, müssten Daten über das Vorkommen verschiedener Beutetierarten vorliegen. Doch Untersuchungsergebnisse zur Populationsdichte der bevorzugten Beutevögel des Habichts gibt es in Schleswig-Holstein nicht. Daher war es erforderlich, auf indirekt gewonnene Werte, z. B. für Ringeltauben und Kaninchen aus der Jagdstatistik, zurückzugreifen (MELUR 2016).

Allerdings bilden Jagdstrecken die jährlichen Abschüsse von Tierarten wie z. B. Kaninchen oder Ringeltauben, nicht die Höhe der Bestände ab. Sie resultieren im Wesentlichen aus der Bejagungsintensität und geben nur ein relatives Maß für die Bestandssituation nach der Reproduktionszeit ab. Die Jagdbilanz zeigt aber – trotz aller Vorbehalte gegenüber einer wissenschaftlichen Verwertbarkeit – Trends auf, die Hinweise auf die Bestandentwicklung von Arten darstellen. Gerade dann, wenn nachprüfbar Bestandsschätzungen auf anderem Wege nicht durchführbar sind, können Jagdstrecken daher als Vergleichsmaterial genutzt werden. Bei der legendären Darstellung der Räuber-Beute-Beziehungen für Schneeschuhhase und Luchs und ihrer Zyklen in Kanada wur-

den auch die Jagdstrecken zugrunde gelegt (ELTON & NICHOLSON 1942).

Die in der Jagdstatistik dargestellten Ringeltauben zählen zu den häufigsten Beutetieren des Habichts, während Kaninchen noch bis Anfang der 90er Jahre insbesondere in den Bereichen der Sandergeest häufig erbeutet wurden.

Die Entwicklung der Habichtbrutbestände scheint sich in drei wesentlichen Phasen (Abb. 26) den Jahres-Jagdstrecken von Ringeltauben und Kaninchen anzupassen (Abb. 60, 61), dem Auf und Ab bis in die Mitte der 1990er-Jahre und dem folgenden Absinken der Bestände über zwei Jahrzehnte bis heute. Zumindest eine schwache Korrelation zwischen dem Habichtbrutbestand und den Jagdstrecken (Abb. 62, 63) spricht nicht gegen die Annahme, dass hier Abhängigkeiten bestehen.

Diskussion

Die Brutverbreitung wird nach NEWTON (1991) vorrangig von der Nahrungsverfügbarkeit als übergeordnetem Faktor und nicht über die Territorialität gesteuert. Auch vermerkt KENWARD (2006), dass nicht in der Abgrenzung der Reviere der wesentliche Regulierungsschlüssel zu

sehen ist, sondern dass die Höhe des Brutbestandes insbesondere auf der individuellen Kompetenz der Brutpartner und der Nahrungserreichbarkeit basiert. Die Hinweise verstärken sich, dass Habichte in verschiedenen Teilen Europas Probleme mit dem Auffinden geeigneter Nahrung haben (KENWARD 2006). In den Niederlanden wird der Rückgang des Habichtbestandes seit den 1990er-Jahren durch den andauernden Rückgang der Beutetierarten, die der Habicht bevorzugt, begründet (RUTZ & BIJLSMA 2006, MANEN 2011, BIJLSMA 2011). Von 1978 bis 2009 stellten die Autoren aufgrund von standardisierten „Punkt-Stopp-Zählungen“ der Vogelarten, die hauptsächlich Beutetiere des Habichts sind, Bestandsrückgänge fest. Die Biomasse der Vogelbeute verringerte sich von 1975 bis 2000 um 80 %. Bedeutende Beutetiere wie Ringeltauben waren nahezu verschwunden (KENWARD 2006, MANEN 2011).

In Schleswig-Holstein macht Berndt (2007) den Wandel in der Landwirtschaft für die starken Bestandsrückgänge von 72 % der Vogelarten verantwortlich: „Gegenwärtig wird die Agrarlandschaft (70 % des Landes) zunehmend vogelleer.“ Einstmals typische, häufige Offenlandarten wie Kiebitz, Feldlerche, Goldammer, aber auch Elster und Rabenkrähe sind wegen der ökologischen Verände-

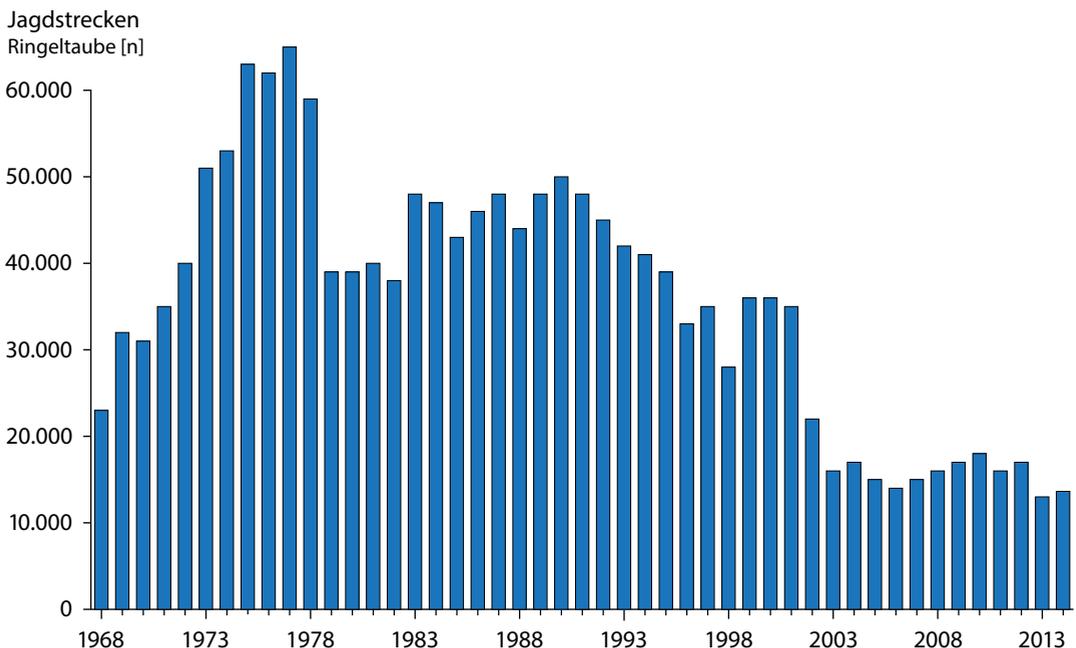


Abb. 60: Entwicklung der Jagdstrecken für Ringeltauben in Schleswig-Holstein. Quelle: MELUR 2016.

Fig. 60: Hunting bag of Wood Pigeon in Schleswig-Holstein during 1968-2014.

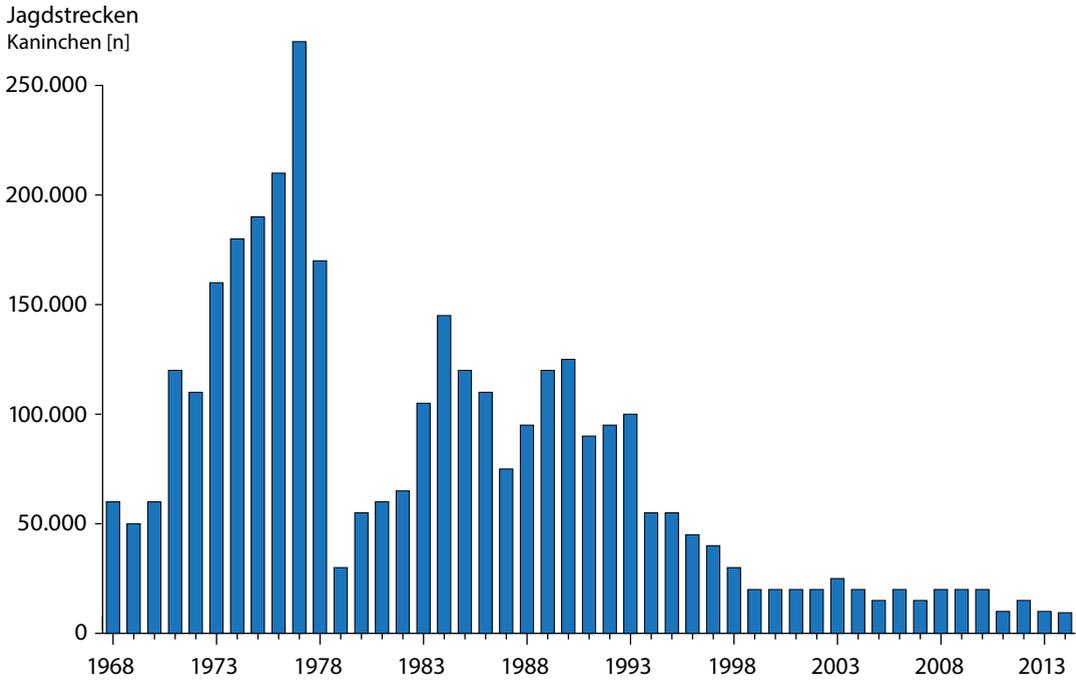


Abb. 61 : Entwicklung der Jagdstrecken für Kaninchen in Schleswig-Holstein. Quelle: MELUR 2016.

Fig. 61: Hunting bag of Rabbits in Schleswig-Holstein during 1968-2014.

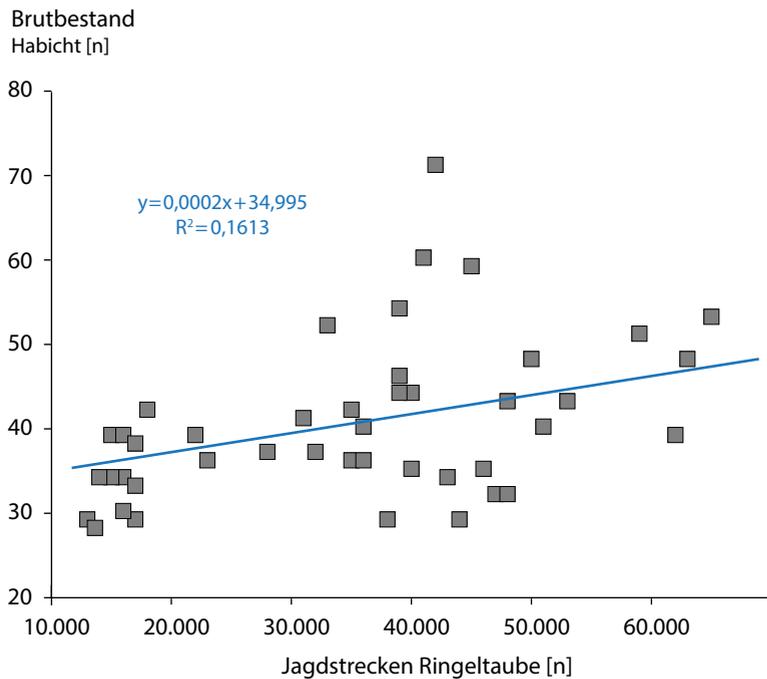


Abb. 62 : Entwicklung des Habichtbrutbestandes (Untersuchungsgebiet) und der Jagdstrecke von Ringeltauben in Schleswig-Holstein.

Fig. 62: Comparison of breeding pairs of Goshawks (only study area) and number of hunted Wood pigeons in Schleswig-Holstein.

Brutbestand
Habicht [n]

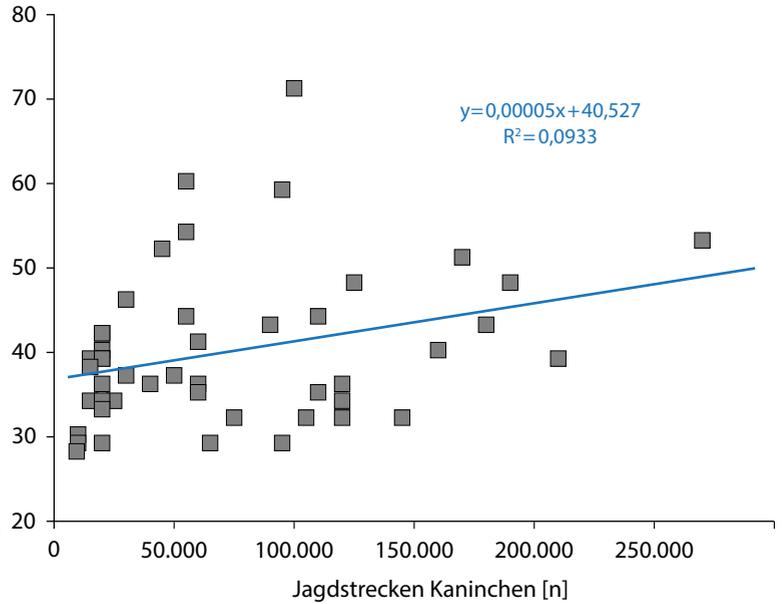


Abb. 63 : Entwicklung des Habichtbrutbestandes (Untersuchungsfläche) und der Jagdstrecke von Kaninchen in Schleswig-Holstein.

Fig. 63: Comparison of breeding pairs of Goshawks (only study area) and number of hunted Rabbits in Schleswig-Holstein.



Abb. 64: Einjähriges Habichtweibchen schlägt Ringeltaube. Foto: Alexander Detjen.

Fig. 64: One year old female Goshawk hunting a Wood Pigeon.

rung der Landschaft weitgehend aus dem Offenland verschwunden. Der Landschaftswandel, insbesondere durch die Landwirtschaft forciert, zeigt auch auf der Schleswiger Untersuchungsfläche gravierende, zumeist negative Veränderungen (s. auch Abb. 7, Tab. 1). Eine vorübergehende, kleinflächige Erholung der Landschaft zeigte sich durch die EU-Flächenstilllegung, die Landwirte zwischen 1988 und 2004 verpflichtete, 8 % ihrer Betriebsfläche stillzulegen. Die teilweise Verbesserung der Lebensbedingungen u. a. für die Feldmäuse führte zu einer ungewöhnlichen Zunahme der Winterbestände des Mäusebussards und anderer Mäusegreifer in der Eider-Treene-Sorgeniederung (LOOFT & KAISER 2003). Erst mit dem Auslaufen der EU-Verordnung erfolgte ein erneuter Bestandseinbruch beim Mäusebussard. Mit dem Ende der verordneten EU-Flächenstilllegung 2004 setzte sich der negative Trend zu Lasten der Landschaft fort, hier speziell auch zu Ungunsten der Nahrungsressource, so auch für den Brutbestand des Habichts (Kap. 4.3.1). Eine Erklärung für das langzeitige Stagnieren der Brutbestände des Habichts zwischen 1997 und 2014 (2017) drängt sich auch in Kombination des Brutbestandes mit der Nahrungsverknappung auf. Denn unter oben genanntem Vorbehalt scheint die Grafik den Rückgang der Hauptbeutetierarten in der Agrarlandschaft aufzuzeigen und damit auch die Verminderung wichtiger Beute für den Habicht.

4.6.2 Home-Range und Territorialität

Da es im Landesteil Schleswig nur 9 % Wald gibt, verteilen sich die Brutpaare auf die vielen verstreut liegenden Waldstücke. In einzelnen Jahren kam es zu einer kurzzeitigen Bestandsverdichtung mit mehreren Paaren in einem einzelnen Waldstück (Abb. 15, 16). In diesen Jahren war der Brutbestand insgesamt nicht angestiegen. Der Bruterfolg des Habichts ist von der Entfernung zum nächsten Brutplatz abhängig (Tab. 17). Habichte erzielen einen um 0,24 Junge/Nest höheren Gesamtbruterfolg, wenn die Nester mehr als einen Kilometer voneinander entfernt sind.

Diskussion

Vermutlich tritt bei zunehmender Siedlungsdichte eine innerartliche Dichteregulation ein. Durch kleiner gewordene Reviere treffen benachbarte Brutpaare häufiger aufeinander und verlieren bei territorialen Auseinandersetzungen Zeit für Nahrungssuche und Bewachung der Brut. Als Folge davon nehmen die Brutverluste zu. Doch allzu statisch sind diese Abgrenzungen nicht, denn die Toleranzschwelle während der Brutzeit und im Jahreszyklus beinhaltet wahrscheinlich große, individuelle Unterschiede, auch dann, wenn angestammte Paare ihr Revier ganzjährig halten (s. Kap. 4.5.4). Zum Zwecke der Revierabgrenzung führen Habichte während der Brutzeit signalwirksame Frühjahrsflüge in größerer Höhe durch. Dadurch werden territoriale Standvögel und auch potentielle Neuansiedler vertrieben, und es entstehen innerartliche Abstandsflächen, die Verteidigungsreviere (LINK 1986). Wie eine dem Menschen auffallende Abgrenzung der Reviere erfolgen kann, schildert uns FISCHER (1980). Über einem brütenden Habichtweibchen balzte das zugehörige Männchen mit „gleich zwei vollständigen Nachbarpaaren zu fünft wild um und über dem Horst“.

In Drenthe/Niederlande waren die Nestabstände zu den benachbarten Habichtbrutpaaren wesentlich geringer (BIJLSMA 1993) als auf der Schleswiger Probestfläche. Von den 200 Horsten der Region lagen 40 % nicht einmal 1 km weit voneinander entfernt. Im Mittel errechnete BIJLSMA eine Entfernung von 1.162 m (n = 191) zum Brutnachbarn. In Polen wurde auf einer 360 km² großen Fläche eine maximale Siedlungsdichte mit 10-14 Bp. auf 100 km² festgestellt (OLECH 1998). Etwa 50 % der Gelege enthielten nur zwei Eier. Dies kann als eine Form der Selbstregulation als Folge territorialer Auseinandersetzungen (und evtl. Nahrungskonkurrenz) der Paare gedeutet werden. Auf einer Teilfläche nahm dort der Gesamtbruterfolg von 2,4 (1956) auf 0,6 (1965) ab (PIELOWSKI 1968). In Westfalen bestand ein signifikant negativer Zusammenhang zwischen Bestandsdichte und Bruterfolg (KRÜGER & STEFENER 1996). Bei einer Be-

Tab. 17: Benachbartes Brüten von Habichten. Abhängigkeit der Jungenzahl vom innerartlichen Nestabstand.

Table 17: *Adjacent breeding of Goshawks. Dependence of offspring on intraspecific nesting distance.*

Entfernungen	- 0,5 km	- 1 km	-1,5 km	- 2 km	- 2,5 km	- 3 km	- 3, 5 km	alle
Bruterfolg/Bp.	2,14	2,16	2,42	2,36	2,34	2,28	2,53	2,52
Anzahl	7	37	78	49	67	14	32	284

standsdichte über 4 Bp./100 km² wurde eine Reproduktionsrate > 1,0 flügel Jungvögel pro Paar und Jahr nur selten erreicht. Ein geringer Abstand zum nächsten Habichtsthorst wurde auch auf dieser Fläche für einen geringeren Bruterfolg verantwortlich gemacht. Zu den Auswirkungen größerer Abstände unter den Brutnachbarn äußern sich auch RUTZ et al. (2003b). Bei geringer Brutpaardichte und damit größerem Abstand der Horste fanden die Autoren die höchste durchschnittliche Gelegenheitsgröße und damit die Voraussetzung für einen höheren Bruterfolg.

BEDNAREK (1975) schlußfolgert, dass intakte Habichtsbestände eine gleichmäßige Verteilung über die möglichen zu besiedelnden Bruthabitats zeigen. Dabei können die Nestabstände auch als Indikatoren für die Einschätzung der Höhe der Gesamtpopulation herangezogen werden.

4.6.3 Qualität der Habichtreviere auf der Untersuchungsfläche

Die Topographie, die Landnutzung und das Vorkommen bestimmter Habitatkomplexe wird auch für die großräumige Verbreitung des Habichts auf der Untersuchungsfläche eine wichtige Rolle spielen. Die Vielfalt, die durch die geologischen Landschaftsformationen vorgegeben ist und speziell die Qualitätsunterschiede zwischen den einzelnen Brutrevieren lassen unterschiedliche Nutzungshäufigkeiten und Bruterfolge erwarten (u. a. BRÜLL 1964, SERGIO & NEWTON 2003). Es stellt sich die Frage, ob die Brutreviere aufgrund biotischer oder abiotischer Faktoren unterschiedliche Qualitäten/Güteklassen aufweisen.

Das Untersuchungsgebiet Schleswig wurde zur Erforschung der Habitatqualität für den Zeitraum von 1968

Besetzungsgrad (1968 - 2014)

- 1 - 4
- 5 - 14
- ◐ 15 - 24
- 25 - 36

- Sander
- Altmoräne
- Flußmarsch
- Endmoräne
- Jungmoräne

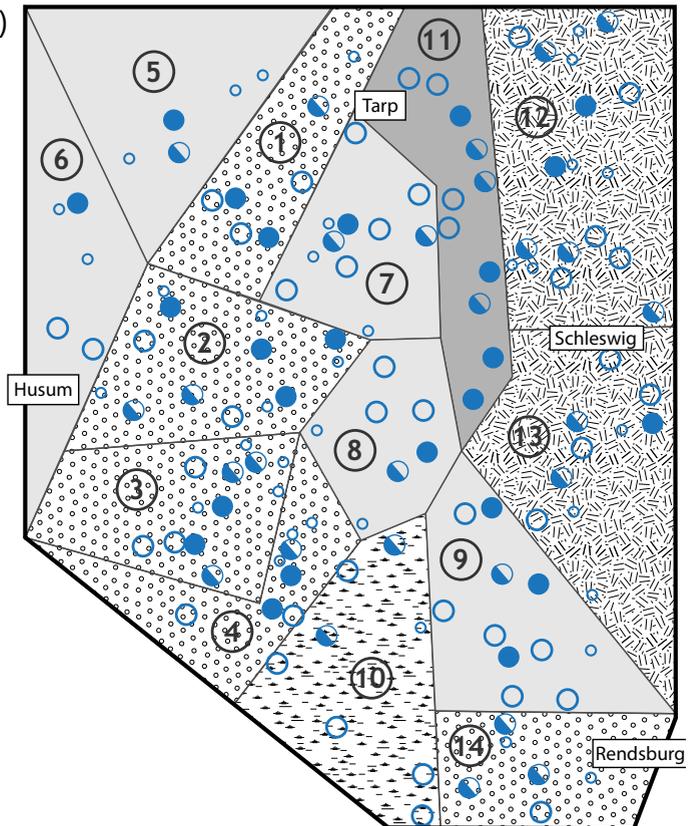


Abb. 65: Einteilung der Brutreviere auf der Untersuchungsfläche Schleswig (2000 km²) nach Landschaftsformen und Besetzungsgrad (in Jahren) der Brutreviere .

Fig. 65: Different landscapes (moraine, morainal plain, marsh) and number of broods in distinct nesting territories between 1968 and 2014.

bis 2014 in Teilflächen gegliedert und diesen Güteklassen zugeordnet. Dabei wurde die unterschiedliche Oberflächengestaltung durch Moräne, Geest und Flussmarsch als Anhaltspunkt für Teilbereiche zugrunde gelegt (Abb. 65). Da eine spezielle Habitatanalyse als qualifizierte Methode nicht vorgelegt werden kann, müssen indirekte Parameter herangezogen werden. Weil die Größe des Brutbestandes sicherlich von der Landschaftsausstattung und der Landnutzung beeinflusst wird und Teilbereiche unterschiedlich ausgestattet sind, wurde die Untersuchungsfläche entsprechend der vorgegebenen geografischen Gestaltung in 24 ausgewählte Landschaftsteile gegliedert. Um eine bessere Übersichtlichkeit und doch noch eine ausreichende große Zahlengrundlage zu erhalten, wurde aber nur mit 14 Unterteilungen der Untersuchungsfläche gearbeitet (Abb. 65). Niststandorte, die Art der Besetzung (begonnene oder erfolgreiche Brut) und die Zahl der ausgeflogenen Jungen wurden erfasst (Tab. 18). Aus der Häufigkeit, mit der die individuellen Brutplätze besetzt waren, ergibt sich dann die Nutzungsfrequenz (s. auch BUSCHE & KOSTRZEWA 2007).

Ergebnisse

Eine deutliche Bevorzugung einzelner Landschaftsteile, die sich in allen Parametern, namentlich häufigerer oder dichter Besiedlung, früherem Brutbeginn und höherer Nachkommenschaft ergeben könnte, war generell nicht gegeben (Abb. 66). Auch waren die sehr geringen Abweichungen über die Fläche gestreut und nicht räumlich konzentriert (s. Abb. 27, 65 und 66). Hinsichtlich des wichtigen Parameters „Teilbruterfolg“ weisen die fünf Naturräume in den Mittelwerten der 47 Kontrolljahre keine Unterschiede auf (Abb. 67).

Zusammengefasst kann als Einschätzung für die Nutzung der Landschaftsräume als Brutrevier für den Habicht festgehalten werden, dass die zugrunde gelegten brutbiologischen Parameter keine auffallenden Unterschiede erkennen ließen. Das gilt für alle 14 (24) Teilflächen der 2.000 km² großen Untersuchungsfläche.

Qualität der Naturräume

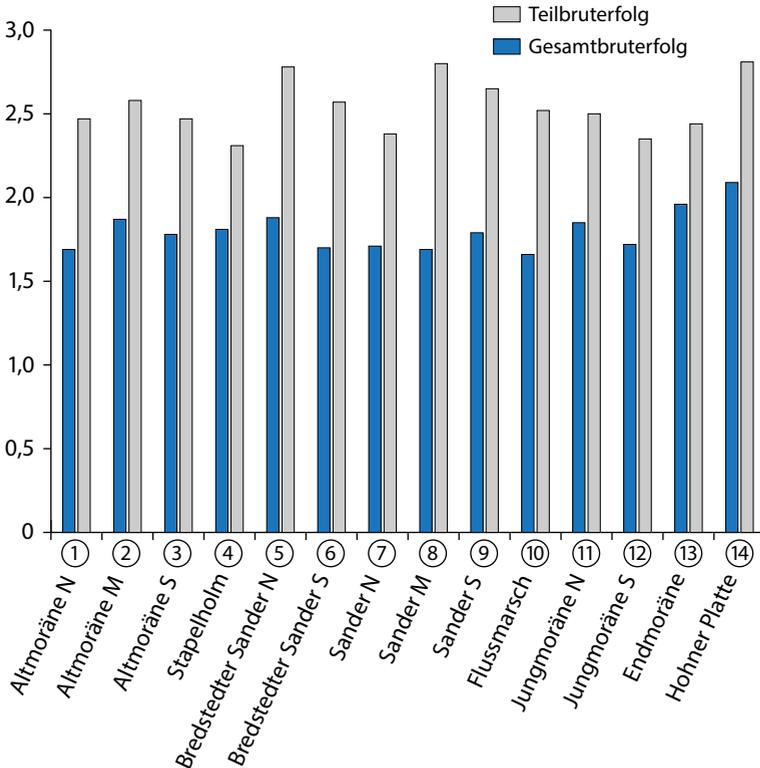


Abb. 66: Gesamt- und Teilbruterfolg auf 14 Teilflächen (Einteilung s. Abb. 65).

Fig. 66: Breeding success (grey bars: partial success; blue bars: total success) in 14 different landscapes within study area (compare Fig. 65).

Tab. 18: Brutbiologische Parameter in Landschaftsräumen. Brutbeginn = Durchschnittswert in Tagen berechnet ab 1. März
 Table 18: Breeding parameters of Goshawks in different landscapes.

Landschaftsraum	Nähere Bezeichnung	Anzahl Territorien	Mittlere Eizahl	Teilbruterfolg	Gesamtbruterfolg	Brutbeginn	Besetzungsgrad
		[N]	[Ø]	[Ø]	[Ø]	[Tage]	[%]
Altmoräne	Husumer Geest	36	3,6	2,5	1,8	42,8	14,9
Endmoräne	Fröruper Berge-Hüttener Berge	22	3,6	2,6	1,9	42,9	14,7
Flußmarsch	Eider-Treene-Sorgeniederung	10	3,8	2,7	1,7	41,2	8,7
Jungmoräne	Westangeln-Esprehm/Selk	16	3,6	2,5	1,8	43,4	14,4
Sandergeest	Bredstedt-Kropp/Lohe	48	3,6	2,6	1,8	43,1	11,1
Altmoräne	Stapelholm-Hohner Harde	13	3,6	2,5	1,9	43,5	14,9

Teilbruterfolg

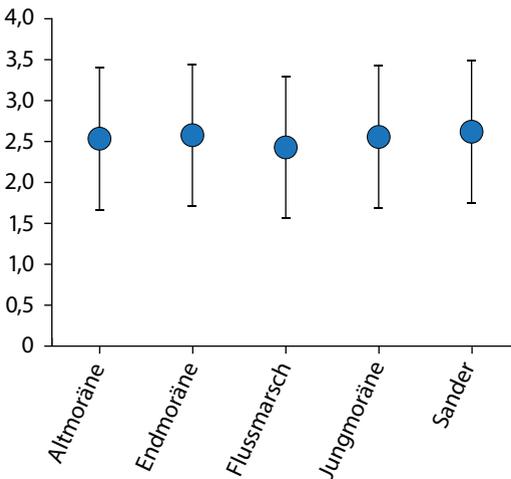


Abb. 67: Qualität der Brutreviere in den fünf Naturräumen der Untersuchungsfläche; dargestellt sind Mittelwerte des Teilbruterfolgs mit Standardabweichung.

Fig. 67: Quality of nesting territories in five landscapes shown as means of partial breeding success.

1. Die Fläche wurde während der 47 Kontrolljahre gleichmäßig in einem einheitlichen Raumnutzungsmuster besiedelt (Abb. 27, 65).
2. Es gab keine gravierenden Unterschiede zwischen bestimmten Landschaftsteilen hinsichtlich des Teilbruterfolgs auf der Altmoräne, Sandergeest, Flussniederung und End- und Jungmoräne (Abb. 67).
3. Die brutbiologischen Daten zu der Gelegegröße und den Nestjungen (Gesamt- und Teilbruterfolg)

unterschieden sich kaum, wie auch in der Abweichung vom langjährigen Mittel (Abb. 67).

Diskussion

Habitate unterschiedlicher Güte lassen eine entsprechend hohe bzw. niedrige Fortpflanzungsrate erwarten (NEWTON 1998), weil ein gutes Habichtrevier einen guten Bruterfolg fördert. Das sollte nun auf der Schleswiger Untersuchungsfläche überprüft werden. Aus populationsökologischer Sicht sollten die unterschiedlichen Landschaftstypen im Landesteil Schleswig für den Habicht ausreichend Möglichkeiten bieten, sich erfolgreich einzunischen und ein differenziertes Bild der Landschaftsnutzung durch den Habicht abzugeben. Bei der Betrachtung der optisch sehr unterschiedlichen Landschaftsteile und der intensiven (land-)wirtschaftlichen Nutzung fällt aber die weitgehend gleichmäßige Besiedlung mit vergleichbar ähnlichen Brutresultaten auf.

Auf der Grundlage der aufgezeigten, geringen Unterschiede zwischen den Gebieten, Jahren und Reproduktionswerten stellt sich die Frage nach den Gründen dieser Übereinstimmung. Dieses Phänomen kann m. E. nur durch ein das Anpassungsvermögen des Habichts an die jeweiligen Gegebenheiten der Standorte erklärt werden. Der Habicht als Generalist ist durch sein breites Beutespektrum und die gezielte Nutzung der vorhandenen Nahrungsressourcen in der Lage, auch jahreszeitliche Nahrungsverknappung zu kompensieren und dann auf andere Beutetiere auszuweichen. Aus diesen Gründen entsteht u. a. auch das gleichmäßige Verteilungsmuster der Brutpaare über die Fläche (Abb. 27, 65).

Erhebliche Auswirkungen unterschiedlicher Landschaften auf den Bruterfolg des Habichts konnten dagegen KOSTRZEWA et al. (2000) feststellen. Auf drei Probeflächen am Niederrhein (625 km²) wurden zwischen 1981 und 1998 entsprechend der unterschiedlichen Qualität der Flächen zwischen 1,5 und 2,4 Junge im Teilbruterfolg flügge. In Nordjütland/Dänemark dagegen wurde wie auf der Schleswiger Fläche nicht die unterschiedliche Landschaftsausstattung für den Bruterfolg auf den acht Teilflächen einer 2.417 km² großen Untersuchungsfläche als entscheidend angesehen (NIELSEN & DRACHMANN 1999). Im Wesentlichen wurde die hohe Beteiligung von einjährigen Weibchen mit geringerem Bruterfolg für die regionalen Unterschiede verantwortlich gemacht, die hauptsächlich durch eine erhöhte menschliche Verfolgung (37 % der Brutverluste) verursacht worden war.

Beim Mäusebussard stellten BUSCHE & KOSTRZEWA (2007) dagegen fest, dass sich generell ein unterschiedlicher Bruterfolg in den verschiedenen Landschaftsteilen Dithmarschens abzeichnete. Die Landschaftsteile Wälder und Knicks waren deutlich begünstigt gegenüber den Marsch- und Niederungsstandorten. Zudem waren häufig genutzte Brutplätze hoch signifikant produktiver als wenig genutzte, wie beim Habicht auf der Untersuchungsfläche (Abb. 35). Dieser Gegensatz mag überwiegend daraus resultieren, dass der Mäusebussard im Gegensatz zum Habicht nur begrenzt die breite Palette der Nahrungsressourcen nutzen kann und dementsprechend in Landschaftsräumen mit günstigem Feldmausvorkommen Vorteile hat.

Abschließend soll noch am Beispiel der Schleswiger Untersuchungsfläche die Einschätzung der Brutplatzqualität an besonderen Beispielen diskutiert werden. Denn wie ist Güte/Qualität eines Gebietes zu bewerten, in dem ein häufiger Wechsel der Brutvögel erfolgt und es dennoch zu regelmäßigen Besetzungen mit fehlendem Bruterfolg kommt? Diese als „suboptimal“ eingestuft Brutplätze befinden sich über die Fläche ziemlich gleichmäßig verteilt.

In diesen Revieren gibt es keinen oder nur geringen Bruterfolg. Sie sind aber über viele Jahre besetzt. Durch den hohem Besetzungsgrad sollten sie zu den optimalen Standorten gerechnet werden, obwohl sie ohne Bruterfolg bleiben. Sie sollten sogar höherrangig eingestuft werden als solche, in denen regelmäßig erfolgreiche Brutpaare traditionell über Jahre ihr Revier besetzt hal-

ten, weil hier eingespielte Paare mögliche negative Veränderungen besser kompensieren können. Wenn es also trotz der regelmäßigen Totalverluste – verbunden mit dem Verlust von Brutvögeln – zur Wiederbesiedlung eines Standortes kommt, muss davon ausgegangen werden, dass dieses Revier sehr günstige Nahrungs- und Nistbedingungen für den Habicht bereithält. Im Besonderen, wenn diese Reviere auch ohne Populationsdruck immer wieder zum Brüten genutzt werden. In diesen Fällen kann also nicht der Bruterfolg zum Maßstab für die Qualität genutzt werden wie oft beschrieben (z. B. NEWTON 1998). Aus letzterem ergibt sich, dass die Habitatqualität allein das Besiedlungsmuster und den Bruterfolg nicht erklärt.

4.7 Auswirkungen der Habichtfang-Aktion (1980-1993) auf die Habichtpopulation Schleswigs

Bisher sind bei Experimenten zur „Räuber-Beutebeziehung“ nur die Entwicklungen der Beutetierpopulationen nach Ausschaltung der Prädatoren näher untersucht worden (MARCSTRÖM et al. 1988, VALKAMA et al. 2005). Dagegen fehlen Untersuchungen zur Bestandsentwicklung der Prädatoren. Welche Auswirkungen würde eine gezielte Aktion zur Dezimierung des Prädators Habicht in einem Großversuch im mittleren Schleswig-Holstein auf die Habichtpopulation haben? Diese Entwicklung konnte für den südöstlichen Teil der Untersuchungsfläche während einer großangelegten, konzertierten Habichtfangaktion der Jägerschaft aufgezeigt werden.

Die oberste Jagdbehörde im Ministerium hatte nach dem Kältewinter 1978/79 und den Klagen der Jäger über große Niederwildverluste eine Verordnung wegen der „Störung des biologischen Gleichgewichts“ (§ 22 Bundesjagdgesetz) erlassen, wonach auch Habichte gefangen werden konnten (s. auch Kap. 4.8). Daraufhin wurden durch den „Birkwild-Hegering“ auf einer Fläche von etwa 400 km² in 28 Jagdbezirken Habichtskörbe aufgestellt (Abb. 68). Von 1980 bis zum Auslaufen der Verordnung 1993 wurden in der Untersuchungsfläche und südlich angrenzend 639 Habichte gefangen (s. auch Kap. 4.5).

Der Altvogelanteil der Fänglinge (älter als ein Jahr), der erst für die Jahre 1985 bis 1993 notiert worden war und die offiziell nicht getötet werden sollten, lag bei 22,2 %. Insgesamt fielen der Fangaktion in ganz Schleswig-Holstein 844 Habichte zum Opfer (Oberste Jagdbehörde des MELF).

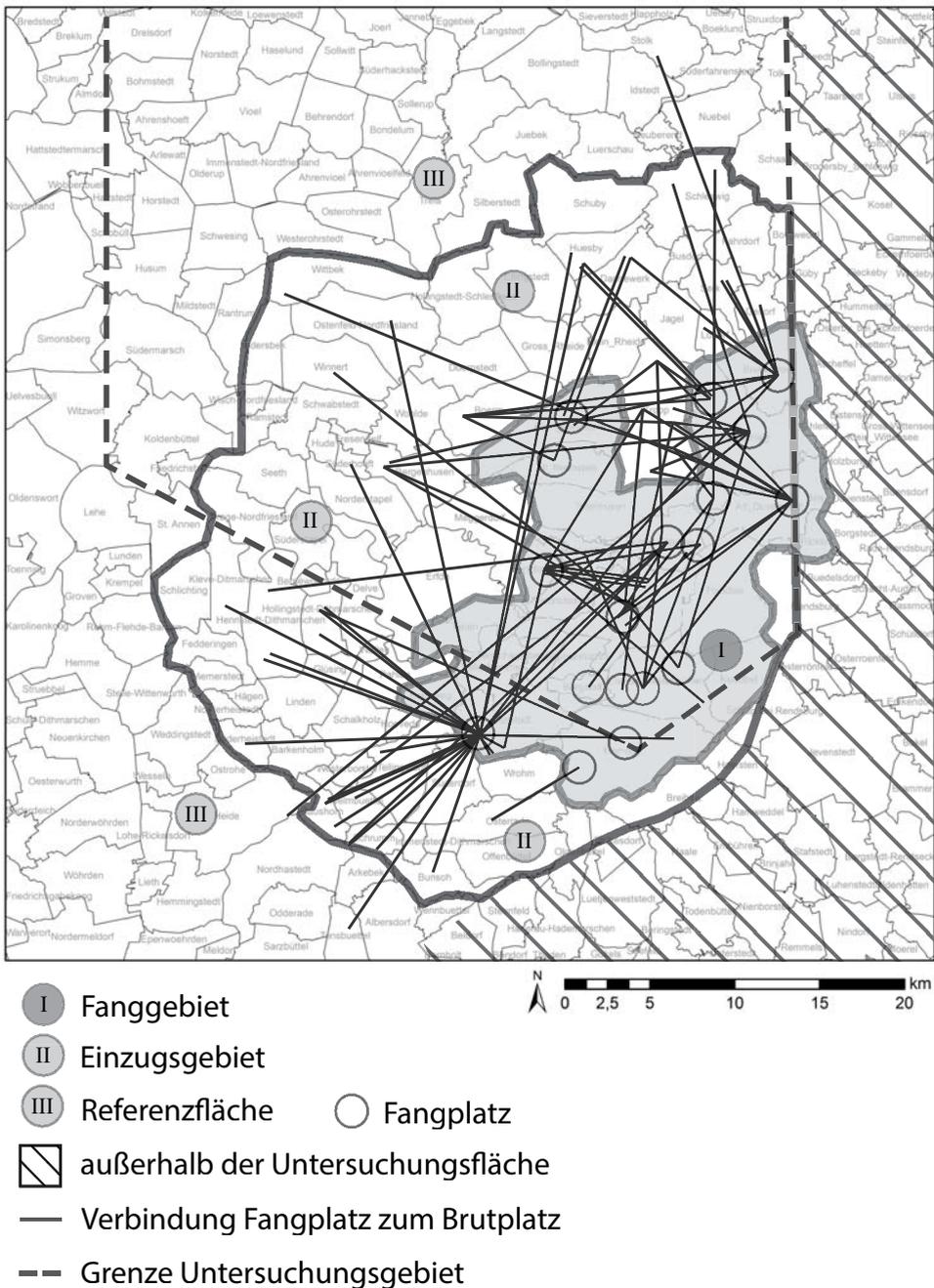


Abb. 68: Ergebnisse der Habichtfangaktion durch die Jägerschaft 1980 bis 1993 im Südteil des Untersuchungsgebietes. Bedeutung der Ziffern: I – Fanggebiet, II – Einzugsbereich, III – Referenzfläche; schraffierter Bereich: Außerhalb der Untersuchungs- und Beringungsfläche. Linien: Verbindung vom Geburtsort beringter Fänglinge zum Fallenort.

Fig. 68: Results of Goshawk trapping by hunters during 1980 and 1993 in the southern part of study area. I = trapping area; II = catchment area; III = reference area; shaded area = outside of study area. Lines are connecting banding area and trapping site.

Ergebnisse

Um den Einzugsbereich der Habichte in das Fanggebiet zu ermitteln, wurden die Ringrückmeldungen der gefangenen und beringten Vögel nach Herkunftsort und zurückgelegter Entfernung ausgewertet (Abb. 68). Die 93 Fänglinge waren im Mittel 9,7 km vom Geburtsort aus ins Fanggebiet geflogen. Nur 5 Habichte hatten Entfernungen um 30 km zurückgelegt. Über den Status der Fänglinge (Brutvogel oder Nichtbrüter) ist nichts bekannt.

Der Brutbestand des Habichts auf der Untersuchungsfläche zeigte während und nach der Fangzeit insgesamt keine Einbrüche (Abb. 26). Zwar sank der Bestand in den Anfangsjahren der Fangaktion (1981-89) deutlich ab, stieg dann aber in den vier Folgejahren bis 1993 steil an. Obwohl im letzten Jahr der legalen Habichtverfolgung 1993 noch 96 Habichte gefangen und getötet bzw. an deutsche Falkner verschickt worden waren, wurde in diesem Jahr die maximale Anzahl an Brutpaaren auf der Untersuchungsfläche festgestellt. Mit 75 Brutpaaren brüteten sogar 70 % mehr Habichte als im langjährigen Mittel.

In der Fangperiode 1980-1993 reagierte der Habichtbestand auf der Fangfläche (Zone 1, Abb. 68) mit einer leicht erhöhten Jungenproduktion gegenüber der Referenzfläche: 20 % beim Gesamtbruterfolg, 28 % beim Teilbruterfolg (Tab. 19). Noch im Einzugsgebiet (Zone 2) wurde eine leicht erhöhte Anzahl von nestjungen Habichten festgestellt, während im Referenzgebiet (Zone 3) die langfristig ermittelten Werte (Teil- und Gesamtbruterfolg 1968-2014) von 1,8 bzw. 2,5 Nj./Bp. gleich hoch

blieben. Die etwas erhöhte Jungenzahl in der Fangfläche mag auf eine geringere Brutpaarzahl in den ersten zehn Jahren der Fangaktion zurückzuführen sein, denn bei geringerer Siedlungsdichte kann sich der Bruterfolg erhöhen (4.6.2). Im Zeitraum von jeweils 3 Jahren vor und nach der Fangaktion zeigten sich keine veränderten Jungenzahlen gegenüber dem langjährigen Mittel (Tab. 19). Die Altersklassenverteilung der Brutvögel (Weibchen) unterschied sich während und außerhalb der Fangzeit kaum (Tab. 20). Während der Fangzeit waren 29 % der Weibchen (n = 164) auf der Untersuchungsfläche ein- und zweijährig, vor und nach der Fangzeit 26,5 % (n = 338). Dagegen war der Anteil der jüngeren Brutvogelweibchen innerhalb der Fangzone (400 km²) mit 31 %

Tab. 20: Altersverteilung der Brutvögel (W) während und nach der Fangaktion (1980-1993).

Table 20: Age classes of breeding females past and during trapping season (1980-1993).

	Altersklassen der Brutvogelweibchen			
	1	2	3+	Summe
Während der Fangaktion (1980-1993)	77	87	402	566
Anteil	13,60%	15,40%	71%	
Außerhalb der Fangzeit (1968-79 + 1994-2014)	141	197	938	1.276
Anteil	11,1,%	15,40%	73,50%	

Tabelle 19: Auswirkungen der Habicht-Fangaktion auf Brutbestand und Reproduktion.

Table 19: Impact of trapping on population and reproduction of Goshawks.

Zeitraum		Fanggebiet (Zone 1)	Einzugsgebiet (Zone 2)	Referenzgebiet (Zone 3)	Gesamtfläche (1968-2014)
vorher	Gesamt-Reproduktion	1,8	1,7	1,8	
	Teil-Reproduktion	2,3	2,5	2,5	
	n	8	64	55	
Fangzeit	Gesamt-Reproduktion	2,3	2,1	1,8	1,8
	Teil-Reproduktion	3	2,7	2,5	2,5
	n	66	292	294	2.058
nachher	Gesamt-Reproduktion	1,8	1,4	1,6	
	Teil-Reproduktion	2,5	2,4	2,3	
	n	15	61	92	

leicht erhöht gegenüber den Werten in der Einzugs- und Referenzfläche (Tab. 20).

Diskussion

Wie lässt sich die offensichtlich unveränderte Entwicklung des Brutbestandes nach diesem massiven Eingriff in die Habichtpopulation der Untersuchungsfläche Schleswig erklären? Entgegen den Erwartungen müssen Kräfte innerhalb der Population wirksam gewesen sein, die bestandsstützend gewirkt haben. Da Habichte der Brutpopulationen ihr Revier lebenslang halten, was durch die Auswertung der Mauserfedern belegt ist, kommt eine Umsiedlung von Brutvögeln in die durch Wegfang frei gewordenen Reviere nicht in Betracht (s. Kap. 4.5.4). Zudem scheint eine Zuwanderung von Neubrüttern aus einem größeren Einzugsbereich zur Stärkung von Siedlungsgebieten mit geschwächten Populationen nur begrenzt wirksam gewesen zu sein, da auf der Schleswiger Fläche nur eine geringe Lebenswanderung (im Mittel 17,2 km) erfolgt (s. auch Abb. 68). Zur Bestandsergänzung kann somit nur eine Ansiedlung von Neubrüttern aus Gebieten nahe dem Fanggebiet stattgefunden haben, also einer Bewegung im Nahbereich aus Gebieten mit höherer Siedlungsdichte ins Fanggebiet.

Die Frage nach dem unerwarteten Höchststand der Brutpopulation zum Abschluss der Fangaktion 1993 lässt sich nach den hohen Verlusten des Gesamtbestandes nur unvollständig erklären. Vielleicht war die über-

ragende Rekrutierung von Nichtbrütern 1993 durch ungewöhnlich positive Umweltbedingungen begünstigt worden. Denn viele andere Prädatoren fanden auf der Schleswiger Fläche in diesem Jahr während einer Feldmaus-Gradation besonders gute Nahrungsbedingungen vor und brüteten zahlreich (s. auch Kap. 4.3.1). So kann vermutet werden, dass die Populationsreserve des Habichts in diesem Zeitabschnitt (1991-1993) in größerem Maße als sonst ausgeschöpft worden ist.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Bestandsergänzung während und nach der Fangaktion durch eine hohe Anzahl von Erstbrütern nur auf eine „Bevorratung“ und Verschiebung der Brutreserve im Nahbereich der Fangfläche zurückzuführen sein wird.

4.8 Verfolgung und Schutzmaßnahmen

Mit der Landesverordnung vom 19.10.1970 erfolgte der ganzjährige Schutz für alle Greifvögel in Schleswig-Holstein; Ausnahmen „in besonders gelagerten Fällen“ konnten auf Antrag durch den zuständigen Minister genehmigt werden (LOOFT & BUSCHE 1981). Zahlreiche illegale Eingriffe in den Greifvogelbestand waren aber noch in den 1970er Jahren zu verzeichnen (s. Abb. 69, 70). Nach dem Kältewinter 1978/79 konnten Habichte mit der Verordnung vom 2.6.1980 vom 1. August bis zum 28. Februar gefangen und dann getötet werden (s. Kap. 4.7). Durch diese spezielle Habichtverfolgung wurden laut amtlicher Statistik (mindestens) 639 Habichte in „Birkwildrevieren“

Abb. 69: Jäger, Polizisten und Naturschützer diskutieren unter einem beschossenen Habichtnest. Eldsdorf 1974. Foto: Ulf BEICHLE.

Fig. 69: Hunters, conservationists and policemen are debating next to one Goshawk nest which seems to be destroyed by shot. Eldsdorf 1974.





Abb. 70: Jäger und Naturschützer diskutieren mit Polizisten unter einem beschossenen Habichtnest. Mit einem Diabild wird der Nestbeschuss veranschaulicht. Links Uwe Robitzky, rechts: Verfasser, Königsmoor 1974 Foto: Ulf Beichle.

Fig. 70: Hunters, conservationists and policemen are debating next to a Goshawk nest. A slide is documenting the situation; Uwe Robitzky on the left and the author on the right. Königsmoor 1974.

gefangen und größtenteils getötet (BERNDT & BUSCHE 1993). Die Verordnung war von 1980 bis 1993 gültig und ist erst am 8.8.1994 offiziell außer Kraft gesetzt worden. Doch auch heute noch ist die Verfolgung von Habichten ein Thema. So wurden noch 2014 in und am Rande der Untersuchungsfläche „Schleswig“ vier intakte, z. T. fän-gisch gestellte Habichtkörbe gefunden.

Insgesamt mag sich die Bekämpfung von Greifvögeln stark verringert haben, was nicht zuletzt der Aufmerksamkeit der Öffentlichkeit, den Darstellungen in den Medien und wohl auch einigen verständnisvollen Jägern und Tauben-züchtern zu verdanken ist. Dagegen ging von der medien-wirksamen Darstellung einer „Kieler Erklärung“ (2008) zur Ächtung der Greifvogelverfolgung, die vom Umwelt-ministerium, dem Landesjagdverband und der Ornitho-logischen Arbeitsgemeinschaft 2008 unterzeichnet worden war (Anhang 4), noch nicht die erhoffte Wirkung aus.

Neben dem unmittelbaren Eingriff in den Habichtsbe-stand durch Bejagung oder den Einsatz von Pestiziden ist die schleichende Veränderung und ökologische Ent-wertung unserer Landschaft und damit der Verlust der Beutetierbestände als höchstes, aktuelles Gefährdungs-potential einzuschätzen (s. Kap. 4.6.1). Insbesondere die

heutige industriell betriebene Landwirtschaft trägt maßgeblich zum Verschwinden oder zur Bestandsein-buße vieler Tierarten des Offenlandes bei und damit auch zur Verringerung des Beutespektrums für den Habicht und damit seines Brutbestandes. Eine Abhilfe durch Ap-pelle und allgemeine Ankündigungen zur Änderung des konservativen Landbaus helfen nicht weiter. Der negativen Entwicklung der Landschaft und ihrer Tierwelt kann nur mit einer konsequenten Agrarwende begegnet werden. Und das muss die Aufgabe einer zukunftsorientierten Landes-, Bundes- und Europapolitik sein.

5. Danksagung

Mein Dank gilt den zahlreichen Greifvogelfreunden (128), die mich in den vielen Jahren auf den Fahrten und bei den Waldbegehungen begleitet haben. Stellvertretend für die vielen begeisterten Mitfahrer möchte ich Jörg REIMERS für seine unermüdliche Mitarbeit über die vie-len Jahre hinweg hervorheben.

Mein besonderer Dank gilt auch den Freunden, die mir über Jahrzehnte speziell bei der Horstsuche und dem Er-klettern der Horstbäume zum Zwecke der Gelegekon-trolle und der Beringung behilflich waren:

Gerd BIESTERFELD (1968 bis 1985) und teilweise noch heute; Thomas GRÜNKORN (1986 bis heute) und Malte SCHLÜTER, der mir ab 2010 bei der Beringung geholfen hat.

Zudem haben mir Udo HARRIEHAUSEN, Hans-Hermann HEIN, Peter KOCH und Harald SIMMEN regional wertvolle Zuarbeit geleistet.

Für die mir zur Verfügung gestellten Luftfotos danke ich herzlich Thorsten ROOS, Heiko GRELL, Axel OSTERMANN und Friedrich BLÖDOW.

Bei der Erstellung der meisten Grafiken halfen mir Joachim KAISER, Hans-Jakob LOOFT, Birger REIBISCH, Kai ABT und Stefan WOLFF, der mit viel Einsatz auch die Gestaltung von Satz und Layout übernahm. Zusammen mit Birger REIBISCH und Joachim KAISER bildete sich ein für mich inspirierendes Team heraus, das sich immerzu begeistert zu neuen Ideen und Umsetzungen auf-

schwang. Auch Kai ABT und Markus RISCH haben entscheidende Impulse gesetzt, die für den Fortgang der Arbeit förderlich waren.

Thomas GRÜNKORN koordinierte die gesamte grafische Gestaltung. Im redaktionellen Teil lieferten Rainer MAIER und Volker SALEWSKI wertvolle Beiträge. Jan VON RÖNN erarbeitete die umfangreichen Basisdaten zum Kapitel „Qualität der Habichtsreviere“.

Für die umsichtige Redigierung des Manuskripts und wertvolle Hinweise und Anregungen danke ich Wolfgang SCHARENBERG und Barbara GANTER, die mich ehrlich, klug und mit dem treffsicheren Gespür für Verbesserungen beraten haben. Barbara GANTER und Jutta LEYERER übernahmen dankenswerterweise die Übersetzung der englischen Zusammenfassung.

Fridtjof ZIESEMER schließlich unterstützte und motivierte mich in vielfältiger Weise, insbesondere bei der Literatursuche und der ersten Durchsicht des Manuskripts und der fordernden, aber auch anspruchsvollen Endkorrektur.

6. Summary: Goshawk years: A long-term study of Goshawk *Accipiter gentilis* breeding biology

This study was aimed at gaining insights into the population ecology and life-history strategy of the Goshawk *Accipiter gentilis*, mainly through large-scale investigations of the breeding biology of a Goshawk population in Schleswig-Holstein.

During a long-term study from 1968 to 2014, the population of breeding Goshawks was investigated in a 2000 km² study area in Schleswig (the northern part of Schleswig-Holstein). This landscape with only 9 % of forested area harboured 32 to 75 breeding pairs of Goshawks (mean: 44 pairs, i.e. 2.2 pairs per 100 km²). The population development can be divided into four time periods, two with high and two with low population levels. Fairly stable numbers of on average 47 breeding pairs during the first decade were followed by nine years on a lower level of about 37 pairs. During the third period breeding numbers increased over only four years to an all-time high of 75 pairs, before decreasing again over the next four years to a stable, but lower level of around 39 breeding pairs. In spite of the pronounced fluctuations the population appears to be stable in the long term.



Abb. 71: Begegnung - Ein altes Eichhörnchen (Pinelohren) testet eine Annäherung an ein einjähriges Habichtweibchen.

Fig. 71: Meeting - old Eurasian red squirrel tries an approach to an one year old goshawk female.

Goshawks used to settle mainly in larger forests of at least 50 ha. This changed around the year 2000, and since then, even very small woods with a size of less than 2 ha have increasingly been used. Conifers are preferred over deciduous trees as nesting trees. I discuss why larch *Larix decidua* trees are especially suitable as nesting trees for Goshawks. Goshawk nests are nowadays situated on average 4 m higher in the trees than in the 1970s. The presumed reason is a stronger preference for larches which were planted after 1945 and are now tall enough to serve as nest sites for the Goshawk.

Over the decades the breeding pairs were spread out evenly over the study area, which is likely an outcome of the territoriality of the pairs. Neighbouring pairs that breed at a distance of less than 1 km have a lower breeding success. Egg laying starts on average on April 12 (range: March 23 to May 8). The timing of laying is determined both by the age of the nesting birds and by mean March temperature. In spite of climate change, mean breeding dates have not systematically changed over time.

The assessment of reproductive parameters yielded the following results: 3.58 eggs/clutch; 2.6 fledged juveniles/successful pair; overall breeding success 1.9 fledged juveniles/pair. 28.5 % of a total of 2,058 breeding pairs did not breed successfully.

Unhatched eggs were the main reason (70 %) for partial losses in otherwise successful clutches. We collected 401 unhatched eggs over a period of 47 years when ringing hatched juveniles in the nests. The share of unhatched eggs has decreased strongly during the study period. The reason probably lies in the reduced pollution of Goshawks with environmental toxins: laboratory analyses have confirmed a decrease of organochlorines in unhatched eggs.

To gain insights into population dynamics, the age of breeding birds was determined by moulted feathers, using a reliable method explained in chapter 4.5.4. Three age groups can be differentiated. Older Goshawks start breeding earlier in the season than one- and two-year old birds. In periods of a small population size the proportion of one- and two-year old breeding females was larger. In general, within the group of one-year old females a proportion of 24 % is breeding, while in the group of two-year old the proportion of breeding females is at 48 %. By the age of seven 95 % of the females breed. During the study period, 41 % of all chicks were

raised by 10 % of the breeding females (individually identified by their moulted feathers, $n = 74$), and 80 % of all chicks were raised by 30 % of breeding females. 27 % of the females never bred successfully during their lifetime.

Further mechanisms of intraspecific population regulations are discussed. In times of a very small population size, more one- and two-year old females breed, whereas when the proportion of old (three years and older) females is high the younger birds stay in the pool of non-breeders. The mean proportion of non-breeding females was calculated at 40 %.

An entire chapter is devoted to the uneven sex ratio in Goshawk nestlings, which is biased towards males. In the study area the proportion of male nestlings was 55.6 %. The main reason for this bias seems to be the timing of egg deposition rather than a higher mortality of female embryos or nestlings. Broods with an early laying date still have an even nestling sex ratio. The proportion of males increases only in later broods.

Movements of Goshawks were estimated using ringed birds. 62 % of dead recoveries of birds ringed as nestlings occurred during their first year of life. After six years only 4 % of ringed Goshawks were still alive. Goshawks did not disperse far from their natal nest: the mean dispersal distance as measured by dead recoveries was 17 km ($n = 242$), and the mean distance to the breeding site also was 17 km ($n = 33$). Goshawks were very site faithful to their breeding site: only 2.4 % of individually identified females changed their breeding territory ($n = 41$).

From 1980 to 1993, 639 Goshawks were legally trapped and killed or otherwise removed from the population by hunters in the southern part of the study area. Nevertheless, the breeding population remained stable during those years which could be explained by an increased recruitment of non-breeders into the breeding population. The production of young slightly increased in the area and its surroundings where birds were removed but remained the same in a control area.

The dynamics of the Goshawk population shows parallels with Rabbits *Oryctolagus cuniculus* and Wood Pigeons *Columba palumbus*, suggesting that they depend on these larger prey species. The quality of Goshawk breeding territories was investigated in 24 sub-areas of the 2000 km² study area. The degree of occupation by Gos-

hawks and their breeding success varied only slightly among the different landscape types. It can thus be concluded that the Goshawk can successfully adapt to regional conditions during the breeding season.

The enormous scale at which our landscape deteriorate, such as the decline of prey animals due to industrialized farming practises, is visible to everyone, even though we have no direct proof or long-term data sets to support this observation. In the long run, the Goshawk will be among those species highly affected by these changes. Concerning the complex topic of landscape deterioration, political action is urgently called for to alter the framework of agricultural practises and change things for the better in conservation terms.

In spite of now being protected year-round, Goshawks are still persecuted illegally. Even the “Kiel Declaration” (2008) to condemn illegal persecution of raptors, signed by the ministry and by representatives of hunters and ornithologists, has so far failed to lead to the required protection.

/. Literatur

- ABT, K. 2007. Wie man reproduktive Seneszenz bei weiblichen Habichten (*Accipiter gentilis*) in Schleswig-Holstein (nicht) nachweisen kann – Kommentar zu Risch, Looft & Ziesemer (2004). *Corax* 20: 277-279.
- AG GREIFVÖGEL NRW 2002. Ergebnisse einer 30 jährigen Erfassung der Bestandsentwicklung und des Bruterfolgs beim Habicht (*Accipiter gentilis*) in Nordrhein-Westfalen von 1972-2001 (Fortschreibung 1986-2001). *Charadrius* 38: 139-154.
- ALTENKAMP, R. 2002. Bestandsentwicklung, Reproduktion und Brutbiologie einer urbanen Population des Habichts *Accipiter gentilis* (Linné 1758). Diplomarbeit, Freie Univ. Berlin.
- BEDNAREK, W. 1975. Vergleichende Untersuchungen zur Populationsökologie des Habichts (*Accipiter gentilis*): Habitatbesetzung und Bestandsregulation. *Deutscher Falkenorden* 1975: 47-52.
- BERNDT, R. K. & G. BUSCHE 1991. Ornithologischer Jahresbericht für Schleswig-Holstein 1991. *Corax* 15: 129.
- BERNDT, R. K. 2007. Die Brutvögel Schleswig-Holsteins 1800-2000. Entwicklung, Bilanz und Perspektive. *Corax* 20: 325-387.
- BEZZEL, E., R. RUST & W. KECELE 1997. Revierbesetzung, Reproduktion und menschliche Verfolgung des Habichts *Accipiter gentilis*. *J. Orn.* 138: 413-441.
- BIJLSMA, R. G. 1993. Ecologische Atlas van de Nederlandse Roofvogels. Haarlem, The Netherlands, Schuyt & Co.
- BIJLSMA, R. G. 2011. Trends en broedresultaten van roofvogels in Nederland in 2010. *De Takkeling* 19: 23-27.
- BIJLSMA, R. 2014. Trends en broedresultaten van roofvogels in Nederland in 2013. *De Takkeling* 22: 4-54.
- BIJLSMA, R. 2014. Ornithology from the tree tops. *Ardea* 102 (1): 3-4.
- BRECKWOLDT, A. 2004. Brutzeitnahrung des Habichts (*Accipiter gentilis*) vergleichend in ruralem und urbanem Lebensraum. Diplomarbeit, Hamburg.
- BREHM, K. 1974. Zur Entstehung der „totalen Kulturlandschaft“ in Schleswig-Holstein. In: SCHMIDT, G. A. J. & K. BREHM 1974. Vogelleben zwischen Nord- und Ostsee. Wachholtz, Neumünster.
- BRÜLL, H. 1938. Das Leben deutscher Greifvögel. Die Umwelt der Raubvögel unter besonderer Berücksichtigung des Habichts, Bussards und Wanderfalken. Diss. Univ. Kiel.
- BRÜLL, H. 1964. Das Leben deutscher Greifvögel. Fischer, Stuttgart.
- BUSCHE, G. & V. LOOFT 2003. Zur Lage der Greifvögel im Westen Schleswig-Holsteins im Zeitraum 1980-2000. *Vogelwelt* 124: 63-81.
- BUSCHE, G., H-J. RADDATZ & A. KOSTRZEWA 2004. Nistplatz-Konkurrenz und Prädation zwischen Uhu (*Bubo bubo*) und Habicht (*Accipiter gentilis*): erste Ergebnisse aus Norddeutschland. *Vogelwarte* 42: 169-177.
- BUSSE, P. 1980. Breeding bird censuses contra counts of migrationbirds – is it a real contradiction? In: OELKE, H. (ed.) Vogelerfassung und Naturschutz. Dachverb. Deutsch. Avifaunisten (DDA), Göttingen, Lengede: 55-65.
- CONRAD, B. 1977. Die Giftbelastung der Vogelwelt Deutschlands. Kilda, Greven.
- CONRAD, B. 1981. Schadstoffbelastung Schleswig-holsteinischer Greifvögel. In: LOOFT, V. & G. BUSCHE: *Vogelwelt Schleswig-Holsteins*. Bd. 2: Greifvögel. Wachholtz, Neumünster.
- COULSON, J. C. 1966. The influence of the pair-bond and age on the breeding biology of the Kittiwake Gull *Rissa tridactyla*. *J. Anim. Ecol.* 35, 269-279.
- DETRICH, P. & B. WOODBRIDGE 1994. Population Ecology. In: BLOCK, W. M., M. L. MORRISON & M. H. REISER. *The Northern Goshawk: Ecology and Management*. Studies in Avian Biology 16.
- DIETRICH, J. 1982. Zur Ökologie des Habichts – *Accipiter gentilis* – im Stadtverband Saarbrücken. Diplomarbeit, Uni. Saarland.
- DZIEWIATY, K. & M. FLADE 2014. Die Verluste an Biodiversität in der Gegenwart durch die Veränderung und Intensivierung der Landnutzung am Beispiel der Vögel. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern* 57: 3-10.
- ELTON, C. & M. NICHOLSON 1942. The ten-year cycle in numbers of the lynx in Canada. *J. Anim. Ecol.* 11: 215-244.
- FISCHER, W. 1980. Die Habichte – *Accipiter*. Die Neue Brehm Bücherei. Ziemsen Verlag, Wittenberg.
- FORSTSTATISTIK DER FORSTÄMTER SCHLESWIG-HOLSTEINS 2004/2008. Altersklassenübersicht nach Baumgruppenarten. Interner Bericht

- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., K. M. BAUER & E. BEZZEL 1971. Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 4. Akademische Verlagsgesellschaft. Frankfurt/M.
- GRÜNHAGEN, H. 1983. Regionale Unterschiede im Alter brütender Habichtweibchen (*Accipiter gentilis*). Vogelwelt 104: 208-214.
- GRÜNKORN, T. & S. EGGERS 1993. Brutbestand und Nichtbrüterverbände des Kollkraben (*Corvus corax* L.) in Schleswig-Holstein 1993. Unveröff. Bericht im Auftrag des MELF, 32 S.
- GRÜNKORN, T. 1999. Brutbestand und Nichtbrüterbestände des Kollkraben (*Corvus corax* L.) in Schleswig-Holstein 1999. Unveröff. Bericht im Auftrag des MELF, 26 S.
- GRÜNKORN, T. 2000. Untersuchungen zum Einfluss des Uhus (*Bubo bubo*) auf Verbreitung und Bruterfolg einiger Großvogelarten im Wald. Landesverband Eulenschutz.
- GRÜNKORN, T. & V. LOOFT 2000. Vergleich von Brutbestand und Bruterfolg des Mäusebussards *Buteo buteo* 1998 auf einer 1.000 km² großen Probefläche um Schleswig mit einer Untersuchung zwischen 1967 und 1976. In: STUBBE, M. & A. STUBBE (Hrsg.): Populationsökologie von Greifvogel- und Eulenarten 4: 167-177. Halle/Saale.
- GRÜNKORN, T. 2002. Untersuchungen zur Populationsökologie des Mäusebussards (*Buteo buteo*) in Schleswig – Holstein. Endbericht über den Untersuchungszeitraum 1998 bis 2002. Unveröff. Bericht im Auftrag des MUNF. 37 S.
- GRÜNKORN, T. & V. LOOFT 2003. Zwei Bodenbruten des Mäusebussards *Buteo buteo* bei Schleswig/Schleswig-Holstein. Tagungsband Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 5.
- HASE, W. 1997. Wald- und Forstchronologie Schleswig-Holsteins seit der Nachkriegszeit. Struve's Buchdruckerei, Eutin.
- HEYDEMANN, B. 1997. Neuer Biologischer Atlas. Ökologie für Schleswig-Holstein und Hamburg. Wachholz, Neumünster.
- HERFINDAL, I., M. V. D. POL, J. T. NIELSEN, B.-E. SAETHER & A. P. MOELLER 2015. Climatic conditions cause complex patterns of covariation between demographic traits in a long-lived raptor. J. Anim. Ecol. 84: 702-711.
- HÖGLUND, N. 1964a. Der Habicht *Accipiter gentilis* Linné in Fennoskandia. Viltrevy 2: 195-270.
- HÖGLUND, N. 1964b. Über die Ernährung des Habichts (*Accipiter gentilis* Lin.) in Schweden. Viltrevy 2: 271-328.
- HÖTKER, H., P. BERNARDY, D. CIMIOTTI, K. DZIEWIATY, R. JOEST & L. RASRAN 2009. Maisanbau für Biogasanlagen – CO₂ - Bilanz und Wirkung auf die Vogelwelt. Ber. Vogelschutz 46: 83-101.
- HOHMANN, U. 1992. Untersuchungen zur raumzeitlichen Habitatnutzung des Mäusebussards (*Buteo buteo* L., 1758) in der Eider-Treene-Sorge-Niederung. Diplomarbeit, Uni Kiel.
- HOLSTEIN, V. 1942. Duehögen *Astur gentilis dubius* (Sparrman). Hirschsprung. Kopenhagen.
- HOY, S. R., R. E. BALL, X. LAMBIN, D. P. WHITFIELD & M. MARQUISS 2016. Genetic markers validate using the natural phenotypic characteristics of shed feathers to identify individual northern goshawk *Accipiter gentilis*. J. of Avian Biology 47: 443-447.
- HUHTALA, K. & S. SULKAVA 1981. Environmental influences on goshawk breeding in Finland. In: KENWARD, R. E. & I. M. LINDSAY (eds). Understanding the Goshawk. Intern. Assoc. Falconry and Conserv. Birds of Prey, Oxford: 89-104.
- JOERGENSEN, H. E. 1989. Danmarks rovfugle – en statusoversigt. Frederikshus.
- KENWARD, R. E., MARCSTRÖM, V. & M. KARLBOM 1999. Demographic estimates from radio-tagging: models of age-specific survival and breeding in the goshawk. J. Anim. Ecol. 68: 1020-1033.
- KENWARD, R. 2006. The goshawk. Poyser, London.
- KOOP, B. & R. K. BERNDT 2014. Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Bd. 7, Zweiter Brutvogelatlas. Wachholtz.
- KOSTRZEWA, A. 1987. Quantitative Untersuchungen zur Habitatnutzung von Mäusebussard (*Buteo buteo*), Habicht (*Accipiter gentilis*) und Wespenbussard (*Pernis apivorus*). J. Orn. 128: 209-229.
- KOSTRZEWA, A., G. SPEER, W. V. DEWITZ & H. WEISER 2000. Zur Populationsökologie des Habichts (*Accipiter gentilis*) in der Niederrheinischen Bucht (1981-1998). Charadius 36: 80-93.
- KRÜGER, O. & U. STEFENER 1996. Nahrungsökologie und Populationsdynamik des Habichts *Accipiter gentilis* im östlichen Westfalen. Vogelwelt 117: 1-8.
- KRÜGER, O. & J. LINDSTRÖM 2001. Habitat heterogeneity affects population growth in Goshawk *Accipiter gentilis*. J. Anim. Ecol. 70: 173-181.
- KRÜGER, O. 2005. Age at first breeding and fitness in goshawk *Accipiter gentilis*. Journ. Animal Ecology 74: 266-273.
- KRÜGER, O. 2007. Long-term demographic analysis in goshawk *Accipiter gentilis*: the role of density dependence and stochasticity. Oecologia 152: 459-471.
- KRÜGER, O., N. CHAKAROV, J. T. NIELSEN, V. LOOFT, T. GRÜNKORN, B. STRUWE-JUHL & A. P. MÖLLER 2011. Population regulation by habitat heterogeneity or individual adjustment? J. Anim. Ecol. 81: 330-340.
- KÜHNAPFEL, O. & J. BRUNE 1995. Die Mauserfeder als Hilfsmittel zur Altersbestimmung und Individualerkennung von Habichten (*Accipiter gentilis*). Charadius 31: 120-125.
- LACK, D. 1954. The Natural Regulation of Animal Numbers. Oxford 1954.
- LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE SCHLESWIG-HOLSTEIN 1985. Ursachen des Rückganges von Pflanzen- und Tierarten – eine Literaturstudie. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein.
- LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME 2013. Grünland-Acker-Umwandlung 1990-2001-2013. Projekt MS. Monina
- LINK, H. 1986. Untersuchungen am Habicht (*Accipiter gentilis*) – Habitatwahl, Ethologie, Populationsökologie. DFO-Schriftenreihe, H. 2: 1-95.

- LOOFT, V. 1968. Bestand und Ökologie der Greife in Schleswig-Holstein. J. Orn. 109: 206-209.
- LOOFT, V. 1984. Die Entwicklung des Habichtsbestandes (*Accipiter gentilis*) in Schleswig-Holstein 1968-1984. Corax 10: 395-400.
- LOOFT, V. 2000. The ups and downs of a Northern Goshawk *Accipiter gentilis* population over a 30 year period – Natural dynamics or an artefact? In: CHANCELLOR, R. D. & B.-U. MEYBURG eds. Raptors at Risk. WWGBP.
- LOOFT, V. 2005. Das Vorkommen des Uhus (*Bubo bubo*) in Schleswig-Holstein im 18. und 19. Jahrhundert bis zu seiner Ausrottung. Corax 20: 97-100.
- LOOFT, V. & G. BUSCHE 1981. Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Bd. 2. Wachholtz, Neumünster.
- LOOFT, V. & J. KAISER 2003. Der Mäusebussard (*Buteo buteo*) – ein Nutznießer der EU-Agrarflächen-Stilllegung? Corax 19: 203-215.
- MARCSTRÖM, V., R. E. KENWARD & E. ENGREN 1988. The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. Journal of Animal Ecology 57: 859-872.
- MAMMEN, U. & T. THÜMLER 2014. Jahresbericht 2005 und 2006 zum Monitoring Greifvögel und Eulen Europas 18/19: 20-23.
- MANEN, W. VAN 2011. Lange-termijn veranderingen in dichtheid en reproductie van Haviken *Accipiter gentilis* in een sterk door mensen beïnvloed landschap. De Takkeling 19: 197-212.
- MELUR (MINISTERIUM FÜR ENERGIEWENDE, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME) 2016. Zur biologischen Vielfalt, Jagd und Artenschutz. Jahresbericht 2016. Schmidt & Klaunig-Druck, Kiel.
- MEUNIER, K. 1960. Grundsätzliches zur Populationsdynamik der Vögel. Zeitschr. Wiss. Zool. 163: 397-445.
- MEYBURG, B.-U., C. MEYBURG & F. FRANCK-NEUMANN 2007. Why do female Lesser Spotted Eagles (*Aquila pomarina*) visit strange nests remote from their own? J. Ornithol. 148: 157-166.
- NACHTIGALL, W. & S. HEROLD 2013. Der Rotmilan (*Milvus milvus*) in Sachsen und Südbrandenburg. Jb. Monitoring Greifvögel Eulen Europas 5. Sonderband: 1-104.
- NEHLS, G., B. BECKERS, H. BELTING, J. BLEW, J. MELTER, M. RODE & C. SUDFELDT 2001. Situation und Perspektive des Wessenvogelschutzes im Nordwestdeutschen Tiefland. Corax 18, Sonderh. 2: 1-26.
- NEWTON, I. 1979. Population Ecology of Raptors. Poyser. London.
- NEWTON, I. 1989. Lifetime Reproduction in Birds. London: Academic Press.
- NEWTON, I. 1991. Population limitation in birds of prey: a comparative approach. In: PERRINS, C. M., J.-D. LEBRETON & G. J. M. HIRONS 1991. Bird population Studies – Relevance to conservation and Management. Oxford University Press.
- NEWTON, I. 2003. The contribution of Peregrine research and restoration to a better understanding of Peregrines and other raptors. In: CADE T. J. & W. BURNHAM (eds.). Return of the Peregrine: a North American saga of tenacity and teamwork. The Peregrine Fund Inc., Boise, ID : 335-347.
- NIELSEN, J. T. & J. DRACHMANN 1999. Development and productivity in a Danish Goshawk *Accipiter gentilis* population. Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 93: 153-161.
- NIELSEN, J. T. & J. DRACHMANN 2003. Age-dependent reproductive performance in Northern Goshawks *Accipiter gentilis*. Ibis 145: 1-8.
- OLECH, B. 1998. Population dynamics and breeding performance of the Goshawk *Accipiter gentilis* in Central Poland in 1982 – 1994. In: CHANCELLOR, R. D., B.-U. MEYBURG & J. J. FERRERO eds. Holarctic Birds of Prey. ADENEX – WWGBP.
- OPDAM, P. & G. MÜSKENS 1976. Use of shed feathers in population studies of Accipiter hawks (Aves, Accipitiformes, Accipitridae). Beaufortia 24: 55-62.
- PENTERIANI, V., C. RUTZ & R. KENWARD 2013. Hunting behaviour and breeding performance of the northern goshawk *Accipiter gentilis*, in relation to resource availability, sex, age and morphology. Naturwissenschaften 100: 935-942.
- PERRINS, C. M. 1970. The timing of birds' breeding seasons. Ibis 112: 242-255.
- PERRINS, C. M. 1991. Constraints on the demographic parameters of the bird populations. In: PERRINS, C. M., J.-D. LEBRETON & G. J. M. HIRONS 1991. Bird population Studies – Relevance to conservation and Management. Oxford University Press. 190-206.
- PERRINS, C. M., J.-D. LEBRETON & G. J. M. HIRONS 1991. Bird population Studies – Relevance to conservation and Management. Oxford University Press.
- PIELOWSKI, Z. 1968. Studien über die Bestandsverhältnisse einer Habichtspopulation in Zentralpolen. Beitr. Z. angew. Vogelkd. 5: 125-136.
- RIEDEL, W. 1975. Schleswig – Schutz oder Zerstörung einer Landschaft? (Teil I + II). Heimat 81: 36-40; 82: 210-223.
- RIEDEL, W. 1978. Landschaftswandel und gegenwärtige Umweltbeeinflussung im nördlichen Landesteil Schleswig. Schleswiger Druck- und Verlagshaus, Schleswig.
- RIEDEL, W. 1983. Landschaftswandel ohne Ende. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum.
- RISCH, M. & M. W. G. BRINKHOF 2002. Sex ratios of Sparrowhawk (*Accipiter nisus*) broods: the importance of age in males. Ornis fennica 79: 49-59.
- RISCH, M., V. LOOFT & F. ZIESEMER 2004. Alter und Reproduktion weiblicher Habichte (*Accipiter gentilis*) in Schleswig-Holstein – ist Seneszenz nachweisbar? Corax 19: 323-329.
- ROBITZKY, U. 2007. Zur Konkurrenz zwischen Uhu *Bubo bubo* und Habicht *Accipiter gentilis* im Landkreis Dithmarschen, Schleswig - Holstein Teil II. Vogelkd. Ber. zw. Küste u. Binnenland 6: 20-53.
- RUST, R. & KECEHELE, W. 1996. Altersbestimmung von Habichten *Accipiter gentilis*: Langfristige Vergleiche gemauerter Handschwinger. Orn. Anz. 35: 75-83.
- RUTZ, C. 2001. Raum-zeitliche Habitatnutzung des Habichts – *Accipiter gentilis* – in einem urbanen Lebensraum. Diplom-

- arbeit. Uni. Hamburg.
- RUTZ, C. 2003a. Zum Einfluss der Temperatur in der Vorbrutzeit auf die Reproduktion des Habichts. Vortrag Projektgruppe Greifvogelschutz.
- RUTZ, C. 2003b. Postfledging dispersal of Northern Goshawk *Accipiter gentilis* in an urban environment. *Vogelwelt* 124: 93-101.
- RUTZ, C., R. G. BIJLSMA, M. MARQUISS & R. T. KENWARD 2006. Population Limitation in the Northern Goshawk in Europe: A review with case studies. *Studies in Avian Biology* 31: 158-197.
- RUTZ, C. 2012. Brood sex ratio varies with diet composition in a generalist raptor. *Biological Journal of the Linnean Society* 105: 937-951.
- RUTZ, C. & R. G. BIJLSMA 2006. Food-limitation in a generalist predator. *Proceedings of the Royal Society of London* 273: 2069-2073.
- SAETHER, B.-E. 1990. Age-specific variation in reproductive performance in birds. *Curr. Ornithol.* 7: 251-283.
- SANDKE, C. & T. STANCO 2008. Alters- und Individuenbestimmung beim Sperber anhand von Mauserfedern. In: IGS (Hrsg.): *Der Sperber in Deutschland*: 135-158. Books on Demand GmbH, Norderstedt.
- SCHARENBERG, W. & V. LOOFT 2004. Reduction of Organochlorine Residues in Goshawk Eggs (*Accipiter gentilis*) from Northern Germany (1971-2002) and Increasing Eggshell Index. *Ambio – A Journal of the Human Environment* 33: 495-498.
- SERGIO, F. & I. NEWTON 2003. Occupancy as a measure of territory quality. *J. Anim. Ecol.* 72: 857-865.
- SIEWERT, H. 1933. Die Brutbiologie des Hühnerhabichts. *J. Orn.* 81: 44-94.
- STATISTISCHES LANDESAMT FÜR HAMBURG UND SCHLESWIG-HOLSTEIN 2012. Bodenflächen in Hamburg und Schleswig - Holstein am 31.12.2011 nach Art der tatsächlichen Nutzung. *Statistische Berichte AV 1- j/11*.
- STORGARD, K. & F. BIRKHOLM-CLAUSEN 1983. En status over Duehøgen i Sydjylland. *Proc. Third Nordic Congr. Ornithol.* 1981: 59-64.
- STRUWE-JUHL, B. 2002. Altersstruktur und Reproduktion des Seeadlerbestandes (*Haliaeetus albicilla*) in Schleswig-Holstein. *Corax* 19, Sonderheft 1: 51-61.
- STRUWE-JUHL, B. & R. SCHMIDT 2002. Möglichkeiten und Grenzen der Individualerkennung von Seeadlern (*Haliaeetus albicilla*) anhand von Mauserfederfunden in Schleswig-Holstein (1955-2000). *Corax* 19, Sonderheft 1: 37-50.
- STUBBE, M. & S. HEISE 1987. Populationsdynamik von Greifvogel- und Eulenarten und ihrer Beutetiere. *Wiss. Beitr. Univ. Halle* 14: 279-329.
- SULKAVA, S., K. HUHTALA & R. TORNBERG 1994. Regulation of Goshawk *Accipiter gentilis* breeding in Western Finland over the last 30 years. In: MEYBURG, B.-U. & R. D. CHANCELLOR (eds). *Raptor Conservation Today*. WWGBP. 67-76.
- TORNBERG, R. 1997. Prey selection of the goshawk *Accipiter gentilis* during the breeding season: The role of prey profitability and vulnerability. *Ornis Fenn.* 74: 15-28.
- VALKAMA, J., E. KORPIMÄKI, B. ARROYO, P. BEJA, V. BRETAGNOLLE, E. BRO, R. KENWARD, S. MANOSA, S. M. REDPATH, S. THIRGOOD & J. VINUELA 2005. Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. *Biol. Rev.* 80: 171-203.
- WAHL, J., R. DRÖSCHMEISTER, B. GERLACH, C. GRÜNEBERG, T. LANGEMACH, S. TRAUTMANN & C. SUDFELDT 2015. Vögel in Deutschland – 2014. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- WIDÉN, P. 1987. Goshawk predation during winter, spring and summer in a boreal forest area of central Sweden. *Holarct. Ecol.* 10: 104-109.
- WIENS, J. D. & R. T. REYNOLDS 2005. Is fledging success a reliable index of fitness in northern goshawks? *J. Raptor Res.* 39: 210-221.
- WIKMAN, M. & H. LINDÉN 1981. Influence of supply on population size. In: KENWARD, R. E. & I. M. LINDSAY (eds). *Understanding the Goshawk*. Intern. Assoc. Falconry and Conserv. Birds of Prey, Oxford: 105-113.
- WINGSTRAND, K. G. 1943. Zur Diskussion über das Brüten des Hühnerhabichts *Accipiter gentilis* (L.). *Kungl. Fysiografiska Sällskapets i Lunds Förh.* 13: 220-228.
- WÜRFELS, M. 1999. Ergebnisse weiterer Beobachtungen zur Populationsentwicklung des Habichts (*Accipiter gentilis*) im Stadtgebiet von Köln 1993-1998 und zur Rolle der Elster (*Pica pica*) im Nahrungsspektrum des Habichts. *Charadrius* 35: 20-32.
- ZANG, H. 1989. Habicht. *Accipiter gentilis* (L., 1758). In: Zang, H., H. Heckenroth & F. Knolle (Hrsg.). *Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen – Greifvögel*. Naturschutz Landschaftspf. B, Heft 2.3.
- ZIESEMER, F. 1981. Methods of assessing goshawk predation. In: KENWARD, R. E. & I. M. LINDSAY (eds). *Understanding the Goshawk*. Intern. Assoc. Falconry and Conserv. Birds of Prey, Oxford: 144-150.
- ZIESEMER, F. 1983. Untersuchungen zum Einfluss des Habichts (*Accipiter gentilis*) auf Populationen seiner Beutetiere. *Beitr. Wildbiol.* 2, Hartmann, Kronshagen.
- ZIESEMER, F. 1999. Habicht (*Accipiter gentilis*) und Wespenbusard (*Pernis apivorus*) – zwei Jäger im Verborgenen: Was hat die Telemetrie Neues gebracht? *Egretta* 42: 40-56.

Anhang

Anhang 1: Brutbiologische und Landschaftsparameter unterschiedlicher Teilflächen des Untersuchungsgebietes.

Appendix 1: Breeding parameters of Goshawks of different landscapes in Schleswig-Holstein.

Teilgebiete	Größe (km ²)	Anzahl Territorien	Mittlere Eizahl	Teilbruterfolg	Gesamtbruterfolg	Geschlechterverhältnis	Brutbeginn	Okkupanz
Altmoränen								
Altmoräne N a	60	3	3,7	2,5	1,8	0,55	41,1	8
Altmoräne N b	70	5	3,6	2,4	1,6	0,56	43,4	20
Husumer Altmoräne M a	90	7	3,6	2,7	2,1	0,48	42,6	15,4
Husumer Altmoräne M b	90	9	3,5	2,4	1,6	0,51	44,6	12,6
Husumer Altmoräne S a	70	6	3,6	2,6	1,5	0,56	40,1	12,3
Husumer Altmoräne S b	80	6	3,4	2,4	1,9	0,53	42,5	19,5
Stapelholm N	40	3	3,5	2,1	1,6	56	44,3	19,3
Stapelholm S	60	3	3,8	2,5	2,1	0,61	45,4	15
Hohner Platte	110	7	3,6	2,8	2,1	0,49	41,8	13
Sandergeest								
Bredstedter Sander N	120	5	3,8	2,8	1,9	0,51	39,6	11,4
Bredstedter Sander S a	60	3	3,4	2,5	1,5	0,53	43,3	14,7
Bredstedter Sander S b	80	3	3,5	2,6	2	0,57	45	11
Zentral-Sander N a	70	9	3,6	2,4	1,8	0,46	44,1	9,9
Zentral-Sander N b	70	5	3,3	2,3	1,6	0,5	43,3	8,8
Zentral-Sander Mitte	100	8	3,4	2,8	1,6	0,53	43,8	9,4
Zentral-Sander S a	80	7	3,5	2,5	1,8	0,51	44,2	13,9
Zentral-Sander S b	90	8	3,7	2,8	1,8	0,52	41,5	11,6
Flussmarschen								
Flussmarsch SE a	70	6	3,8	3,1	2	0,5	41,4	8,8
Flussmarsch SE b	110	4	3,7	2	1,3	0,68	41	8,5
Jungmoränen								
Endmoräne N a	90	6	3,4	2,4	1,6	0,46	44,1	16,3
Endmoräne N b	90	7	3,9	2,6	2,1	0,48	42,4	18,6
Endmoräne S	80	9	3,4	2,6	2,1	0,56	42,5	10,7
Jungmoräne N	110	10	3,5	2,5	1,9	0,53	43,1	15,3
Jungmoräne S	110	6	3,7	2,4	1,7	0,5	44,1	13

Anhang 2: Resteier in erfolgreichen Bruten - in den einzelnen Jahren.

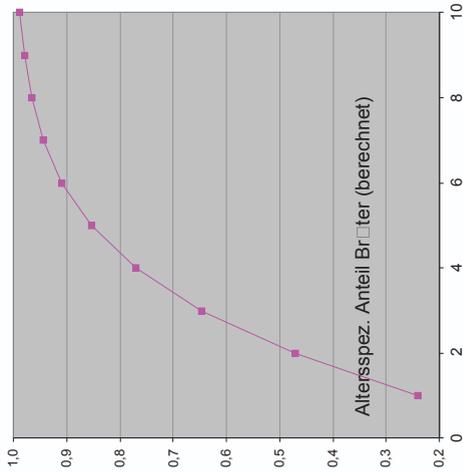
Appendix 2: Unhatched eggs in successful nests during past decades (1968-2014).

Jahr	Resteier	erfolgr.Bp	alle Bp.	Anteile erfolgr. Bp. [%]	Anteile alle Bp. [%]
1968	6	21	40	28,6	15,0
1969	5	23	41	21,7	12,2
1970	10	27	45	37,0	22,2
1971	7	29	40	24,1	17,5
1972	12	29	48	41,4	25,0
1973	19	34	44	55,9	43,2
1974	14	33	47	42,4	29,8
1975	17	38	52	44,7	32,7
1976	18	33	43	54,5	41,9
1977	16	41	57	39,0	28,1
1968-1977	124	308	457	40,3	27,1
1978	22	42	54	52,4	40,7
1979	9	35	51	25,7	17,6
1980	6	33	48	18,2	12,5
1981	11	26	39	42,3	28,2
1982	10	21	33	47,6	30,3
1983	14	25	36	56,0	38,9
1984	11	28	36	39,3	30,6
1985	12	31	38	38,7	31,6
1986	11	30	39	36,7	28,2
1987	6	28	35	21,4	17,1
1978-1987	110	295	409	37,2	26,9
1988	8	26	33	30,8	24,2
1989	6	27	36	22,2	16,7
1990	11	38	52	29,0	21,2
1991	8	31	47	25,8	17,0
1992	6	51	63	11,8	9,5
1993	9	61	75	14,8	12,0
1994	7	43	64	16,3	10,9
1995	5	37	58	13,5	8,6
1996	12	37	56	32,4	21,4
1997	6	26	40	23,1	15,0
1988-1997	78	377	524	20,7	14,9
1998	6	38	41	15,8	14,6
1999	6	31	40	19,4	15,0
2000	12	33	44	36,4	27,2
2001	8	34	46	23,5	17,4
2002	5	30	42	16,7	11,9
2003	4	26	38	15,4	10,5
2004	5	24	33	20,8	15,2
2005	5	29	38	17,2	13,2
2006	12	30	38	40,0	31,6
2007	2	31	43	6,5	4,7
1998-2007	65	306	404	21,2	16,1
2008	6	31	42	19,4	14,3
2009	3	27	35	11,1	8,6
2010	2	28	43	7,1	4,7
2011	2	27	39	7,4	5,1
2012	3	27	42	11,1	7,1
2013	4	21	31	19,0	12,9
2014	4	24	32	16,7	12,5
2008-2014	24	185	264	13,0	9,1
1968-2014	401	1471	2.058	27,3	19,5

Anhang 3: Modellberechnung der Brutreserve.

Appendix 3: Modelling age specific ratio of breeding female Goshawks.

Bekannte Information		Berechnungsschritte		Errechnete Parameter/Ergebnisse		
Alter	Alterspez. Gesamt-Bruterfolg	Sterberate	Überleben- der Anteil* Anteil Brüter	Alterspez. Anteil an weibl. NJ** Nichtbrüter	Anpassungs- funktion	Modell- Para- meter
Nestlinge	0	0,49	1,000	0,000	-427,846101	1,22
1	2,14	0,40	0,508	0,241		Faktor: höhere Sterblichkeit bei AK 0-2
2	2,41	0,33	0,304	0,471	-489,968969	1,21
3	2,51	0,27	0,204	0,646	-394,143065	2,91
4	2,63	0,27	0,149	0,770		Brüteranteil Parameter 1
5	2,63	0,27	0,109	0,854		Brüteranteil Parameter 2
6	2,63	0,27	0,079	0,909		
7	2,63	0,27	0,058	0,944		
8	2,63	0,27	0,042	0,966		
9	2,63	0,27	0,031	0,980		
10	2,63	0,27	0,022	0,988		
11	2,63	0,27	0,016	0,993		
12	2,63	0,27	0,012	0,996		
13	2,63	0,27	0,009	0,998		
14	2,63	0,27	0,006	0,999		
15	2,63	0,27	0,005	0,999		
16	2,63	0,27	0,003	1,000		
17	2,63	0,27	0,002	1,000		
18	2,63	0,27	0,002	1,000		
0,27 Sterberate ab 3 y		*) entspricht Altersverteilung		1,00 = Summe WNJ		
0,453 Anteil W an Nestjungen		**) gemäß Euler-Gleichung				



Erläuterung:

Alle Ergebnisse und Zwischenergebnisse folgen aufgrund biologisch-mathematischer Zusammenhänge aus den bekannten Daten. Eine zentrale Rolle dabei spielt die Euler-Gleichung. Nur wenige, unkritische Annahmen sind nötig:

- die Population ist stabil
- Bruterfolg und Sterberate sind ab dem 3. Jahr konstant
- die Sterberaten der Altersklasse 2–0 sind jeweils um einen Faktor X höher als die der nächstälteren Altersklasse
- der altersspez. Anteil der Brüter steigt S-förmig an; dieser Verlauf wird mit einer Weibull-Verteilung simuliert

Die Berechnung der 3 unbekannt Parameterwerte erfolgt iterativ durch Simulation der Altersverteilung der Brüter (Maximum-Likelihood-Methode). Dabei muss als Nebenbedingung die Summe der weibl. Nestjungen in der Euler-Gleichung = 1 (also 100 %) gehalten werden.

Anhang 4: Kieler Erklärung zum Schutz der Greifvögel in Schleswig-Holstein (2008).

Appendix 4: Kiel Declaration on the protection of birds of prey in Schleswig-Holstein (2008).



Kieler Erklärung zum Schutz der Greifvögel in Schleswig-Holstein

Der Mensch mit seinen Lebensansprüchen ändert seine natürliche Umgebung und hat in Schleswig-Holstein zwischenzeitlich eine fast ausschließliche Kulturlandschaft geschaffen. Mit dem Recht des Menschen, das natürliche Umfeld zu gestalten, obliegt ihm allerdings auch die Pflicht, die Schöpfung und ihre natürliche Vielfalt nachhaltig zu bewahren.

Greifvögel gehören seit Beginn in die belebte Natur Schleswig-Holsteins und sind äußeres Zeichen für intakte Nahrungsketten und ökologische Systeme. Soweit Greifvögel durch das Wirken der Menschen in ihrem Bestand gefährdet sind oder werden, ist es Pflicht des Menschen, die Greifvögel zu schützen und zu fördern.

Insbesondere auch in den letzten Jahrzehnten wurden einige Greifvogelarten vom Menschen in ihren Lebensgrundlagen in Existenz bedrohender Weise eingeengt. Dies führte zum gesetzlichen Schutz dieser Greifvögel.

Der Schutz der Greifvögel hat in Schleswig-Holsteine lange Tradition. Hier sind in erster Linie die langjährigen Bemühungen zur Rettung der letzten Seeadlerbrutpaare der Bundesrepublik Deutschland zu nennen, die bereits 1968 durch den damaligen World Wildlife Fund (WWF) gemeinsam mit der Landesjägerschaft initiiert wurden. Der Erfolg dieser Bemühungen ist beispielhaft: Während man sich seinerzeit um den Schutz der letzten vier Seeadlerbrutpaare bemühte, beherbergt Schleswig-Holstein heute wieder fast 50 Paare des deutschen Wappenvogels. Schon bald folgten andere Schutzprojekte: So startete der NABU zu Beginn der 1990er Jahre das später durch den Landesjagdverband erneut aufgegriffene und fortgeführte Wiesenweihenprojekt. Weitere Artenhilfsprogramme zielen auf Rotmilan und Fischadler ab. Darüber hinaus beschäftigen sich zahlreiche Forschungsprojekte im Lande mit dieser Vogelgruppe. Kennzeichnend für alle Greifvogelprojekte des Landes war und ist, dass sie durch eine breite Allianz von Verbänden und Verwaltung gemeinsam getragen werden.

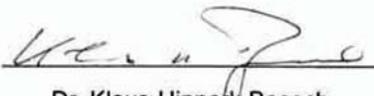
Bedauerlicherweise gibt es dennoch immer wieder nunmehr illegale Handlungen wie die Entnahme von Gelegen und Jungvögeln, das Aufstellen verbotener Fallen, Vergiftungen und auch den Abschuss einzelner Vögel.

Mit diesen Aktionen werden der Greifvogelschutz und insbesondere auch die bisherigen Erfolge in Frage gestellt.

Die unterzeichnenden Verbände und Behörden werden es nicht dulden, dass die gemeinsamen erfolgreichen Schutzbemühungen der letzten Jahrzehnte durch kriminelle und unbelehrbare Einzeltäter gefährdet oder gar zunichte gemacht werden. Sie vereinbaren eine vertrauensvolle Zusammenarbeit in der Verfolgung illegaler Taten.

Das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume unterstützt diese Initiative und wird sich nachdrücklich dafür einsetzen, dass der Greifvogelschutz durch aktive Fördermaßnahmen unterstützt und illegale Verfolgung geahndet wird.

Kiel, 4. April 2008



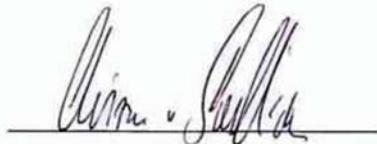
Dr. Klaus-Hinnerk Baasch

(Präsident des Landesjagdverbandes
Schleswig-Holstein e.V.)



Bernd Hälterlein

(Vorsitzender der Ornithologischen
Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-
Holstein und Hamburg e.V.)



Dr. Christian von Boetticher

(Minister für Landwirtschaft, Umwelt
und ländliche Räume des Landes
Schleswig-Holstein)

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Corax](#)

Jahr/Year: 2016-2019

Band/Volume: [23](#)

Autor(en)/Author(s): Looft Volker

Artikel/Article: [Habichtjahre - Langzeitstudie zur Brutbiologie des Habichts verbunden mit der Suche nach den beeinflussenden Faktoren 161-239](#)