



Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein am Beispiel des Kiebitzes

Bericht 2013

Endbericht November 2013

Bericht für das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein

Dr. Hermann Hötter
Dr. Jochen Bellebaum
Holger A. Bruns
Dominic V. Cimiotti
Anne Evers
Angela Helmecke
Heike Jeromin
Kai-Michael Thomsen

Michael-Otto-Institut im NABU
Goosstroot 1,
24861 Bergenhusen



Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein am Beispiel des Kiebitzes - Bericht 2013

Abschlussbericht für das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein

Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen

November 2013

Dr. Hermann Hötker¹
Dr. Jochen Bellebaum²
Holger A. Bruns¹
Dominic V. Cimiotti¹
Anne Evers¹
Angela Helmecke¹
Heike Jeromin¹
Kai-Michael Thomsen¹

¹ Michael-Otto-Institut im NABU, Goosstroot 1, 24861 Bergenhusen; Hermann.Hoetker@NABU.de

² Wiesenstraße 9, 16278 Angermünde



Inhalt

Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein am Beispiel des Kiebitzes - Bericht 2013.....	2
Zusammenfassung.....	4
1. Einleitung.....	6
2. Untersuchungsgebiete	7
2.1 Dithmarscher Eidervorland	8
2.2 Meggerkoog	9
2.3 Tollenmoor.....	10
2.5 Mildter Koog	11
2.6 Haimoorkoog.....	12
2.6 Börmer Koog	13
2.7 Norderstapel	13
3. Material und Methode	14
3.1 Bestandserfassungen und Farbringkontrollen.....	14
3.2 Fang und Beringung der Altvögel.....	14
3.3 Beringung der Jungvögel.....	16
3.4 Schlupf- und Bruterfolg.....	18
3.5 Ablesung farbig beringter Kiebitze.....	19
3.6 Kiebitze und Maisanbau.....	19
3.7 Ergänzungen zum Habitatmodell: Vergleich von Beobachtungs- und Zufallspunkten.....	19
3.8 Datenauswertung.....	21
4. Ergebnisse	23
4.1 Bestandsentwicklung	23
4.2 Habitatwahl.....	24
4.2.1 Habitatwahl der Altvögel.....	24
4.2.2 Habitatwahl der Küken	27
4.3 Fang und Beringung	28
4.4 Schlupf- und Bruterfolg.....	29
4.6 Kiebitze und Maisanbau.....	30
4.7 Sichtungen beringter Kiebitze.....	32
4.8 Überlebensraten beringter Kiebitze	32
5. Diskussion.....	35
5.1 Bestandsentwicklung	35
5.2 Habitatansprüche.....	35
5.3 Schlupf- und Bruterfolg.....	36
5.3 Kiebitze und Maisanbau.....	37
5.4 Überlebensraten	38
6. Populationsmodell.....	40
6.1 Mindest-Reproduktionserfolg.....	40
6.2 Bruterfolg und Bedarf an Schutzgebietsflächen	41
7. Zukünftiger Forschungsbedarf	42
8. Danksagungen	43
9. Literatur	43



Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein am Beispiel des Kiebitzes - Bericht 2013

Dr. Hermann Hötker, Dr. Jochen Bellebaum, Holger A. Bruns, Dominic V. Cimiotti, Anne Evers, Angela Helmecke, Heike Jeromin, Kai-Michael Thomsen

Zusammenfassung

Wiesenvögel zählen in Deutschland zu den am stärksten von Bestandsrückgängen betroffenen Vogelarten. Für ihren Erhalt wurden Schutzgebiete eingerichtet, die unter anderem auch einen ausreichend hohen Bruterfolg der Populationen gewährleisten sollen. Ziel des hier behandelten Projektes ist es, für den Kiebitz ein Schutzgebietskonzept für Schleswig-Holstein zu entwickeln, das den langfristigen Erhalt der Art gewährleisten kann. Dazu war es notwendig, mit der individuellen Markierung einer ausreichenden Menge von Alt- und Jungvögeln die Voraussetzungen dafür zu schaffen, die notwendigen und bisher nicht vorhandenen Daten zu den entscheidenden populationsbiologischen Parametern „Überlebensrate“ und „Dispersionsrate“ (Umsiedlungsrate zwischen Gebieten) zu gewinnen. In diesem Bericht werden die Daten aus dem Jahre 2013 vorgestellt.

Die Bestände des Kiebitzes zeigten lokal unterschiedliche Trends. In den Wiesenvogelmonitoringgebieten sank der Bestand in den letzten Jahren leicht ab.

Nachdem im vergangenen Jahr eine Analyse der Habitatansprüche auf einer landesweiten Skala erfolgt war, wurde 2013 durch Vergleiche von Beobachtungspunkten mit zufällig ausgewählten Geländepunkten untersucht, welche Habitatansprüche Kiebitze auf der kleinräumigen geographischen Skala besitzen. Adulte Kiebitze hielten Abstände zu potenziellen Störkulissen. Folgende Wirkungsbereiche konnten festgestellt werden: Büsche und Einzelbäume: 80m, Wald: 300m, Gebäude 125m, Ortschaften: 500m, Straßen: 300m. Eine multivariate Analyse ergab, dass für das Vorkommen von Kiebitzen eine niedrige Vegetation, die Nähe von Flachwasser und eine ausreichende Entfernung von Strukturen bzw. Störkulissen entscheidend war. Für Kiebitzküken ergab eine vergleichbare Analyse lediglich den Faktor „Entfernung zu Flachwasser“ als signifikante Einflussgröße.

Die im Jahre 2007 im küstennahen Dithmarscher Eidervorland sowie in den binnenländischen Gebieten Tollenmoor und Meggerkoog in der Eider-Treene-Sorge-Niederung (ETS) begonnenen Untersuchungen wurden 2013 fortgesetzt. Zusätzlich wurden wie im Vorjahr fünf weitere Gebiete mit unterschiedlichem Flächenanteil im Maisanbau bezüglich des Schlupf- und Bruterfolgs untersucht. Insgesamt gelang es 2013, vier Altvögel und 42 Jungvögel mit individuell aus größerer Entfernung erkennbaren Farbringkombinationen zu markieren. Weitere 34 Jungvögel wurden ausschließlich mit Metall beringt. Damit wurden bisher seit 2007 139 Alt- und 246 Jungvögel farbmarkiert. Es konnten (lokale) Überlebensraten der Altvögel mithilfe des Programms MARK berechnet werden. Die Überlebensrate der Adulten betrug für die ETS 0,76 – 0,79 und im Dithmarscher Eidervorland 0,81 – 0,84. Die Daten deuten darauf hin, dass zahlreiche Jung- und Altvögel das Gebiet durch Umsiedlung dauerhaft verlassen.

Der Schlupferfolg betrug 2013 im Dithmarscher Eidervorland 55% und weniger als 10% in den übrigen Untersuchungsgebieten. Die Bruterfolgswerten beliefen sich auf 0,74 flügge Jungvögel/Paar im Dithmarscher Eidervorland und 0,6 flügge Jungvögel/Paar im Meggerkoog. Im Tollenmoor wurden keine Kiebitze flügge.



Aus der im Rahmen dieser Untersuchung ermittelten Überlebensrate der Altvögel und dem Eintrittsalter der Jungvögel in die Population und einem der Literatur entnommenen Wert für die Überlebensrate im ersten Lebensjahr wurde der zum Erhalt der gegenwärtigen Populationsstärke notwendige Bruterfolg als jährlich 0,61 flügge Jungvögel pro Paar errechnet. Dieser Wert ist als vorläufig anzusehen, da er sehr stark von der Überlebensrate der Altvögel beeinflusst wird, deren Schätzung derzeit noch nicht sehr präzise ist. Das im Vorjahr entwickelte Populationsmodell wurde diesen Werten angepasst.



1. Einleitung

Die auf Feuchtwiesen brütenden Vögel gehören zu den in Mitteleuropa am stärksten gefährdeten Vogelgilden (SÜDBECK et al. 2007; KNIEF et al. 1995; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Auch in Deutschland nahmen die Bestände fast aller Wiesenvogelarten ab, so auch die des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) (HÖTKER et al. 2007a). Die Bestandstrends zeigten jedoch regionale Unterschiede. So blieben die Bestände an den Küsten weitgehend stabil, während im Binnenland besonders starke Rückgänge festgestellt wurden. Als Gründe für die Bestandsrückgänge sind in erster Linie sinkende Reproduktionsraten erkannt worden (HÖTKER et al. 2007b), wohingegen es keine Hinweise auf erhöhte Mortalitätsraten gab (ROODBERGEN et al. 2012). Über die Mortalitäts- bzw. Überlebensraten von Kiebitzen sind allerdings in der Literatur nur wenige Angaben zu finden. Die von BAK & ETRUP (1982), BOYD (1962) und KRAAK et al. (1940) publizierten Überlebensraten sind aus methodischen Gründen erheblich zu gering. Die einzige, mit modernen Auswertungsmethoden durchgeführte Studie basiert auf in Großbritannien vor allem in den 1970er und 1980er Jahren beringten Kiebitzen (CATCHPOLE et al. 1999), in der mittlere Überlebensraten von 0,67 für Vögel im ersten Lebensjahr und 0,82 für Altvögel ermittelt wurden.

In Ermangelung anderer Angaben wurde vor allem die Studie von PEACH et al. (1994) für die Berechnung von minimalen Reproduktionsraten herangezogen (Reproduktionsraten, die zum Bestandserhalt einer Population mindestens erreicht werden müssen). In Großbritannien sind Kiebitze allerdings zu einem größeren Anteil Standvögel als in Mitteleuropa. Es ist somit fraglich, ob diese Studie auf die gegenwärtigen Verhältnisse in Schleswig-Holstein übertragbar ist, so dass in der Brutperiode 2007 damit begonnen wurde, Kiebitze in drei Brutgebieten individuell zu markieren, um in den Folgejahren ihre Überlebensraten messen zu können. Schleswig-Holstein trägt innerhalb Deutschlands eine besondere Verantwortung für den Kiebitz. Etwa 16 % des deutschen Bestandes brüten hier (HÖTKER et al. 2001).

Die Untersuchungen, über die hier berichtet wird, sollen letztendlich helfen festzustellen, wie viele Schutzgebiete mit entsprechendem Habitatmanagement und gutem Bruterfolg es in Schleswig-Holstein geben muss, um den Bestandsrückgang der Art zu stoppen und den Trend umzukehren. Dazu müssen nicht nur die Überlebensraten bekannt sein, sondern es muss auch ermittelt werden, welchen Einfluss Umsiedlungen auf die Populationsdynamik der Art besitzen. Insbesondere muss die Frage beantwortet werden, über welchen Raum sich Jungvögel aus Quellenpopulationen, das heißt Populationen mit Jungvogelüberschuss, ausbreiten. Nur so kann ein strategisches Schutzgebietssystem entwickelt werden, das den Bestand der Art in der Kulturlandschaft langfristig gewährleisten kann.

Zur Beantwortung dieser Fragestellung wurden daher seit 2007 Kiebitze gefangen und markiert, und es wurde versucht, die beringten Vögel in ihren Brutgebieten und deren Umgebung zu finden und zu kontrollieren. Wegen der unterschiedlichen Bestandsentwicklungen erfolgten die Feldarbeiten sowohl an der Küste als auch in zwei Untersuchungsgebieten im Binnenland.

Gegenstand dieses Berichts sind die Fangtätigkeit und die Ablesungen der in den Vorjahren beringten Vögel und zusätzlich auch die Ermittlung des Bruterfolgs im Jahr 2013 in den Untersuchungsgebieten. Die 2009 erstmals berechneten Überlebensraten von Kiebitzen in Schleswig-Holstein werden anhand neuerer Daten überprüft. Daten zur Bestandsentwicklung und zu Bruterfolgsmessungen in Schleswig-Holstein werden fortgeschrieben – insbesondere durch weitere Bestandskartierungen auf Eiderstedt – und analysiert. Das bereits in den letzten Jahren angelegte Populationsmodell für Kiebitze in Schleswig-Holstein wird verfeinert.



Zusätzlich wird, wie im Vorjahr, der Einfluss von Maisfeldern in Grünlandgebieten auf den Bruterfolg von Kiebitzen dargestellt. Es ist bekannt, dass Kiebitze häufig ihre Nester auf Maisstoppelfeldern anlegen, welche zum Brutbeginn noch unbearbeitet sind. Befinden sich Maisfelder in Grünlandgebieten, kommt es häufig sogar zu einer Bevorzugung der Maisfelder zur Nestanlage. Durch eine Bearbeitung der Felder im April werden diese Nester oftmals zerstört. Bei einem Schlupf (z.B. aus Nachgelegen) verlassen die Küken die Maisfelder und suchen angrenzende Grünlandflächen auf, wo sie vermutlich mehr Nahrung und Deckung finden. Befinden sich keine Weiden oder Wiesen in der Nähe der Maisäcker können diese zur sogenannten ökologischen Falle werden, da sie viele Kiebitzpaare anlocken, welche dann jedoch keinen Bruterfolg erzielen können. Daher wurden in dieser Studie weitere Gebiete mit unterschiedlichem Maisanteil für Brutbiologische Untersuchungen mit aufgenommen.

Damit Schutzmaßnahmen für Kiebitze gezielt entwickelt werden können, müssen die Habitatansprüche der Art möglichst genau bekannt sein. Zu diesem Zweck wurde im Bericht des vergangenen Jahres (HÖTKER et al. 2012) ein Habitatmodell für Kiebitze auf der Grundlage der Wiesenvogel-Monitoringgebiete in Schleswig-Holstein erstellt. Anhand der durchschnittlichen Kiebitzbestände und zahlreicher weiterer Flächendaten in 163 Wiesenvogelmonitoringgebieten in Schleswig-Holstein konnten die Faktoren, die das Vorkommen von Kiebitzen in Schleswig-Holstein beeinflussen, ermittelt werden. In multivariaten Modellen ergaben sich der Anteil von Flachwasser in der Landschaft, die Offenheit der Landschaft und die Größe des Offenlandes eines Gebietes als signifikante positive Erklärungsfaktoren. Der Anteil organischer Böden und die Höhe über dem Meeresspiegel gingen als signifikante negative Faktoren in das Modell ein, das einen Erklärungswert von 63% besitzt. Grünlandanteil, Flächenanteil von Gruppenstrukturen und Zerschnittenheit durch Verkehrswege wurden als Erklärungsfaktoren verworfen. Die Verbesserungen der hydrologischen Situation hatte einen signifikant positiven Einfluss auf die Bestandsveränderungen von Kiebitzen in den Gebieten. Um das Vorkommen von Kiebitzen auf einzelnen Parzellen noch besser voraussagen zu können, sollte das Habitatmodell im Jahre 2013 durch Untersuchungen auf kleiner räumlicher Skala ergänzt werden, die insbesondere die Wirkung potenzieller Störquellen wie Verkehrswege und Gebäude auf das Vorkommen von Kiebitzen beleuchten sollen.

Kiebitze sind Vögel des Offenlandes, die die Nähe höherer vertikaler Strukturen (Gebäude, Waldränder, Baumreihen) meiden, um Raubfeinden zu entgehen bzw. diese frühzeitig zu entdecken (VLIET et al. 2008). Kiebitze reagieren offensichtlich empfindlich auf Störungen, etwa durch vielbefahrene Straßen. VLIET et al. (2010) fassten die wichtigsten Studien zum Thema zusammen und fanden, dass Kiebitze zwar im Allgemeinen weniger empfindlicher auf Störungen reagierten als die ebenfalls untersuchten Uferschnepfen, dass aber erhebliche Auswirkungen besonders von Straßen ausgingen.

2. Untersuchungsgebiete

Der Kiebitz brütet in Schleswig-Holstein im Binnenland und an der Küste (BERNDT et al. 2003). Wie HÖTKER et al. (2007a) zeigten, weisen diese Lebensräume deutlich verschiedene Bestandstrends beim Kiebitz auf. Um repräsentative Aussagen zur Fragestellung zu gewinnen, wurden daher neben den binnenländischen Gebieten Meggerkoog-Süd (Kreis Schleswig-Flensburg) und Tollenmoor (Kreis Nordfriesland) das Dithmarscher Eidenvorland (Kreis Dithmarschen) als Küstenlebensraum untersucht (Abb. 1). Das Tollenmoor und der Meggerkoog gehören zur Flusslandschaft Eider-Treene-Sorge (ETS). Für einige Fragestellungen werden die Ergebnisse beider Gebiete unter der Bezeichnung ETS zusammengefasst. Zur Untersuchung des Einflusses von Maisäckern wurden weitere Untersuchungsgebiete hinzugezogen, dies waren der Börmer Koog, das Gebiet um die Badestelle Meggerdorf, das Gebiet

Norderstapel und der Mildter Koog in der ETS-Region sowie der Haimoorkoog auf der Halbinsel Eiderstedt.

2.1 Dithmarscher Eidervorland

Das Eiderufer vor dem Karolinenkoog ist Teil des NSG „Dithmarscher Eidervorland mit Watt“, welches vom NABU Naturzentrum Katinger Watt betreut wird. Die tiefer liegenden Uferbereiche sind tidebeeinflusste Überschwemmungsflächen der Eider, die regelmäßig bei Hochwasser mit Brackwasser überflutet werden (Abb. 2). Seit der Fertigstellung der Eiderabdämmung 1973 verhindert das Sperrwerk allerdings den Durchlass aller Tiden, die höher als 2 m über NN sind. So fallen etwa 70 Tiden pro Jahr mit höheren Wasserständen aus. Das Geländeniveau des Schutzgebietes erreicht stellenweise 2,5 m über NN, so dass heute die höher liegenden Flächenanteile dem Einfluss der Tide vollständig entzogen und ausgesüßt sind. Das weiträumig gegrüppelte Eiderufer vor dem Karolinenkoog wird in der Zeit vom 1.5. bis 15.10. mit Schafen beweidet. In der Brutzeit bis zum 15.7. ist die Anzahl der Schafe auf ca. 5 Tiere / ha begrenzt.

Der Einfluss der Tide, die Rast von Tausenden von Gänsen (September bis Mitte Mai) und die Schafbeweidung führten dazu, dass die Vegetation flächendeckend niedrig war. Das Untersuchungsgebiet umfasste eine Fläche von ca. 50 ha, in der sich das Gros der Arbeiten auf die westliche Hälfte konzentrierte. Der binnenseitig gelegene Deich ermöglichte eine effektive Beobachtung der markierten Kiebitze.

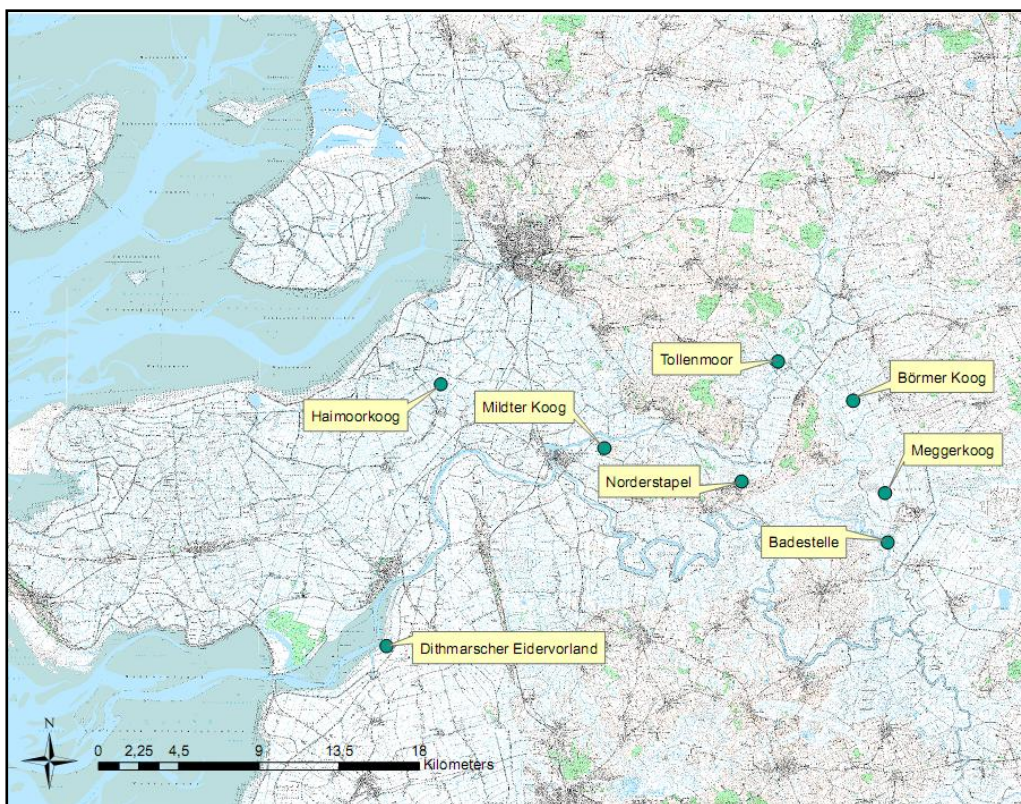


Abb. 1. Lage der Untersuchungsgebiete in Schleswig-Holstein.

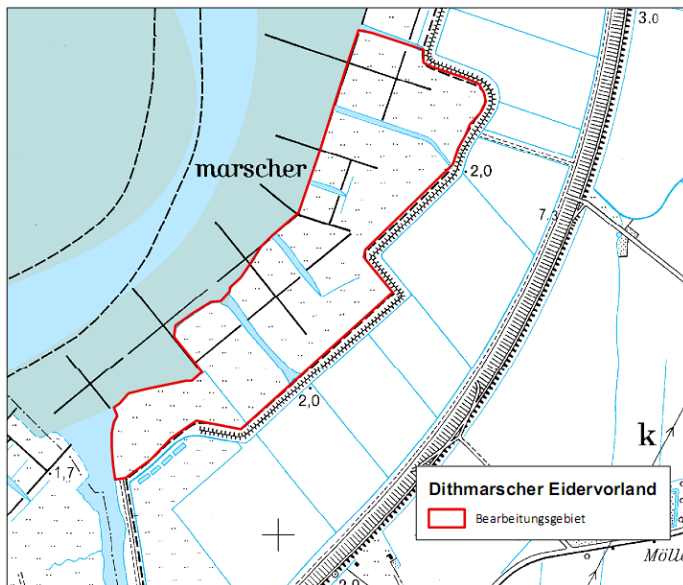


Abb. 2. Untersuchungsgebiet Dithmarscher Eidervorland.

2.2 Meggerkoog

Der Meggerkoog ist eines der binnenländischen Untersuchungsgebiete in der Eider-Treene-Sorge-Region (Abb. 3). Das Gebiet ist durch eine intensive Grünlandbewirtschaftung auf Niedermoorboden gekennzeichnet. Einzelne Flächen werden derzeit als Maisacker bestellt. Vorherrschende Bewirtschaftungsform im Grünland sind Mähwiesen, die mit zwei bis drei Schnitten der Silageproduktion dienen bzw. nach dem ersten oder zweiten Schnitt beweidet werden.

Die Wiesenflächen beherbergen ein bedeutendes Vorkommen von bedrohten Wiesenvögeln wie Uferschnepfe, Großer Brachvogel und Kiebitz.

Die Untersuchungen in diesem Gebiet wurden in enger Zusammenarbeit mit dem Projekt „Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz in der Eider-Treene-Sorge-Niederung“ und dem Projekt „Prädatoren“ durchgeführt. In diesem Zusammenhang finden in einem 431 ha großen Teilgebiet seit 1999 Untersuchungen zum Schlupf- und Bruterfolg des Kiebitzes statt (KÖSTER & STAHL 2001; KÖSTER & BRUNS 2002; KÖSTER et al. 2003; JEROMIN 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012). Damit lag eine gute Grundlage für die Untersuchungen vor.

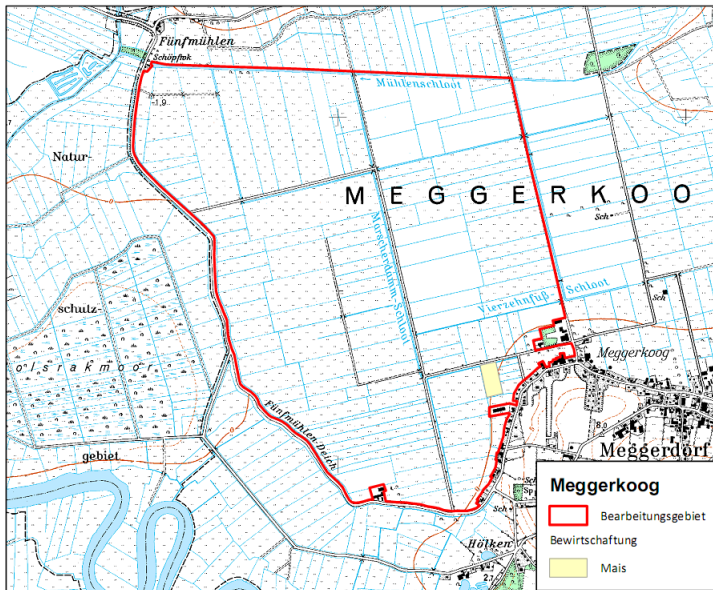


Abb. 3. Untersuchungsgebiet Meggerkoog.

2.3 Tollenmoor

Angrenzend an die Treene befinden sich die Untersuchungsflächen des Tollenmoores (Abb. 4). Typisch für dieses Gebiet sind die extensiv bewirtschafteten Wiesen- und Weideflächen, die vom Wasserstand der Treene beeinflusst werden. Im Gegensatz zu 2007, als das Winterhochwasser der Treene zu längeren Überflutungen im ausgehenden Winter führte, wiesen die untersuchten Flächen in den niederschlagsarmen Frühjahren 2008, 2009, 2010, 2011 und 2012 bereits im März keine Nassstellen mehr auf. 2013 gab es – allerdings nur zu Beginn der Brutzeit – wiederum höhere Wasserstände. Im Mai und somit noch zur Brutzeit der Kiebitze waren die Flächen dann bereits so weit abgetrocknet, dass sich erste Trockenrisse im Boden bildeten und somit die Nahrungserreichbarkeit für die Limikolen vermutlich stark eingeschränkt war.

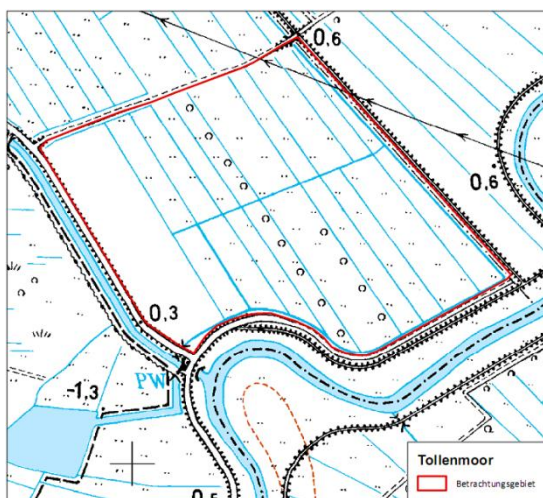


Abb. 4. Untersuchungsgebiet Tollenmoor.

Einige Ackerflächen waren im Jahr 2013 in Grünland umgewandelt worden, so dass sich die Anteile der Nutzungen im Gebiet verändert hatten. Im Jahr 2013 wurden die Untersuchungsflächen vollständig als Silagewiesen bewirtschaftet.

2.4 Badestelle Meggerdorf

Das Untersuchungsgebiet Badestelle grenzt südlich an das Untersuchungsgebiet Meggerkoog an (Abb. 5). Im Süden wird es durch die Alte Sorge begrenzt. Wie auch der Meggerkoog ist das Gebiet durch Niedermoorböden charakterisiert, welche einer intensiven Grünlandbewirtschaftung unterliegen. Zwischen 2007 und 2010 wurde großflächig Mais angebaut. Die Flächen wurden, vermutlich durch einen schlechten Maisertrag, in den darauf folgenden Jahren wieder in Grünland bzw. Getreideäcker umgewandelt. In 2012 hatte der Maisanbau noch einen Anteil von etwa 4,6%, wohingegen in 2013 gar kein Mais mehr angebaut wurde.

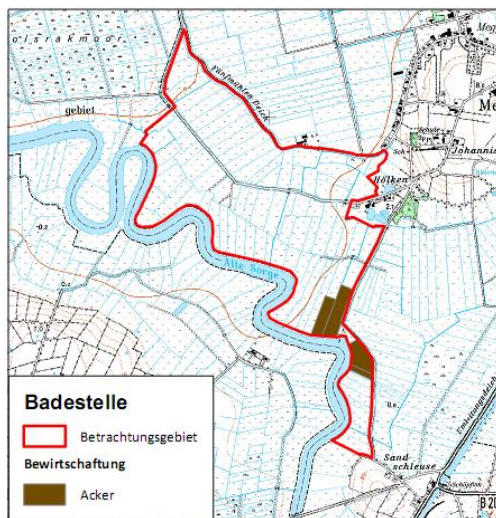


Abb. 5. Untersuchungsgebiet Badestelle Meggerdorf.

2.5 Mildter Koog

Die Kartierungen im Untersuchungsgebiet Mildter Koog fanden auf den drei Wiesenvogelmonitoring-Gebieten Mildter Koog/Schlickkoog, Gerlandskoog/Tadjebüller Koog und Oldenkoog/Oldenfelder Koog mit einer Gesamtfläche von 1.278 ha statt (Abb. 6). Das Untersuchungsgebiet wird im Norden durch die Treene und im Süden durch die Eider begrenzt und befindet sich am westlichen Rand der Eider-Treene-Sorge-Region. Die landwirtschaftliche Nutzfläche betrug 1.157 ha. Die Bewirtschaftung ist im Vergleich zum Vorjahr gleich geblieben.

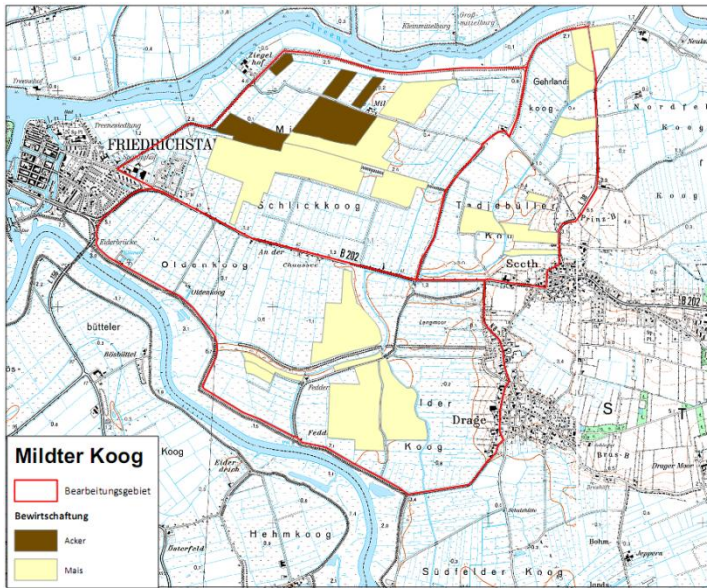


Abb. 6. Untersuchungsgebiet Mildter Koog.

2.6 Haimoorkoog

Das Untersuchungsgebiet Haimoorkoog befindet sich am östlichen Ende der Halbinsel Eiderstedt und ist durch Marschenböden charakterisiert. Von dem etwa 283 ha großen Untersuchungsgebiet wurden ca. 96 ha ackerbaulich genutzt. Der Maisanteil betrug im Untersuchungsgebiet etwa 6,8% und war damit im Vergleich zum Vorjahr leicht rückgängig. Das Grünland wurde vorrangig, mit etwa 117 ha, zur Grasernte genutzt, während etwa 70 ha der Schaf- und Rinderbeweidung dienen.

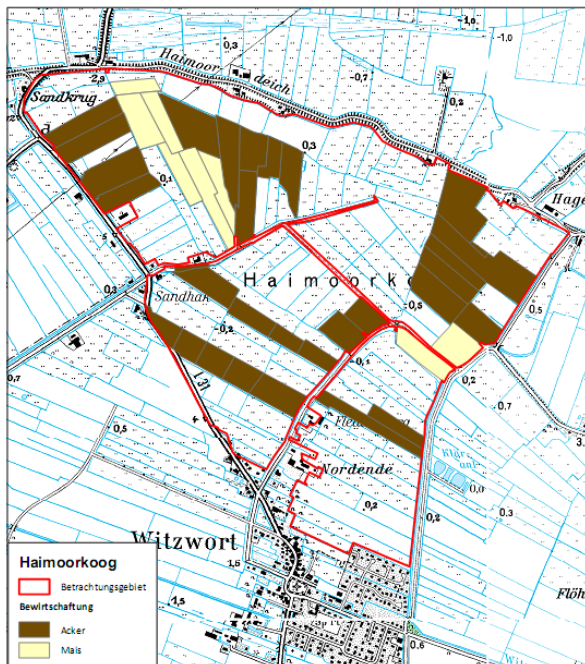


Abb. 7. Untersuchungsgebiet Haimoorkoog.

2.6 Börmer Koog

Der Börmer Koog liegt südwestlich von Börm (Abb. 8). Bei dem 556 ha großen Untersuchungsgebiet handelt sich um eine feuchte Grünlandniederung, die direkt an eine ackerbaulich genutzte Region anschließt. Es herrschte die Silagegewinnung vor. Selten waren Dauer- oder Mähweiden zu finden. Im Osten des Kooges traten vermehrt Maisäckern auf, aber auch im übrigen Bereich befanden sich einige eingestreute Maisflächen.

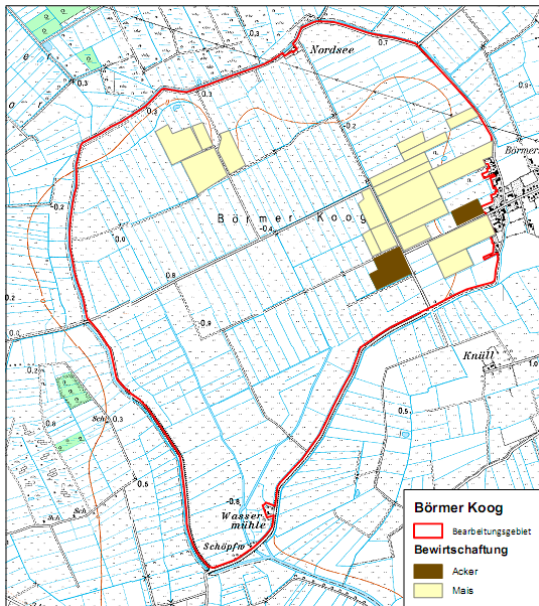


Abb. 8. Untersuchungsgebiet Börmer Koog.

2.7 Norderstapel

Das 229 ha große Untersuchungsgebiet Norderstapel weist mit etwa 48% den größten Maisanteil auf. Die höher gelegenen Ackerflächen grenzen nördlich und südlich an tiefer liegende Grünlandbereiche an. Im Westen wird das Untersuchungsgebiet durch die Gemeinde Norderstapel begrenzt. Insgesamt 101 ha Grünland (überwiegend Weiden) lagen verstreut zwischen den Mais- und Getreidefeldern (Abb. 9).

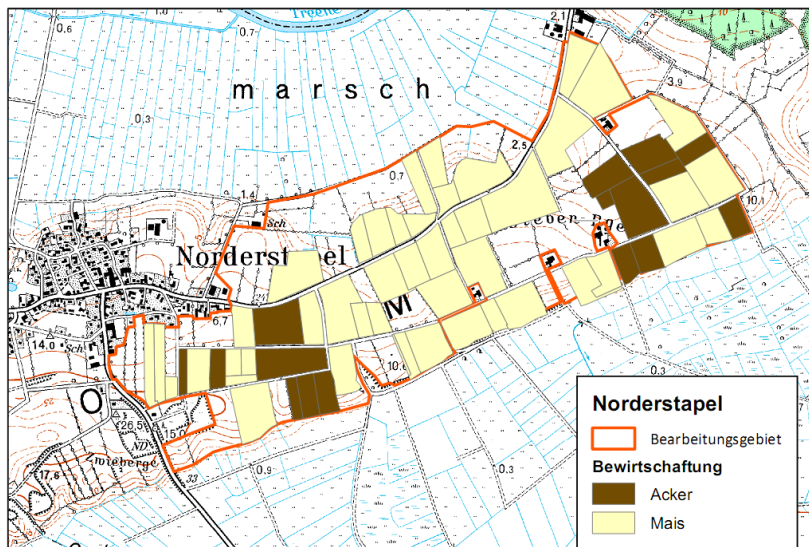


Abb. 9. Untersuchungsgebiet Norderstapel.

3. Material und Methode

3.1 Bestandserfassungen und Farbringkontrollen in den Brutgebieten

Wie in den Jahren zuvor wurden auch 2013 die Kiebitz-Brutbestände in den Untersuchungsgebieten kartiert. Die Kartierung erfolgte bei den regelmäßigen Kontrollen im Abstand von ca. fünf Tagen, wobei alle Kiebitze mit ihren Verhaltensweisen flächenscharf in Feldkarten eingetragen wurden. Die Beobachtung von Paaren oder räumlich voneinander abgegrenzten Altvögeln mit Flächenbezug wurde jeweils als Revier gewertet. Im Meggerkoog erfolgte die Revierfeststellung im Rahmen des Projektes „Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz“ durch Dagmar Bennewitz.

Die Trends für die landesweiten Bestände wurden mit den aktuellsten Daten der Datenbank im Michael-Otto-Instituts im NABU berechnet (zur Methode siehe HÖTKER et al. 2007a). Dabei standen die Daten des Brutvogelmonitorings an der Nordseeküste bis 2008 sowie zahlreiche andere Berichte und Zählungen zur Verfügung. Eine größere zeitliche Datenlücke hatte sich bis 2010 für eines der wichtigsten Brutgebiete für Wiesenvögel in Schleswig-Holstein aufgetan: die Halbinsel Eiderstedt. Seit einer vollständigen Kartierung im Jahre 2001 hatte es dort keine den Vorgaben des landesweiten Monitoringprogramms genügenden Erfassungen mehr gegeben. Aufgrund widersprüchlicher Einschätzungen in der Region hat das Eiderstedter Forum daher zur Aktualisierung der Datengrundlagen eine ehrenamtliche Vogelzählung angeregt. Diese Kartierungen wurden 2010 nach der Methode des landesweiten Wiesenvogelmonitorings (HÖTKER et al. 2004) durchgeführt und 2011, 2012 sowie 2013 fortgesetzt. Zusätzlich erfolgte eine Kartierung des Vogelschutzgebiets Eiderstedt (HOFEDITZ & JEROMIN 2012) sowie sämtlicher bedeutender Wiesenvogelgebiete in Schleswig-Holstein, für die keine Daten aus jüngerer Zeit vorgelegen hatten (HÖTKER et al. 2013).

3.2 Fang und Beringung der Altvögel

In allen vier Beringungsgebieten wurde mit der gleichen Methodik wie in den Vorjahren vorgegangen. Es wurden zunächst jeweils möglichst viele Nester gesucht. Bei der Beobachtung eines brüten-

den Alttieres wurde sein Standort aufgesucht und das Gelege mit einem oder zwei unauffälligen Bambusstöcken in einem Abstand von zwei bis zehn Meter markiert. Die Lage des Nestes wurde in eine Karte eingetragen. Auf diesen Nestern wurde versucht, die brütenden Altvögel mit Hilfe von selbstauslösenden Prielfallen zu fangen. Unabhängig von der Bebrütungsdauer der gefundenen Kiebitzgelege wurde möglichst frühzeitig mit den Fangvorbereitungen begonnen. Hierzu wurde zunächst eine Prielfalle (Länge: 60 cm, Breite: 50 cm, Höhe: 25 cm) im Abstand von zwei Metern vom Nest abgelegt und in den Folgetagen in ein bis zwei weiteren Schritten bis unmittelbar an das Nest angenähert, um so eine Gewöhnung der Tiere an die Falle zu ermöglichen.

Für den direkten Fang wurden möglichst windstille, nicht zu heiße oder zu kühle Tage ausgewählt. Bei stärkerem Wind wurde die windanfällige Falle in ihrer Auslöseempfindlichkeit angepasst. Um die Eier nicht zu gefährden, wurden diese während des Fanges meistens durch Eiattrappen ausgetauscht (Abb. 10). Die Eier selbst wurden währenddessen vermessen und anschließend warm eingepackt.

Um einen effektiven Fang zu gewährleisten, musste teilweise der Bodengrund der Falle mithilfe von Bodenmaterial der Umgebung angepasst werden (siehe Abb. 11). Während des Fanges war immer ein Bearbeiter in Sichtnähe, um ein gefangenes Tier möglichst schnell aus der Falle zu entnehmen und so dessen Stress zu minimieren. Teilweise bemerkten die Vögel auch nicht den unmittelbaren Fang und brüteten unter der Falle auf den Eiattrappen, bis der Bearbeiter die Fläche betrat.

Die gefangenen Vögel wurden unmittelbar nach dem Fang beringt und vermessen. Die Beringung erfolgte mit jeweils fünf Farbringen: Zwei Ringe jeweils beidseitig über dem Intertarsalgelenk und ein gelber Ring als Kennring dieser Untersuchung zusammen mit einem Ring der Vogelwarte Helgoland unter dem linken Intertarsalgelenk (Abb. 12). Zur dauerhaften Haltbarkeit wurden die Farbringe zusätzlich mit Sekundenkleber verklebt. Die verwendete Ringkombination ermöglicht eine dauerhafte, individuelle Erkennung bei späteren Beobachtungen. Die Auswahl der Farbringkombinationen wurde mit der Wader Study Group international abgestimmt. Von allen Kiebitzen wurde die Größe (Flügel-länge, Tarsus, Schnabellänge bis Federansatz, Kopflänge) und Körpermasse aufgenommen.



Abb. 10. Kiebitzfang-Vorbereitungen (oben: Kiebitzgelege; unten: Austausch der Eier gegen Eiattrappen; Fotos: S. Abel).

3.3 Beringung der Jungvögel

Die Kiebitznester wurden teilweise zum Schlupftermin letztmalig kontrolliert und die gerade geschlüpften Küken mit einem Stahlring der Vogelwarte Helgoland beringt. Damit ließen sich die Küken später den Nestern und somit den Revierpaaren eindeutig zuordnen. Auch Küken von unberingten Altvögeln wurden beringt, um so die Stichprobe zur Berechnung der Überlebensrate zu erhöhen. Für eine Farbmarkierung waren die frisch geschlüpften Küken jedoch noch zu klein. Ab einem Alter von sechs Tagen, meist jedoch erst ab 14 Tagen, wurden die Jungvögel dann ebenfalls mit einer Farbringkombination versehen und deren Körpermasse gemessen. Hierzu wurden Kiebitzfamilien beobachtet und der Aufenthaltsort der Jungvögel aufgesucht. Die Jungvögel flüchteten meist nur wenige Meter und verbargen sich dann unter höherer Vegetation oder, auf ihre Tarnung vertrauend, auf offenem Boden, an Maulwurfshügeln oder an altem Rinderdung. Ältere Küken im Binnenland flüchteten hingegen oft über größere Strecken, so dass zu deren Auffinden eine zweite Person hilfreich war. Flüchteten die Jungvögel in angrenzende Grabenvegetation, so wurde diese systematisch abgesucht, und meist konnten dabei die jungen Kiebitze gefunden werden.

Die Jungvögel wurden ebenfalls unmittelbar nach dem Fang vermessen und beringt. Das Vorgehen war dabei dasselbe wie bei den Altvögeln. Wenn nur ein Teil der Küken einer Familie gefangen werden konnte, wurde die Beringung ortsnah durchgeführt, damit die Altvögel nicht währenddessen ihre verbliebenen Küken wegführten. Nach der Beringung und Vermessung wurden die Jungvögel zügig wieder am Fangort freigelassen (siehe Abb. 13).



Abb. 11. Kiebitzfang und Beringung (oben links: Anpassung des Fallenuntergrundes; oben rechts: fängige Falle; unten links: gefangener Kiebitz in der Falle; unten rechts: während der Beringung; Fotos: S. Abel, A. Helmecke, S. Kemnitzer).



Abb. 12. Beispiel einer verwendeten Ringkombination (Foto: A. Helmecke).



Abb. 13. Kiebitzjungvögel (oben links: frisch geschlüpftes Küken; oben rechts: getarntes Küken; unten links: beim Vermessen; unten rechts: drei Küken beim Freilassen; Fotos: S. Kemnitzer, S. Glatt A. Helmecke).

3.4 Schlupf- und Bruterfolg

Alle markierten Nester wurden hinsichtlich des Gelegeschicksals regelmäßig kontrolliert. Bei Abwesenheit der Brutvögel wurde der Neststandort aufgesucht, um die Ursache festzustellen. Verluste durch landwirtschaftliche Aktivitäten waren durch offensichtliche Veränderungen der Flächenstruktur und der Beschädigung der Markierungsstöcke sowie der Nestmulde deutlich zu erkennen. Prädation konnte nur bedingt anhand von Schnabel- oder Bisspuren an den Eischalen festgestellt werden. Sowohl Krähen und Möwen als auch Raubsäuger entfernen oft die Eier aus dem Nest. Traten Gelegeverluste ohne erkennbare Einwirkung der Landwirtschaft auf und fehlten die Eier, wurde dieser Verlust den Prädatoren zugeordnet. Fanden sich hingegen keine Eier, aber feinste Schalensplitter auf dem Nestboden, so waren die Küken geschlüpft. Jedes Gelege, aus dem mindestens ein Küken schlüpfte, wurde als erfolgreich gewertet.

Die Dokumentation des Bruterfolges gelang mit Hilfe der Beobachtung der farbberingten Jung- und Altvögel, durch Fang nicht farbberingter Jungtiere und durch Beobachtung aller weiteren anwesenden Kiebitze. Junge Kiebitze gelten ab einem Alter von 21 Lebenstagen als flügge (NEHLS et al. 1997), der jeweilige Brutversuch somit als erfolgreich.

In den zusätzlichen, für die Mais-Studie untersuchten Gebieten wurde der Bruterfolg der Kiebitze durch regelmäßige Kartierungen (mindestens wöchentlich) der Familien und Zählung mit Altersschätzung der Jungvögel geschätzt.

3.5 Ablesung farbig beringter Kiebitze

Um möglichst viele der farbberingten Kiebitze aus den Vorjahren wiederzufinden, wurden von Anfang März bis Ende April 2013 alle Beringungsgebiete der Vorjahre und die nähere Umgebung derselben aufgesucht und alle beobachteten Kiebitze, nach Geschlechtern getrennt, notiert. Möglichst viele dieser Tiere wurden auf Farbringe kontrolliert und deren Kombinationen abgelesen. So erhielten wir für jede Fläche, jeweils für beide Geschlechter, eine Angabe zur Anwesenheit der Kiebitze, zur Anzahl angesehener und eine zur Anzahl farbberingter Kiebitze. Die unmittelbaren Beringungsgebiete der Jahre 2007-2013 wurden so oft wie möglich, mindestens aber alle fünf Tage aufgesucht. Angrenzende Wiesen und Äcker mit vielen Kiebitzen wurden zusätzlich regelmäßig kontrolliert. Alle Orte, an denen farbberingte Kiebitze beobachtet wurden, wurden ähnlich häufig wie die Beringungsgebiete kartiert.

3.6 Kiebitze und Maisanbau

Im Jahr 2013 wurden in acht unterschiedlichen Gebieten, denselben wie 2012, Untersuchungen zur Habitatnutzung und zum Bruterfolg des Kiebitzes in Abhängigkeit des Flächenanteils des Maisanbaus durchgeführt (siehe auch Kap. 2). Bei den Gebieten handelte es sich um den Meggerkoog (Langzeitprobefläche), Meggerkoog-Badestelle, Börmer Koog, Tollenmoor, Mildter Koog und Norderstapel in der Eider-Treene-Sorge-Niederung sowie den Haimoorkoog und das Dithmarscher Eidervorland an der Westküste. Ihre Ausdehnung variierte zwischen 44 ha und 1278 ha. Dabei reichte der Maisanteil von 0% bis über 47%. Die Methoden entsprachen den in Kap. 3.4 geschilderten. Auf die Nestersuche wurde in den Gebieten, die nur für die Fragestellung „Maisanbau“ untersucht wurden, verzichtet.

3.7 Ergänzungen zum Habitatmodell: Vergleich von Beobachtungs- und Zufallspunkten

Vor allem zur Darstellung des Einflusses von Störkulissen und anthropogenen Strukturen auf die räumliche Verteilung von Kiebitzen wurden Beobachtungspunkte von Kiebitzen in ihren Brutgebieten in Schleswig-Holstein mit diesen Beobachtungspunkten zugeordneten Zufallspunkten verglichen. Die Beobachtungen von Kiebitzen erfolgten bei Exkursionen in die Brutgebiete. Es wurden jeweils die ersten angetroffenen Kiebitze registriert, es sei denn, ihr Verhalten deutete darauf hin, dass es sich nicht um örtliche Brutvögel handelte (Aufenthalt in einem Schwarm von mehr als vier Vögeln, Verlassen des Beobachtungsgebiets während der Beobachtung). Es wurde darauf geachtet, bei jeder Exkursion unterschiedliche Gebiete aufzusuchen, um so weitgehend auszuschließen, dass einzelne Individuen mehrfach registriert wurden. Bei der Beobachtung der Kiebitze wurde zwischen Altvögel ohne Jungvögel und Altvögeln mit Küken unterschieden. Das Alter der Küken wurde grob geschätzt.

Zu jedem Beobachtungspunkt wurde ein Zufallspunkt ermittelt. Die Lage der Zufallspunkte wurden wie folgt ermittelt: Auf einer Karte im Maßstab 1:25000 wurde der Beobachtungspunkt eingezeichnet. Um diesen Punkt wurde ein nach Norden ausgerichtetes Quadrat mit 4 km Kantenlänge konstruiert. Innerhalb dieses Quadrats wurde mittels eines Zufallszahlengenerators ein zweiter Punkt zufällig ausgewählt. Fiel der Zufallspunkt auf einen durch Kiebitze nicht besiedelbaren Bereich (Gehölz, Gebäude, Verkehrsfläche, tiefe Wasserfläche), wurde der Vorgang wiederholt.



Für alle Beobachtungs- und alle Zufallspunkte wurden folgende Parameter festgehalten:

- Art der Nutzung (Kategorien: Weide (Schafweide oder Rinderweide (inkl. Pferd)), Mähwiese, Acker/Brache, Flachwasserzone)
- Intensität der Nutzung (Kategorien: extensiv, intensiv)*
- Vegetationshöhe (geschätzt in 10cm-Schritten)
- Entfernung zur nächsten Flachwasserzone
- Bodenfeuchte (geschätzt, Kategorien „trocken“ und „feucht“ (einschl. „nass“ und „unter Wasser“))
- Zahl der Blüten im Umkreis von 10m (grobe Schätzung)
- Entfernung zum/zur nächstem/nächster
 - Busch (über 5m), einzeln stehenden Baum
 - Wald (mindestens 10 Bäume)
 - Gebäude
 - bewohnten Gebäude
 - geschlossenen Bebauung (mindestens 10 Häuser)
 - Weg (befestigter Feldweg bis Gemeindeweg)
 - Straße (Kreisstraße bis Autobahn)
 - Eisenbahnlinie
 - Windkraftanlage (Nennleistung > 250 KW)
 - Hoch- oder Mittelspannungsleitung

*extensiv: weniger als 1,5 Großvieheinheiten pro ha, Mahd nach dem 20.6.; intensiv: übrige Parzellen

Die Entfernungen wurden auf den Karten mit einem Lineal bestimmt. Bei geringeren Entfernungen (unter 300 m) kam ein optisches Entfernungsmessgerät (Leica Geovid) zum Einsatz. Die Genauigkeit der Entfernungsmessungen dürfte bei etwa $\pm 10\%$ gelegen haben.

Die Wirkungen der Entfernung wurden zunächst für jede Struktur getrennt betrachtet. Wirkungsentfernungen wurden festgelegt.

Um das Zusammenwirken der Faktoren zu berücksichtigen, wurden Generalisierte Lineare Modelle (Binomial) untersucht, bei denen die abhängige Variable die Zugehörigkeit zur Gruppe der Beobachtungspunkte oder der Zufallspunkte war. Die erklärenden Variablen waren „Art der Nutzung“, „Inten-



sität der Nutzung“, „Vegetationshöhe“, „Zahl der Blüten in 10 m Umkreis“, „Bodenfeuchte“, „Entfernung zur nächsten Flachwasserzone“ und „Nähe zu Störkulissen“. Der letztgenannte Parameter nahm den Wert „ja“ an, wenn der Punkt innerhalb des Wirkungsradius von mindestens einem der verschiedenen Strukturen lag.

3.8 Datenauswertung

Die Datenauswertung, statistische Analyse und Kartendarstellung erfolgte mit den Computerprogrammen MS-Excel und R (R Development Core Team 2013). Die Auswertung der Trends erfolgte mit TRIM 3.54 (STRIEN et al. 2004). Die Überlebensraten wurden mit dem Programmpaket MARK (<http://warnercnr.colostate.edu/~gwhite/mark/mark.htm>, Nov. 2009) modelliert.

Zur Analyse der Wirkungsbereiche potenzieller Störkulissen (Straßen, Gebäude etc.) wurden zwei Verfahren angewendet. Zunächst wurden mit Generalisierten Additiven Modellen Funktionen modelliert, die darstellen, wie wahrscheinlich es ist, dass ein Punkt in einer bestimmten Störkulisse ein Kiebitz-Beobachtungspunkt und nicht ein Zufallspunkt ist. Dies wurde für jede Art von Störkulissen getrennt vorgenommen. Anschließend wurden die Entfernungswerte ermittelt, bei denen die 25%- bzw. die 50% Wahrscheinlichkeitsmarke überschritten wurde. In einem zweiten Ansatz wurden Zufallspunkte und Kiebitz-Beobachtungspunkte gegen die Entfernung von der Störkulisse aufgetragen. Dann wurde überprüft, bis zu welcher Entfernung ausgehend von der Störkulisse Zufallspunkte häufiger waren als Beobachtungspunkte. War eine solche kritische Entfernung gefunden, wurde mit einem Exakten Test von Fischer überprüft, ob sich der Anteil von Zufallspunkten oberhalb und unterhalb dieses kritischen Wertes signifikant unterschied. In wenigen Fällen war die Lage der kritischen Punkte nicht offensichtlich. In diesen Fällen wurden die Tests mit mehreren Entfernungswerten durchgeführt. Unter den Entfernungen mit signifikanten Testergebnissen wurden jeweils die höchsten gewählt um ggf. eine größtmögliche Sicherheit für die Auswahl von geeigneten Kiebitzflächen zu erreichen.

Die Auswertung der Habitatdaten erfolgte überwiegend mit Generalisierten Linearen Modellen (Binomial). Die Modellauswahl erfolgte durch sukzessives Entfernen der am wenigsten signifikanten Parameter - bis ein Modell mit ausschließlich signifikanten Parametern gefunden war. Die endgültige Auswahl unter allen konstruierten Modellen erfolgte anhand des Akaike-Informationskriteriums, das zwischen der Passgenauigkeit und der Komplexität von Modellen abwägt. Die Modelle wurden nach den in ZUUR et al. (2009) genannten Methoden überprüft.

Der Schlupferfolg der markierten Gelege wurde nach MAYFIELD (1975) errechnet:

$$P = (1 - T_v / T_k)^{30}$$

P: geschätzte Schlupferfolgsrate,

T_k: Anzahl der Tage, an denen Nester unter Kontrolle standen,

T_v: Anzahl der Verlusttage (entspricht der Anzahl der verlorengegangenen Nester).

Diese Methode berücksichtigt, dass einzelne Nester bereits frühzeitig, bevor sie gefunden worden sind, verloren gehen und eine alleinige Betrachtung der gefundenen Nester den Schlupferfolg überschätzt. Der Schlupferfolg ergibt sich dabei aus der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit der Nester und der Brutdauer. Diese Berechnungsmethode erlaubt eine realistische Einschätzung der Höhe der Gelegeverluste bzw. des Schlupferfolges, da sie die Verluste für die gesamte Anwesenheitsdauer eines Geleges, vom Legebeginn bis zum Schlupf, berücksichtigt.



Für die Ermittlung der Prädationswahrscheinlichkeit wurde die tägliche Überlebensrate nur anhand der Prädationsverluste berechnet.

4. Ergebnisse

4.1 Bestandsentwicklung

Die Kiebitzbrutbestände in den einzelnen Untersuchungsgebieten schwankten erheblich (Tab. 1). Die Summe der 2013 insgesamt untersuchten Paare war in den drei Gebieten Dithmarscher Eidervorland, Meggerkoog (Langzeitprobefläche) und Tollenmoor ähnlich der der Vorjahre.

Tab. 1. Kiebitz-Brutbestände (Paare) in den Untersuchungsgebieten 2013.

	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Dithmarscher Eidervorland	82	112	89	77	85	58	81
Meggerkoog (Langzeitprobefläche)	44	37	16	29	30	42	43
Tollenmoor	41	10	6	6	3	18	12
Norderstapel	-	-	-	-	-	10	8
Haimoorkoog	-	-	-	-	-	11	14
Börmer Koog	-	-	-	-	-	50	49
Mildter Koog	-	-	-	-	-	69	80
Badestelle	-	-	-	-	-	26	23

In ganz Schleswig-Holstein haben die Kiebitzbestände nach den Daten aus den Wiesenvogel-Monitoringgebieten seit 1990 deutlich abgenommen, sind aber in den vergangenen Jahren stabil geblieben (Abb. 14). Die für das Wiesenvogelmonitoring ausgewählten Zählgebiete gehören zu den für diese Artengruppe noch am besten geeigneten Bereichen und dürften somit nicht repräsentativ für die schleswig-holsteinische „Normallandschaft“ sein. Aus diesem Grund dürfte die Trendlinie in Abb. 14 für den Kiebitz zu „optimistisch“ sein. Es spricht Vieles dafür, dass die Bestandsabnahmen landesweit deutlich stärker waren.

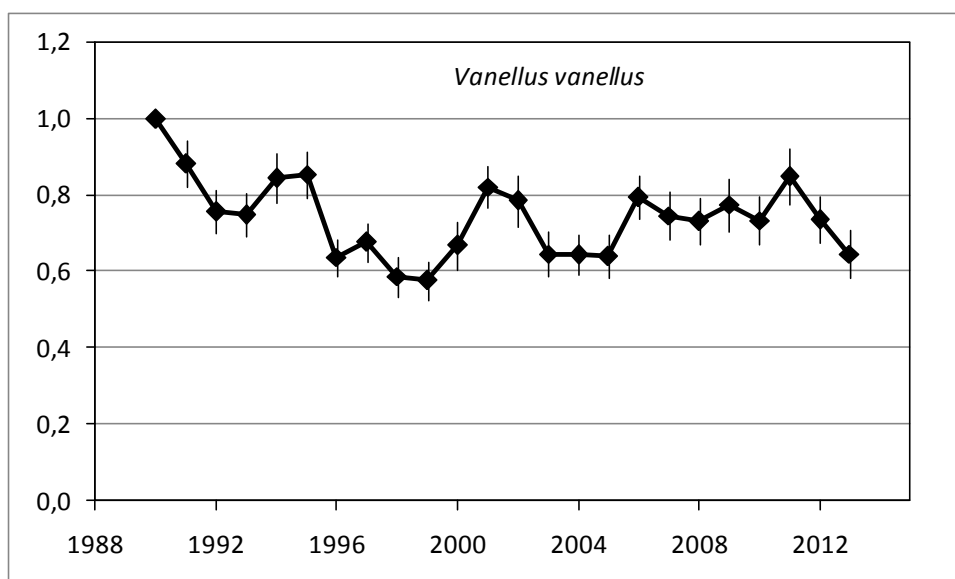


Abb. 14. Entwicklung der Kiebitz-Brutbestände (Indexwerte) in Schleswig-Holstein. Die senkrechten Linien markieren die Standardfehler der Indexwerte.



4.2 Habitatwahl

4.2.1 Habitatwahl der Altvögel

Der Vergleich der Beobachtungsorte der Altvögel und der Zufallspunkte (jeweils n=120) ergab, dass Kiebitze zu potenziellen Störkulissen zum Teil sehr große Abstände einhielten (Tab. 2). Um Wälder, bewohnte Gebäude und Straßen wurden jeweils in Abstand von mehreren Hunderten von Metern signifikant weniger Kiebitze beobachtet als bei einer zufälligen Verteilung der Beobachtungspunkte zu erwarten wäre. Der sehr große Meideabstand gegenüber Windkraftanlagen dürfte allerdings auch damit zusammenhängen, dass sich in den Untersuchungsgebieten nur wenige geeignete Kiebitzbrutgebiete in der Nähe von Windkraftanlagen befanden.

Tab. 2. Abstände von Kiebitzen zu Strukturen. Nächster Kiebitz: Minimaler beobachteter Abstand; 25% bzw. 50%: siehe Kap. 3.8; Signifikanzbereich: Bereich, in dem sich die Abstände von beobachteten signifikant von den Abständen von Zufallspunkten zu Strukturen unterscheiden; empfohlener Mindestabstand: aus den Ergebnissen abgeleitete Empfehlung für die Anlage von Schutzmaßnahmen für Kiebitze.

	nächster Kiebitz	25% (m)	50% (m)	Signifikanzgrenze (m)	p (Exakter Test nach Fisher)	Signifikanzniveau	empfohlener Mindestabstand (m)
Büsche, Einzelbäume	20	39	183	80	2,577E-06	***	80
Wald	220	183	190	450	0,00026	***	300
alle Gebäude	125	105	243	125	0,0000008	***	125
bewohnte Gebäude	130	145	282	200	7,8E-09	***	200
geschlossene Besiedlung	240	172	583	500	0,002827	**	500
Wege	20	25	39	35	4,548E-06	***	35
Straßen	55	59	328	400	0,00378	**	300
WKA	700	817	1031	1000	0,00008422	***	1000
Mittel- und Hochspannungsleitungen	150			(500)	0,3753		

Der Vergleich der Beobachtungsorte der Altvögel und der Zufallspunkte hinsichtlich einzelner weiterer Faktoren (Tab. 3) ergab, dass Kiebitze niedrige Vegetation, Gras, Rinderweiden, begrüppes Grünland, eine geringe Entfernung zum nächstgelegenen Flachwasser und feuchte Böden signifikant bevorzugten. Außerdem hielten sie sich signifikant überproportional häufig von störenden Strukturen wie Straßen und Ortschaften fern. Bracheflächen bzw. Schilf mieden sie signifikant. Für alle übrigen jeweils einzeln betrachteten Faktoren ergaben sich keine signifikanten Bevorzugungen oder Meidungen, wenngleich Kiebitzbeobachtungen auf Getreide und Raps deutlich seltener waren als die Zufallspunkte hätten erwarten lassen.

Streng genommen kann die Wirkung der einzelnen Faktoren auf das Vorkommen von Kiebitzen nicht isoliert betrachtet werden, da sie alle gleichzeitig wirken und sich ihre Wirkungen gegenseitig beeinflussen können. Aus diesem Grund wurden multivariate Modelle zur Analyse der Daten benutzt. Das Kiebitzvorkommen (ja oder nein: Zufallspunkt) war die abhängige Variable und die Parameter „Vegetationshöhe“, „Vegetationsart“, „Vorhandensein von Flatterbinsen“ (ja oder nein), „Extensivnutzung“ (ja oder nein), „Nutzung“, „Entfernung zum nächsten Flachwasser“, „Nähe zur nächsten Störkulisse“ (innerhalb oder außerhalb der in Tab. 2 definierten Störradien), „Blütenzahl im Umkreis von 10 m“ wurden als unabhängige Variablen eingesetzt. Wegen ihrer extrem linkssteilen Verteilungen wurden die Parameter „Entfernung zum nächsten Flachwasser“ und „Blütenzahl im Umkreis von 10 m“ logarithmiert.



Das gewählte Modell enthält nur drei - jeweils höchstsignifikante - Faktoren: Vegetationshöhe, Entfernung zum Flachwasser und Nähe zur Störkulisse (Tab. 4). Das Kiebitzvorkommen auf der kleinräumigen Skalenebene wurde also vor allem durch niedrige Vegetation und schnell erreichbares Flachwasser gefördert und durch Störkulissen negativ beeinflusst. Abb. 15 zeigt, dass Kiebitze während der gesamten Saison nur in Vegetationshöhen von weniger als 20 cm vorkamen. Die Entfernungen zu Flachwassergebieten betrug vor allem gegen Ende der Brutsaison im Wesentlichen nicht mehr als 100 m (Abb. 16).

Tab. 3. Vergleich einzelner Habitatparameter von je 120 Kiebitz-Beobachtungspunkten und Zufallspunkten. Angegeben sind jeweils die arithmetischen Mittel bzw. die relative Häufigkeit des Vorkommens der einzelnen Parameter und die Ergebnisse von Kruskal-Wallis-Tests bzw. Exakten Tests von Fisher.

Parameter	Ausprägung	Kiebitz-Beobachtungen	Zufallspunkte	p	Sign.-Niveau
Vegetationshöhe (cm)		4,9	17,8	3,36E-09	***
Vegetationsart	Gras	81%	68%	0,037	*
	Getreide u. Raps	8%	16%	0,069	
	Offener Boden	12%	10%	0,836	
	Brache (Schilf)	0%	6%	0,014	*
Flatterbinsen		9%	4%	0,195	
Extensive Bewirtschaftung		31%	19%	0,052	
Nutzung	Rinder (Pferde)	48%	25%	0,00045	***
	Schafe	15%	15%	1,000	
	Mähwiese	18%	28%	0,065	
	Mais	10%	7%	0,484	
	Getreide u. Raps	10%	19%	0,066	
	Brache (Schilf)	0%	6%	0,014	*
Vorhandensein von Grüppen		60%	35%	0,00017	***
Innerhalb Störungsradius		74%	37%	7,313E-09	***
Entfernung vom Flachwasser (m)		30,9	163,2	1,283E-09	***
Blütenzahl		4,1	4,6	0,714	
Boden feucht		28%	8%	0,00004	***

Tab. 4. Ergebnisse eines Generalisierten Linearen Modells (basierend auf einer Binomialverteilung und logarithmischer Link-Funktion). Unabhängige Variable: Kiebitzverteilung/Zufallspunkt). N=240, erklärte Devianz 31,8%.

	Koeffizient	SE	z	p	Sign.-Niveau
Achsenabschnitt	-3,15467	0,46972	-6,716	1,87E-11	***
Vegetationshöhe (cm)	0,13157	0,02785	4,724	2,31E-06	***
Nahe Störkulisse	1,32637	0,33197	3,996	6,46E-05	***
Log (Entf. Flachwasser)	0,80462	0,18289	4,399	1,09E-05	***

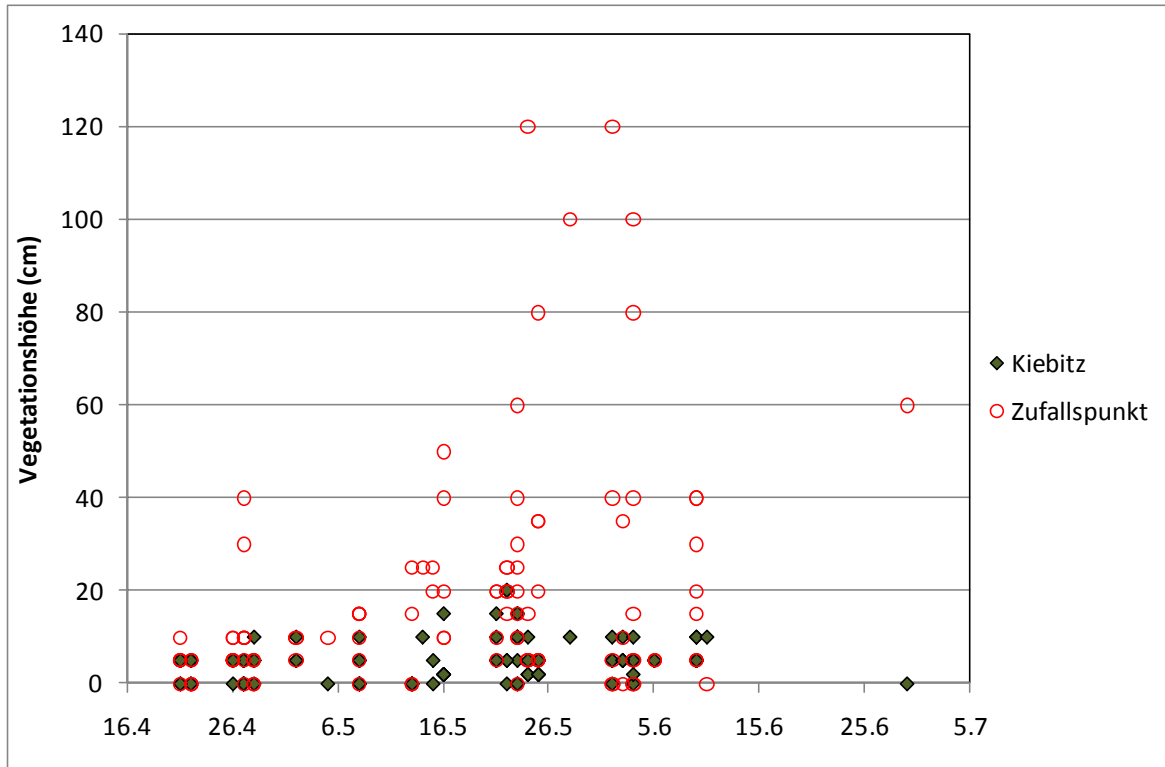


Abb. 15. Vergleich der Vegetationshöhen bei 120 Kiebitzbeobachtungen und bei 120 Zufallspunkten. X-Achse: Datum (im Jahr 2013). Bedingt durch die Darstellung können einzelne Symbole mehr als einen Wert repräsentieren.

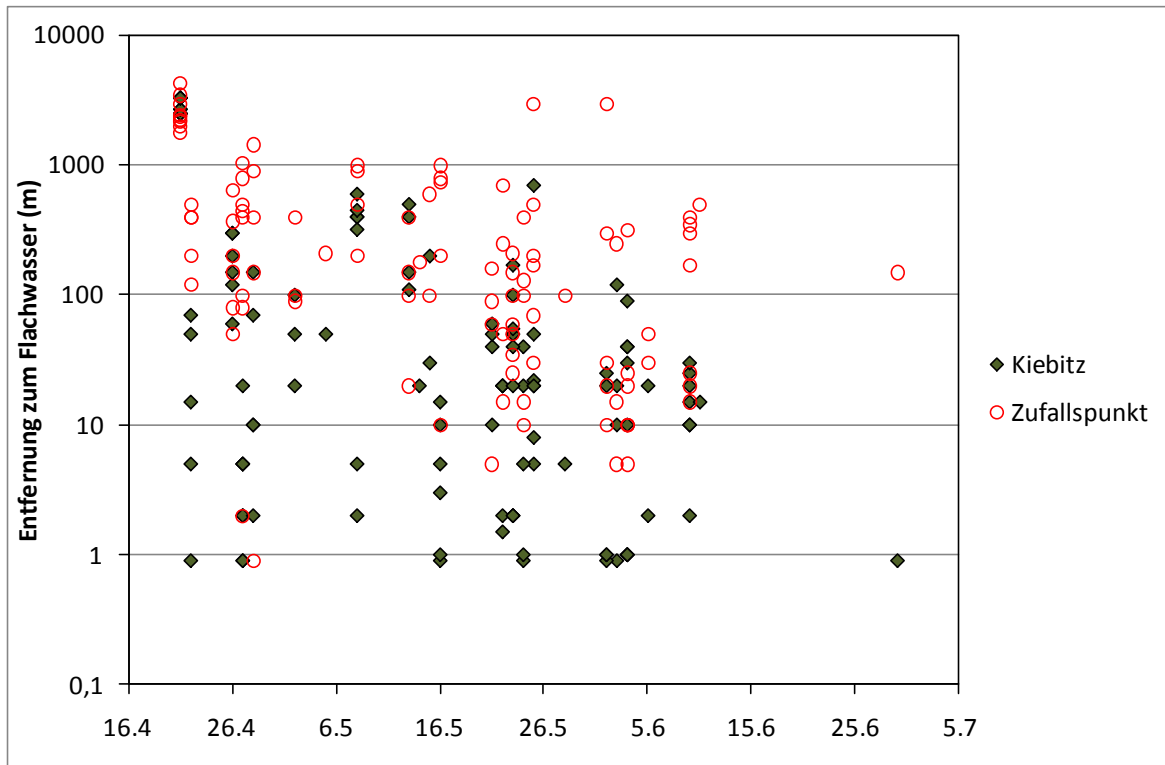


Abb. 16. Vergleich der Abstände zu den nächsten flachen Wasserkörpern von 120 Kiebitzbeobachtungen und 120 Zufallspunkten. X-Achse: Datum (im Jahr 2013). Bedingt durch die Darstellung können einzelne Symbole mehr als einen Wert repräsentieren.

4.2.2 Habitatwahl der Küken

Da Kiebitzküken möglicherweise andere Habitatansprüche aufweisen als Altvögel, wurden die Beobachtungspunkte von Küken (n=47) mit allen anderen Beobachtungspunkten, also denen der Altvögel ohne Küken und den Zufallspunkten ermittelt (n=193). Wegen der geringen Zahl der Kükenbeobachtungen wurde auf eine Differenzierung nach dem Kükenalter verzichtet. Auch wurden die Abstände zu Störkulissen nicht noch einmal gesondert untersucht.

Die Betrachtung einzelner Faktoren (Tab. 5) zeigt, dass die Küken eine niedrige Vegetation, die Nutzung als Grünland, besonders als Rinderweide, das Vorhandensein von Gruppen, viele Blüten in der Umgebung, eine hohe Bodenfeuchtigkeit, die Nähe zum Flachwasser signifikant bevorzugen. Eine signifikante Meidung bestand gegenüber Getreide und Raps und der Nähe potenzieller Störkulissen.

Wegen möglicher Wechselwirkungen der einzelnen Faktoren wurden auch für die Küken multivariate Modelle aufgestellt. Das selektierte Modell (Tab. 6) enthält nur einen Parameter, die Entfernung zum nächsten Flachwasser.

Tab. 5. Vergleich einzelner Habitatparameter von je 47 Beobachtungspunkten von Kiebitzküken und 193 Beobachtungspunkten ohne Kükenbeobachtung. Angegeben sind jeweils die arithmetischen Mittel bzw. die relative Häufigkeit des Vorkommens der einzelnen Parameter und die Ergebnisse von Kruskal-Wallis-Tests bzw. Exakten Tests von Fisher.

Parameter	Ausprägung	Küken	keine Küken	p	Sign.-Niveau
Vegetationshöhe (cm)		5,6	12,7	1,16E-05	***
Vegetationsart	Getreide u. Raps	0%	15%	0,0020	**
	Gras	96%	65%	8,41E-06	***
	Rest	4%	20%	0,0052	**
Flutterbinsen		6%	7%	1	
Extensive Bewirtschaftung		55%	18%	7,121E-07	***
Nutzung	Rinder (Pferde)	79%	26%	6,406E-11	***
	Schafe	6%	17%	0,071	
	Mähwiese	13%	25%	0,081	
	Mais	2%	10%	0,137	
	Getreide u. Raps	0%	15%	0,0020	**
Vorhandensein von Gruppen		72%	36%	0,00001	***
Innerhalb Störungsradius		17%	51%	2,911E-05	***
Entfernung zum Flachwasser (m)		8,7	120,3	0,00080	***
Blütenzahl		8,1	3,8	0,0059	**
Boden feucht		45%	11%	1,075E-06	***

Tab. 6. Ergebnisse eines Generalisierten Linearen Modells (basierend auf einer Binomialverteilung und logarithmischer Link-Funktion). Unabhängige Variable: Kiebitzküken-Beobachtung (ja – nein). N=240, erklärte Devianz 29,1%.

	Koeffizient	SE	z	p	Sign.-Niveau
Achsenabschnitt	1,2517	0,3872	3,233	0,00123	**
Log (Entf. Flachwasser)	-1,8638	0,2894	-6,439	1,20E-10	***

Küken wurden nur sehr selten weiter als 100 m entfernt von flachen Wasserflächen beobachtet. Oft waren sie sogar unmittelbar an deren Rändern anzutreffen (Abb. 17).

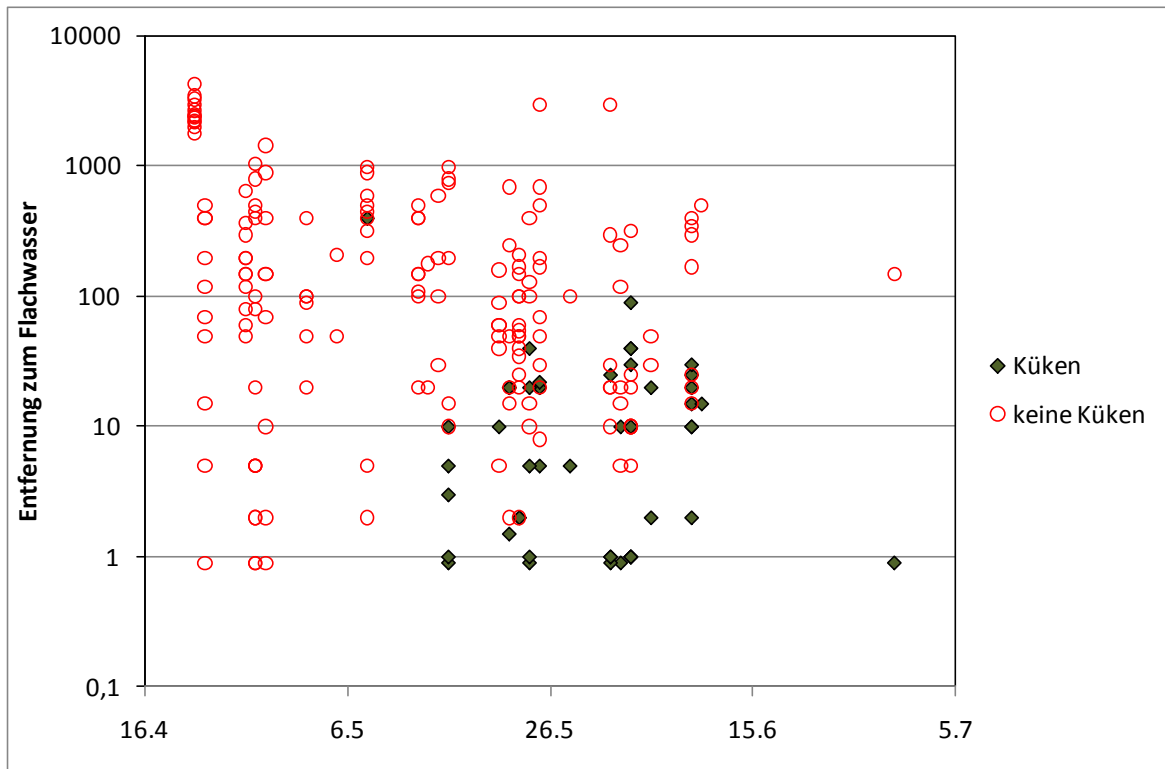


Abb. 17. Vergleich der Abstände zu den nächsten flachen Wasserkörpern von 47 Beobachtungen von Kiebitzküken und 193 anderen Beobachtungspunkten ohne Küken. X-Achse: Datum (im Jahr 2013). Bedingt durch die Darstellung können einzelne Symbole mehr als einen Wert repräsentieren.

4.3 Fang und Beringung

Im Jahr 2013 konnten nur vier weibliche Altvögel gefangen werden (Tab. 7). Zusätzlich konnten insgesamt 34 Küken mit nur einem Vogelwartenring und 42 Küken mit Farbringen beringt werden.

Tab. 7. Anzahl beringter adulter Kiebitze und Kiebitzküken in den Untersuchungsgebieten 2013.

Gebiete	Farbberingung			nur Metallring Jungvögel	Summe Farbber.
	Männchen	Weibchen	Jungvögel		
Tollenmoor	0	0	0	0	0
Meggerkoog	0	4	19	3	23
Dithmarscher Eidervorland	0	0	23	31	23
Summe	0	4	42	34	46

In allen Untersuchungsjahren 2007 bis 2013 wurden insgesamt bisher 11 adulte Männchen, 128 adulte Weibchen und 254 Jungvögel farbberingt, die meisten davon im Dithmarscher Eidervorland (Tab. 8).



Tab. 8. In den Jahren 2007 bis 2013 mit Farbringen markierte Kiebitze.

Gebiete	Farbberingung			Summe
	Männchen	Weibchen	Jungvögel	
Tollenmoor	2	21	13	36
Meggerkoog	8	63	77	148
Dithmarscher Eidervorland	1	44	164	209
Summe	11	128	254	393

4.4 Schlupf- und Bruterfolg

Ein weiterer Schwerpunkt der Untersuchungen war die Ermittlung des Schlupf- und Bruterfolges. Hierfür standen im Jahr 2013 100 Kiebitzgelege zur Verfügung. Die vier (erfolglosen) Gelege im Tollenmoor (drei davon auswertbar) wurden wegen des zu geringen Stichprobenumfangs nicht in die Auswertung einbezogen. Im Durchschnitt aller Gebiete war eine Schlupfwahrscheinlichkeit von etwa 18 % zu verzeichnen (Tab. 9). Bedeutendster Verlustfaktor war die Prädation. Zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten gab es Unterschiede in den Schlupfraten. Der Schlupferfolg war mit 55 % im Dithmarscher Eidervorland am höchsten.

Tab. 9. Schlupf- und Prädationswahrscheinlichkeiten (nach MAYFIELD) der Kiebitzgelege in den Untersuchungsgebieten 2013.

	Dithmarscher Eidervorland	Badestelle	Meggerkoog	insgesamt
Anzahl Gelege	39	41	20	100
davon auswertbar	36	30	20	86
				0
Anzahl Mayfieldtage	602,5	214	205	1021,5
Prädationsverluste	12	27	17	56
Landwirtschaftsverluste	0	0	0	0
verlassen	0	0	0	0
unbekannte Verluste	0	0	0	0
Fangverluste	0	0	0	0
überschwemmt	0	0	0	0
Erfolgreich	24	3	3	30
tägl. Überlebenswahrscheinlichkeit	0,980	0,874	0,917	0,945
Schlupfrate	54,7%	1,8%	7,4%	18,4%
Prädationsrate	45,3%	98,3%	92,6%	81,6%

Anhand der Farbberingungen, aber auch durch Beobachtungen unberingter Jungvögel ließ sich der Bruterfolg der Kiebitze in acht Untersuchungsgebieten abschätzen. Im Vergleich zu den beiden vergangenen Jahren, in dem der Bruterfolg im Dithmarscher Eidervorland erst außerordentlich hoch gewesen und in 2012 wesentlich niedriger gewesen war, lag er in 2013 wieder im oberen Bereich. Im Tollenmoor wurden in 2013 keine Küken flügge (Tab. 10). Im Meggerkoog wurden - wie in den Vorjahren - auf einer Teilfläche von 431 ha (Langzeitprobefläche) regelmäßige Revierkartierungen und



Bruterfolgsuntersuchungen durchgeführt (JEROMIN in Vorb.). In 43 Revieren wurden etwa 26 Küken flügge. Im Dithmarscher Eidervorland wurde die Zahl der flüggen Jungvögel auf etwa 60 geschätzt.

Tab. 10. Kiebitzbruterfolg in den Untersuchungsgebieten im Jahre 2013.

	Anzahl Reviere	Flügge Küken	Bruterfolg (flügge Küken/Revier)
Dithmarscher Eidervorland	81	60	0,74
Meggerkoog (Langzeitprobefläche)	43	26	0,6
Tollenmoor	12	0	0
Badestelle	23	2	0,09
Norderstapel	8	0	0
Haimoorkoog	14	4	0,29
Börmer Koog	49	39	0,8
Mildter Koog	80	4	0,05

4.6 Kiebitze und Maisanbau

In den acht zur Fragestellung „Kiebitze und Maisanbau“ untersuchten Gebieten schwankten die Siedlungsdichten von über 16 Kiebitzrevieren pro 10 ha bis 0,4 Revieren pro 10 ha (Tab. 11, Abb. 18). Der mit Abstand höchste Wert wurde dabei in einem Gebiet ohne Äcker, dem Dithmarscher Eidervorland, festgestellt. Es ergab sich jedoch kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen Abundanz und Maisanteil (Rangkorrelation nach Spearman).

Tab. 11. Bestand und Bruterfolg von Kiebitzen und landwirtschaftliche Nutzung in acht Untersuchungsgebieten in Schleswig-Holstein 2013.

Gebiet	Größe (ha)	Fläche Grünland (ha)	Fläche Mais (ha)	Fläche sonstiger Acker (ha)	Grünland- anteil (%)	Mais- anteil (%)	Anteil sonstiger Acker (%)	Reviere gesamt	Reviere / 10ha	flügge Küken	Bruterfolg (flügge Küken/ Revier)
Meggerkoog	431	429	2	0	99,54	0,46	0,00	43	1,00	26	0,6
Börmer Koog	555,83	497,41	52,6	5,82	89,49	9,46	1,05	49	0,88	39	0,8
Tollenmoor	44,07	44,07	0	0	100,00	0,00	0,00	12	2,72	0	0
Badestelle	194,3	184,82	0	9,18	95,12	0,00	4,72	23	1,18	0-4	0,09
Mildter Koog	1278	894,78	221,25	41,26	70,01	17,31	3,23	80	0,63	4	0,05
Norderstapel	194,56	69,98	94,32	26,01	35,97	48,48	13,37	8	0,41	0	0
Haimoorkoog	283,23	188,34	19,28	75,64	66,50	6,81	26,71	14	0,49	4	0,29
Dithmarscher Eidervorland	50,1	50,1	0	0	100,00	0,00	0,00	81	16,17	60	0,74

Auch der Bruterfolg schwankte stark von einem Totalausfall in Norderstapel bis zumindest 0,74 flüggen Küken/Revier im Dithmarscher Eidervorland. Dabei fiel auf, dass das Gebiet mit dem höchsten Maisanteil keinen Bruterfolg aufwies und höhere Grünlandanteile in den meisten Fällen auch mit einer höheren Reproduktion einhergingen (Abb. 19). Der Zusammenhang zwischen Bruterfolg und Maisanteil war jedoch nicht signifikant (Rangkorrelation nach Spearman).

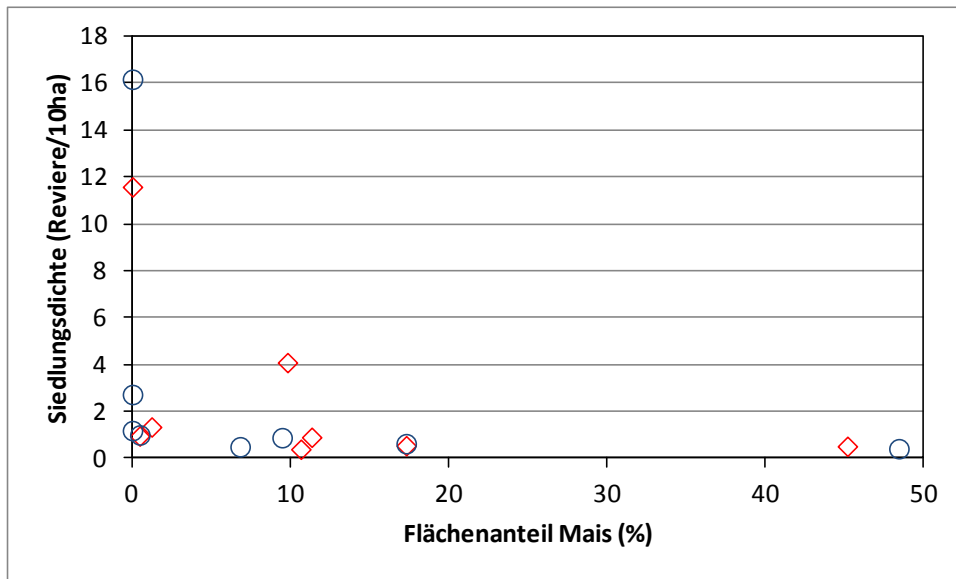


Abb. 18. Siedlungsdichte des Kiebitz [Revier/10 ha] im Vergleich zum Anteil der Maisäcker an der Gesamtfläche in acht Untersuchungsgebieten in Schleswig-Holstein in den Jahren 2012 (rote Rauten) und 2013 (blaue Kreise).

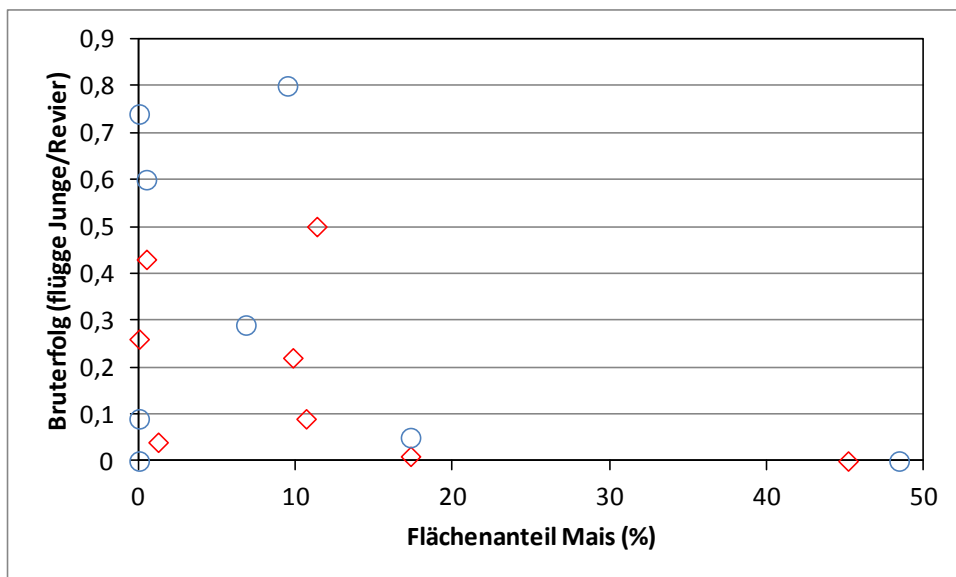


Abb. 19. Bruterfolg des Kiebitz [Junge/Revier] im Vergleich zum Anteil der Maisäcker an der Gesamtfläche in 8 Untersuchungsgebieten in Schleswig-Holstein in den Jahren 2012 (rote Rauten) und 2013 (blaue Kreise).

Die Gesamtschau der Ergebnisse zum Einfluss des Flächenanteils des Maisanbaus auf Siedlungsdichte und Bruterfolg von Kiebitzen (Abb. 18 und 19) zeigt, dass Kiebitze in Gebieten mit einem Maisflächenanteil von bis zu gut 10% hohe Siedlungsdichten aufweisen und hohe Bruterfolgsraten erzielen können. Bei Maisflächenanteilen deutlich darüber war dies nicht der Fall. Das Ergebnis basiert allerdings im Wesentlichen auf den Daten zweier Gebiete, dem Mildter Koog und Norderstapel. Eine Überprüfung des Zusammenhangs mit Modellen, in denen berücksichtigt wurde, dass es sich in beiden Jahren um dieselben Untersuchungsgebiete handelte (Mixed Models) ergaben keine statistisch signifikanten Zusammenhänge.



4.7 Sichtungen beringter Kiebitze

Wie im Vorjahr wurde versucht, möglichst viele der in den Vorjahren farbberingten Kiebitze zu kontrollieren. Die Ablesemöglichkeiten der Kiebitze schwankten innerhalb der Saison und unterschieden sich deutlich zwischen den Habitaten. Die meisten Ableseungen gelangen im zeitigen Frühjahr vor Beginn des Vegetationswachstums, auf den frisch angesäten Ackerflächen oder der Wiesenneueinsaat. Nach der Mahd der Wiesen waren ebenfalls kurzzeitig gute Ablesemöglichkeiten gegeben. Im Dithmarscher Eidervorland war durch Gänseäsung im Winter und beginnenden Frühling und die Schafbeweidung ab Mai eine vergleichsweise niedrige Vegetation vorhanden. Somit waren während der gesamten Untersuchungsperiode relativ gute Beobachtungsbedingungen gegeben. Insgesamt wurden im Jahre 2013 42 in den Vorjahren individuell farbberingte Kiebitze registriert. Es gab 2013 keine wesentlichen neuen Erkenntnisse zu Umsiedlungen. Hier sei auf eine Analyse im Bericht des Jahres 2012 verwiesen.

4.8 Überlebensraten beringter Kiebitze

Für die Schätzung der Überlebensraten anhand markierter Individuen stehen verschiedene Methoden zur Verfügung, von denen viele in dem Programmpaket MARK zusammengefasst sind. Bei der Modellierung wird davon ausgegangen, dass sich die Menge der nach einem Jahr noch lebenden Individuen zusammensetzt aus denjenigen, die gesehen werden, denjenigen die nicht gesehen werden, obwohl sie im Untersuchungsgebiet vorhanden sind, und denjenigen, die das Untersuchungsgebiet dauerhaft verlassen haben und nicht mehr gesehen werden, obwohl sie noch leben. Letztere können bei der Modellierung nicht berücksichtigt werden, deshalb ist das Ergebnis der Modellierung keine absolute Überlebensrate, sondern eine sogenannte lokale Überlebensrate (Φ), die die tatsächliche Überlebensrate gewöhnlich unterschätzt. Die Tatsache, ob ein Individuum im Untersuchungsgebiet wiedergesehen wird, hängt auch von der Wiedersichtungswahrscheinlichkeit (p) ab, die ihrerseits durch verschiedene Parameter (Aufwand für Wiedersichtungen, Wetter im Untersuchungsgebiet etc.) beeinflusst werden kann. In MARK werden sowohl Φ als auch p modelliert. Beide Parameter können sich von Jahr zu Jahr und zwischen den Altersstufen und den Geschlechtern unterscheiden. In MARK werden prinzipiell alle möglichen Kombinationen aus konstanten bzw. jahr-, alters- und geschlechtsspezifischen Φ und p modelliert. Anhand des Akaike-Informationskriteriums wird dann entschieden, welches Modell das aussagekräftigste ist.

Für die Modellierung standen die Daten von 347 in den Jahren 2007-2012 beringten Kiebitzen zur Verfügung (Tab. 12). Unter den als Altvogel beringten Kiebitzen waren nur 11 Männchen. In allen mit dem Kriterium QAICc ausgewählten Modellen unterscheiden sich die geschätzten Wiedersichtungswahrscheinlichkeiten zwischen den Jahren und den Gebieten (Tab. 13).

Tab.12. Für die Schätzung von Überlebensraten verfügbare Beringungen von Kiebitzen aus den Jahren 2007-2012.

	Dithmarschen	ETS	Summe
Altvögel	47	94	141
Jungvögel	138	68	206
Gesamt	185	162	347

Tab. 13. Vergleich der Modelle zur Abschätzung der Überlebensraten von adulten Kiebitzen anhand der Ableseungen aus den Untersuchungsgebieten der Jahre 2008-2013.



Modell	QAICc	Δ QAICc	QAICc Weight	Model Likelihood	Anzahl Parameter	QDeviance
Φ (1styear*site) p(site*t)	1144.2	0	0.49	1	16	301.2
Φ (age*1styear*site) p(site*t)	1145.8	1.5	0.23	0.46	18	298.5
Φ (1styear) p(site*t)	1146.0	1.8	0.20	0.41	14	307.2
Φ (age*sex*1styear*site) p(site*t)	1147.7	3.5	0.09	0.18	20	296.2

(Q)AICc Akaike's Information Criterion

Δ (Q)AICc Differenz von AICc zum niedrigsten AICc-Wert im Modellsatz

Model Likelihood berechnet aus Δ AICc als $L(g_i|x) = e^{-1/2\Delta_i}$

$$w_i = \frac{e^{-1/2\Delta_i}}{\sum_{r=1}^R e^{-1/2\Delta_i}}$$

(Q)AICcweight berechnet als w_i , Summe aller Werte für den Modellsatz ist 1

Die Bezeichnungen der Modelle in den Modellsätzen enthalten folgende Kürzel:

- (.) Modell mit konstanter Wahrscheinlichkeit
- (t) Modell mit zeitabhängiger Wahrscheinlichkeit (1 Parameter je Jahr)
- (age) Modell mit altersabhängiger Wahrscheinlichkeit (3 Jahre bis adult)
- (site) Modell mit gebietsabhängiger Wahrscheinlichkeit (Föhr / ETS)
- (1styear) Modell mit altersabhängiger Wahrscheinlichkeit für Jungvögel (1. Lebensjahr vs. älter)

Die Ergebnisse wurden als gewichtete Mittelwerte aus allen Modellen durch die model averaging-Funktion in MARK ermittelt (Tab. 14).

Tab. 14. Schätzungen der Überlebenswahrscheinlichkeit Φ und der Sichtungswahrscheinlichkeit p von Kiebitzen anhand der Ablesungen aus den Untersuchungsgebieten der Jahre 2008-2013 (durch model averaging ermittelt).

Parameter	Wert	SE	LCI	UCI
lokale Überlebenswahrscheinlichkeit ETS				
Φ Altvögel	0.79	0.04	0.71	0.85
Φ Jungvögel, 1. Lebensjahr	0.36	0.08	0.21	0.53
Φ Jungvögel, nach 1. Lebensjahr	0.76	0.08	0.58	0.87
lokale Überlebenswahrscheinlichkeit Dithmarschen				
Φ Altvögel	0.81	0.04	0.73	0.87
Φ Jungvögel, 1. Lebensjahr	0.52	0.06	0.39	0.64
Φ Jungvögel, nach 1. Lebensjahr	0.84	0.05	0.70	0.92
Sichtungswahrscheinlichkeit				
p ETS 2008	0.82	0.08	0.60	0.93
p ETS 2009	0.53	0.09	0.36	0.68
p ETS 2010	0.51	0.08	0.35	0.66



p ETS 2011	0.75	0.08	0.57	0.87
p ETS 2012	0.68	0.12	0.43	0.86
p ETS 2013	0.31	0.08	0.17	0.49
p Dithmarschen 2008	0.72	0.10	0.48	0.88
p Dithmarschen 2009	0.42	0.07	0.29	0.57
p Dithmarschen 2010	0.66	0.07	0.50	0.78
p Dithmarschen 2011	0.48	0.07	0.35	0.61
p Dithmarschen 2012	0.59	0.09	0.41	0.75
p Dithmarschen 2013	0.45	0.10	0.27	0.64

SE Standardfehler

LCI, UCI: Untere bzw. Obere Schranke des 95%-Konfidenzintervalls

Die Schätzung der lokalen Überlebensraten von Jungvögeln für das erste Lebensjahr wird von der Abwanderung beeinflusst, da sich ein Teil der jungen Kiebitze zur Brut weiter vom Geburtsort entfernt ansiedelt.

Bezüglich der Überlebensrate der Altvögel zeigt die Auswertung keinen deutlichen Unterschied zwischen der ETS und dem Eidervorland. Allerdings erzielten im Dithmarscher Eidervorland die zweijährigen Jungvögel eine höhere lokale Überlebensrate. Bei der Betrachtung der Ergebnisse ist aber zu berücksichtigen, dass die Konfidenzintervalle besonders für die Jungvögel noch relativ hoch sind.

5. Diskussion

5.1 Bestandsentwicklung

In den einzelnen Untersuchungsgebieten schwankten die Kiebitz-Brutbestände in den vergangenen beiden Jahren nur vergleichsweise wenig. Im Dithmarscher Eidervorland war ein deutlicher Anstieg gegenüber dem Vorjahr zu beobachten. Ob der Rückgang der Bestände in den Kiebitz-Monitoringgebieten im Jahr 2013 (Abb. 14) etwas mit dem außerordentlich langen Winter des Jahres 2013 zu tun hat, bleibt abzuwarten und kann frühestens anhand der Sichtungsdaten der farbige beringten Vögel aus dem Jahre 2014 geklärt werden. Aus dem Jahr 2013 hatte es Berichte über offensichtlich verhungerte oder erfrorene Kiebitze gegeben, bzw. über Kiebitze, die dem Straßenverkehr zum Opfer gefallen waren, da sie an aufgetauten Straßenrändern auf Nahrungssuche gingen (u. a. Petersen-Andresen, mündliche Mitteilung).

In Anbetracht der sehr negativen Bestandsentwicklung im Binnenland, die auch in ganz Deutschland zu beobachten ist (HÖTKER et al. 2007a), ist der in Abb. 14 dargestellte scheinbar nur mäßige Bestandsrückgang der landesweiten Brutbestände nur schwer zu erklären. Es ist einerseits davon auszugehen, dass das Wiesenvogelmonitoring, wie es in Schleswig-Holstein betrieben wird, einen zu positiven Eindruck der Bestandsentwicklung des Kiebitzes erzeugt. Der Grund dafür dürfte darin liegen, dass im Zählgebietssystem vor allem die noch bedeutenden Wiesenvogelgebiete vertreten sind und küstennahe Gebiete bzw. das Wattenmeer selbst überrepräsentiert sind. Binnenländische Gebiete, in denen nur noch Kiebitze aber keine anderen Wiesen-Limikolen vorkommen, sind hingegen im Gebietsnetz kaum vertreten. Vermutlich spielt sich derzeit vor allem in solchen Gebieten der Rückgang der Art ab. Ein Vergleich mit den Daten des Monitorings häufiger Brutvogelarten in der Normallandschaft des DACHVERBANDES DEUTSCHER AVIFAUNISTEN (DDA) zeigte in ganz Deutschland eine entsprechende Diskrepanz. Die räumlich weiter gestreuten DDA-Daten zeigten einen erheblich stärkeren Rückgang als die Daten des Wiesenvogelmonitorings (HÖTKER et al. 2007a).

In den vergangenen Jahren hat es erhebliche Anstrengungen des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein gegeben, die Brutbedingungen für Kiebitze in Schutzgebieten zu verbessern. Zu nennen sind hier die auf Wiesenvögel zugeschnittenen Angebote des Vertragsnaturschutzes (JEROMIN 2009, LANDESREGIERUNG SCHLESWIG-HOLSTEIN 2009) sowie erhebliche Maßnahmen auf landeseigenen Flächen (W. PETERSEN-ANDRESEN, mdl.). Aus Abb. 14 lässt sich demnach herauslesen, dass es offensichtlich gelungen ist, den Bestandsrückgang des Kiebitz in den Kern-Verbreitungsgebieten zu stoppen.

5.2 Habitatansprüche

Die großräumige Analyse der Kiebitzbestände in den Wiesenvogelmonitoringgebieten (HÖTKER et al. 2012) hat gezeigt, dass Kiebitze auf Flachwasserzonen in ihrer Umgebung und auf eine große Offenheit der Landschaft angewiesen sind (Tab 15). Die Untersuchungen aus dem Jahr 2013 bestätigen dies auch auf einer feineren räumlichen Skala und präzisieren die Wirkabstände zu Landschaftselementen und potenziellen Störquellen. Eine besondere Bedeutung für Kiebitze spielt die Vegetationshöhe. Die Art bevorzugt Gebiete mit einer sehr kurzen Grasnarbe.



Tab. 15. Modell (GLM, Negative Binomialfunktion, Logistische Regression) zur Erklärung der Höhe der Kiebitzbrutbestände in Wiesenvogel-Zählgebieten in Schleswig-Holstein. N=163, erklärte Devianz 63,2% (aus HÖTKER et al. 2012).

Parameter	Schätzwert	SE	Z	p	Sign.-Niveau
Intercept	-0,83040	0,80093	-1,037	0,29983	
Höhe über NN	-0,03616	0,01064	-3,399	0,00068	***
Log(Flachwasseranteil)	1,25461	0,29026	4,322	0,00002	***
Anteil org. Boden	-0,00660	0,00179	-3,693	0,00022	***
Offenlandfläche	0,00083	0,00011	7,690	0,00000	***
Log(Max.-Entf. Struktur)	1,37599	0,31514	4,366	0,00001	***

Die Habitatwahl der Kiebitzküken ähnelt der der Altvögel. Dieser Befund überrascht nicht, da die Küken zumeist in Begleitung von Altvögeln sind, häufig in deren Revieren aufwachsen und von ihren Eltern geführt werden. Der überragend wirksame Faktor für die Küken ist jedoch die Erreichbarkeit von offenen, flachen Ufern, an denen sie bevorzugt nach Nahrung suchen (THOMSEN et al. 2003, SMART et al. 2006, EGLINGTON et al. 2010). Als Konsequenz für Schutzbemühungen für den Kiebitz ergibt sich daraus, dass Maßnahmen zur Habitatverbesserung vor allem darauf zielen sollten, geeignete Flachwassergebiete zu schaffen, die möglichst gut verteilt in der Landschaft liegen sollten. Diese Maßnahmen sollten in möglichst großen, offenen Bereichen stattfinden, die auf jeden Fall außerhalb der in Tab. 2. genannten Störradien liegen müssen. Offensichtlich erreichen Kiebitze auf sehr tief liegenden Flächen und auf mineralischen Böden (also in den See- und Flussmarschen) höhere Siedlungsdichten als auf anderen Flächen (KOOP & BERND, in Vorbereitung). Maßnahmen hier dürften besonders wirksam sein. Dies bedeutet jedoch nicht, dass Maßnahmen an geeigneten Stellen mit organischen Böden nicht wirksam sein können.

5.3 Schlupf- und Bruterfolg

Im Jahr 2013 wurden in den Untersuchungsgebieten mit Ausnahme des Dithmarscher Eidervorlands vergleichsweise niedrige Schlupf- und hohe Prädationsraten festgestellt, wie sie auch schon in etlichen Jahren zuvor vorgeherrscht hatten (HELMECKE et al. 2007, 2008, 2009, 2010). Der Bruterfolg lag im Meggerkoog und im Dithmarscher Eidervorland höher als im Vorjahr (Abb. 20).

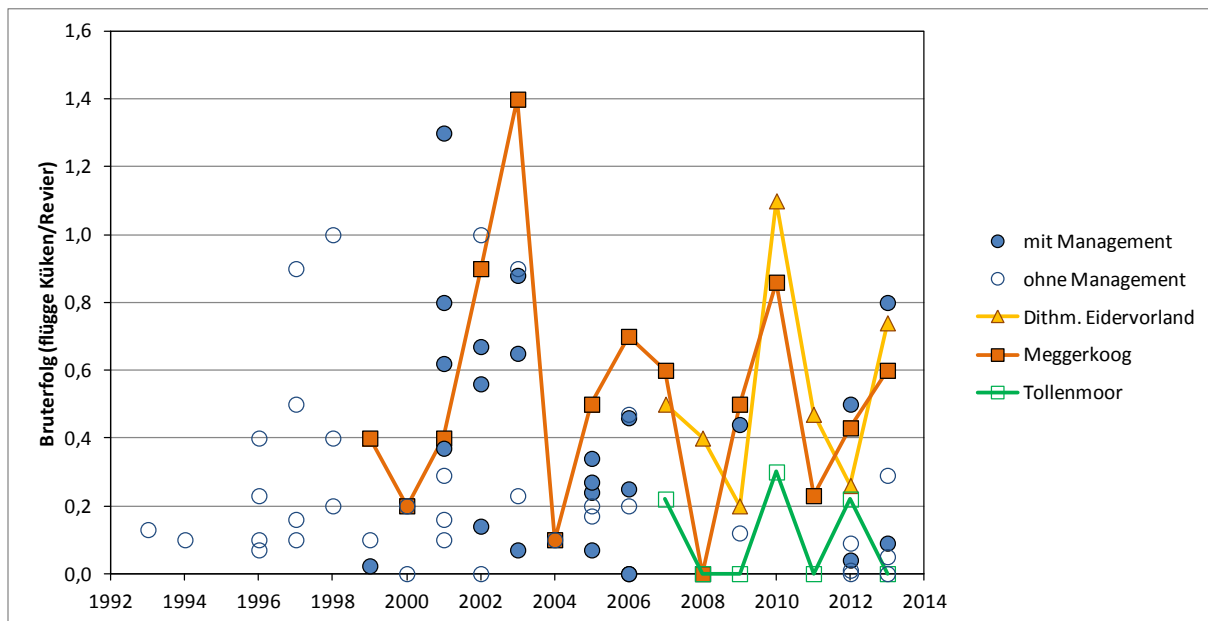


Abb. 20. Bruterfolgsraten von Kiebitzen in den Untersuchungsgebieten und in Schleswig-Holstein (Quellen: HÖTKER 2007b und Archiv Michael-Otto-Institut im NABU).

Die im Rahmen dieser Studie gemessenen Schlupf- und Bruterfolgsraten lagen im Vergleich zu anderen Daten aus Mitteleuropa im Mittelfeld (HÖTKER et al. 2007b). Auch im Vergleich zu den insgesamt 88 seit 1993 in Schleswig-Holstein gemessenen jährlichen Reproduktionsraten von Kiebitzen (Mittelwert 0,35 flügge Junge/Paar) lagen die Ergebnisse im Rahmen der Erwartungen (Abb. 17). Mit einer Studie ist eine Untersuchung von mindestens fünf Paaren in einem Gebiet und einem Jahr gemeint. Untersuchungen im selben Gebiet in unterschiedlichen Jahren wurden als unterschiedliche Studien gewertet.

Vergleicht man alle Studien in Schleswig-Holstein seit dem Jahre 2000, die in Gebieten durchgeführt wurden, in denen ein gezieltes Management für Wiesenvogel (Wasserstands-Regulierung, Schutz von Nestern und Bruten) durchgeführt wurde, mit allen anderen Gebieten, ergibt sich ein deutlich höherer Bruterfolg von 0,47 flüggen Jungvögel/Paar/Jahr ($n=44$, $SD=0,34$) gegenüber 0,19 ($n=28$, $SD=0,34$) in den übrigen Gebieten, der statistisch signifikant ist (Wilcoxon Test, $W=949$, $p=0,00012$). In Abb. 17 lässt sich ein leichter Rückgang des Bruterfolgs außerhalb von Management-Gebieten ab 2000 erkennen, der sich jedoch nicht mit statistischen Methoden nachweisen ließ (Spearman Rang-Korrelationstest, $\rho=-0,28$, $p=0,14$). Es ist allerdings zu beachten, dass in den vergangenen Jahren nur sehr wenige Untersuchungen außerhalb von Schutzprogrammen durchgeführt wurden.

5.3 Kiebitze und Maisanbau

Der Anbau von Mais prägt in zunehmendem Maße die mitteleuropäische Agrarlandschaft. Trotz umfassender Untersuchungen zu den Brutvögeln dieses Landschaftstyps liegen wenige Erkenntnisse darüber vor, wie sich der Maisanbau auf diese Vogelgilde auswirkt. Derzeit ist bekannt, dass Kiebitze Maisäcker besiedeln und während der Bebrütungsphase sogar bevorzugen (HÖTKER et al. 2010), da sie braun gefärbte sind und fast vegetationslos. Dies entspricht ihrem Habitatschema (KLOMP 1954). Es fehlen jedoch Studien, die eine Aussage zur tatsächlichen Eignung von Maisäckern für die Art treffen. Aus diesem Grund wurde im Jahr 2012 in acht unterschiedlichen Gebieten Untersuchungen zur Habitatnutzung und zum Bruterfolg des Kiebitzes in Abhängigkeit des Maisanteils durchgeführt. SAU-



ERBREI et al (in Vorbereitung) entwickelten ein GIS-basiertes Habitatmodell für den Kiebitz. Dabei errechneten sie, dass eine erhöhte Maisanbaufläche generell positive Auswirkungen auf die Brutplatzwahl hat und die Population ansteigen wird. Dies konnte durch die vorliegende Studie widerlegt werden. Umso höher der Maisanteil war, umso geringer war die Siedlungsdichte. SAUERBREI et al (in Vorbereitung) diskutierten ihre Daten ebenfalls kritisch und merkten selber an, dass in der Analyse Faktoren wie Gelegeverluste bei der Frühjahrsbestellung, Eignung als Kükenhabitat, Prädation und ähnliches nicht berücksichtigt werden konnten. Sie schlagen daher vor, bei zukünftigen Handlungsempfehlungen Grünlandumbrüche sowie ungünstige Agrarstandorte für den Maisanbau zu meiden und die Ausweitung des Maisbaus auf Agrarschwerpunktregionen zu beschränken.

Bei der Analyse der Untersuchungsergebnisse wurde besonderer Wert auf den Bruterfolg gelegt. Dabei zeigte sich, dass Regionen mit besonders hohem Maisanteil die geringste Reproduktion aufwiesen. HÖTKER et al. (2010) beschreiben, dass nur dann die Kükenüberlebensrate hoch ist, wenn die Kiebitzfamilien nach dem Schlupf auf nahrungsreiche Grünlandflächen wandern können. Ähnliche Hinweise liefern die Untersuchungsergebnisse aus dem Börmer Koog im Jahr 2012. Dort verblieben im Gegensatz zu den Vorjahren die jungenführenden Kiebitze auf den Maisäckern, mit der Folge, dass mit 16% die geringste Kükenüberlebensrate seit 2009 gemessen wurde. Warum die Familien in diesem Jahr das Habitat nicht wechselten, ist nicht bekannt. Eine Ursache für die ungünstigen Bedingungen könnte in der Nahrungsverfügbarkeit liegen. Der dauerhafte Anbau von Mais auf denselben Standorten führt zur Veränderung der Bodenbeschaffenheit und Bodenfauna. In weiten Bereichen Brandenburgs existieren zum Beispiel auf Mais-Dauerkulturen keine Regenwürmer mehr (Vortrag Prof. Dr. M. Succow, Hamburger Gespräche für Naturschutz, Nov. 2009). Regenwürmer können jedoch sowohl bei Altvögeln als auch von Jungvögeln ab einem bestimmten Alter einen bedeutenden Anteil der Nahrung ausmachen.

Um eine abschließende Bewertung der Situation des Kiebitzes auf Mais vorzunehmen, ist der Stichprobenumfang von acht Untersuchungsgebieten und ein Untersuchungsjahr noch zu gering. Die Studie sollte daher aufgrund des dringenden Forschungsbedarfes weiter fortgeführt werden.

5.4 Überlebensraten

Nach dem sechsten Untersuchungsjahr konnten zum vierten Mal Überlebensraten für Kiebitze in den Untersuchungsgebieten berechnet werden. Genau genommen handelt es sich um sogenannte lokale Überlebensraten, die unterschiedliche Wiedersichtungswahrscheinlichkeiten berücksichtigen. Die Berechnungsverfahren können aber nicht diejenigen Vögel einbeziehen, die das Gebiet dauerhaft verlassen haben und deshalb nicht mehr wiedergesehen werden, obwohl sie noch leben. Die lokalen Überlebensraten unterschätzen deshalb die tatsächlichen Überlebensraten. Auch für die Jungvögel konnte ein Modell berechnet werden. Wegen des relativ geringen Stichprobenumfangs und der geringen Anzahl der Jahre sind die ermittelten Werte noch als vorläufig anzusehen. Dies drückt sich durch die immer noch sehr großen Konfidenzintervalle für die Schätzungen aus.

Die neuen Berechnungen konnten die hohen Überlebensraten der Altvögel aus den Vorjahren nicht bestätigen (HELMECKE et al. 2009, 2010, HÖTKER et al. 2011, 2012). Die Werte für die Altvögel liegen damit im Rahmen der bisher publizierten Werten (Tab. 16).

Dem Problem der vermuteten dauerhaften Umsiedlung kann auf zweierlei Art und Weise begegnet werden. Erstens kann die Suche nach beringten Kiebitzen außerhalb der Untersuchungsgebiete verstärkt und räumlich ausgedehnt werden. Zweitens können zur Auswertung der Daten sogenannte „Integrierte Populationsmodelle“ angewendet werden (SCHAUB & ABADI 2010), die neben den Berin-



gungsergebnissen auch noch Informationen über Bestandsentwicklungen, Bruterfolg und ggf. weitere Parameter heranziehen. Um zu einem geeigneten Populationsmodell für Kiebitze in Schleswig-Holstein zu gelangen, sollten beide Wege verfolgt werden. Für Kiebitze sind in Großbritannien entsprechende Modelle bereits angewendet worden (BESBEAS et al. 2002).

Tab. 16. Schätzungen der Überlebensraten von adulten (a) and juvenilen (j) Kiebitzen (aus ROODBERGEN in HÖTKER et al. 2007b). Erklärungen: m: Männchen; f: Weibchen; Methode: L: Wiedersichtungen lebender Vögel; (r): nur Rückkehrate, nicht um Wiedersichtungswahrscheinlichkeit korrigiert; D: Todfund; (LACK 1954) bzw. (HALDANE 1955): Methoden von LACK bzw. HALDANE ohne Korrektur um Fundwahrscheinlichkeit. Quellen: 1) KING et al., in prep., 2) BESBEAS et al. (2002), 3) BERG et al. (2002), 4) CATCHPOLE et al. (1999), 5) PEACH et al. (1994), 6) BAK & ETRUP (1982), 7) HALDANE (1955) in BOYD (1962), 8) KRAAK et al. (1940).

Land	Saison	Jahre	Methode	Anzahl Beringungen	Anzahl Wiederfunde	Überlebensrate 1. Lebensjahr	Überlebensrate Altvögel	Trend der Überlebensrate	Populations-trend	Quelle
Großbritannien	Brutzeit	1963-1998	D			0,63 (0,53-0,66)	0,82 (0,70-0,87)	0	neg.	1 und 2
Schweden	Brutzeit	1987-1994	L(r)	127			0,74 (0,66-0,88)		0	3
Großbritannien	Brutzeit	1963-1992	D	95186	870		0,828	0		4
Großbritannien	Brutzeit	1930-1988	D		a 1085, j 484		0,812	0	neg.	4
Großbritannien	Brutzeit	1930-1988	D (Haldane)		a 1085, j 484	0,6	0,71 ('30-'88), (0,66 in '30-'61, 0,75 in '61-'88)	a +, j 0	neg.	5
Dänemark		1920-1978	D (Lack)		921	0,56	0,67			6
Großbritannien		vor 1952	D (Haldane)		728	0,58	0,66			7
Europa		vor 1938	D (Lack)		978	0,6	0,6			8

6. Populationsmodell

6.1 Mindest-Reproduktionserfolg

Für viele Fragestellungen ist entscheidend, ob Kiebitze einen ausreichend hohen (Mindest-) Reproduktionserfolg erzielen, um die Mortalitätsverluste auszugleichen. Für die Beurteilung des Mindest-Reproduktionserfolgs müssen die jährlichen Überlebensraten der Altvögel bekannt sein, genauso wie die Überlebensraten der Jungvögel bis zum ersten Lebensjahr. Weiterhin ist entscheidend, in welchem Alter die Kiebitze in die Brutpopulation eintreten und ob sie in jedem Jahr brüten. Für zwei dieser Parameter, der jährlichen Überlebensrate der Altvögel und das Eintrittsalter in die Brutpopulation, konnte in diesem Bericht der im Jahr zuvor ermittelte Wert anhand eines erweiterten Datenmaterials präzisiert werden. Dabei wird angenommen, dass die höchste gemessene Überlebensrate (0,84, Jungvögel ab dem zweiten Lebensjahr im Dithmarscher Eidervorland, siehe Tab. 14) die für adulte Kiebitze am besten zutreffende Messung ist. Es spricht viel dafür, dass die niedrigeren Werte durch dauerhafte Abwanderungen beeinflusst wurden und deshalb der tatsächlichen Überlebensrate weniger nah kommen. Der Wert von 0,84 ist ein Minimalwert, da trotz der intensiven Suche nach Farbringträgern in Schleswig-Holstein nicht auszuschließen ist, dass einige Vögel sich dauerhaft umgesiedelt haben und so nicht kontrolliert werden konnten. Dies gilt insbesondere auch für die Überlebensrate der Jungvögel, von denen viele im ersten Jahr noch nicht zur Brut schritten und deshalb nur mit geringerer Wahrscheinlichkeit kontrollierbar waren, und die sich offensichtlich in einem größeren Maße abseits der schleswig-holsteinischen Brutgebiete angesiedelt haben. Für die Schätzung des minimal erforderlichen Reproduktionserfolgs wurde deshalb das arithmetische Mittel der anhand von Ringfunden berechneten Werte in Tab. 16 (Methode D) benutzt. Es beträgt 0,594.

Unter der Annahme, dass alle überlebenden jungen Kiebitze im ersten Lebensjahr zur Brut schreiten, die Überlebensrate im ersten Lebensjahr 0,594 (\ddot{U}_1) und ab dem zweiten Lebensjahr konstant 0,84 (\ddot{U}_{ad}) beträgt, ist der zum Populationserhalt notwendige Bruterfolg B_{min1} 0,54 Jungvögel pro Jahr und Paar (Formel nach ROBINSON et al. 2004, Faktor 2, da sich die Bruterfolgsberechnungen auf Paare und nicht auf Individuen beziehen).

$$B_{min1} = 2 * (1 - \ddot{U}_{ad}) / \ddot{U}_1$$

Unter der Annahme, dass alle Jungvögel erst im zweiten Jahr erstmals zur Brut schreiten, erhöht sich die zum Populationserhalt notwendige Reproduktionsrate B_{min2} auf 0,64, bei Bruteintritt im dritten Lebensjahr auf 0,76 Jungvögel pro Jahr und Paar (B_{min3}).

$$B_{min2} = 2 * (1 - \ddot{U}_{ad}) / (\ddot{U}_1 * \ddot{U}_{ad})$$

$$B_{min3} = 2 * (1 - \ddot{U}_{ad}) / (\ddot{U}_1 * \ddot{U}_{ad} * \ddot{U}_{ad})$$

Geht man weiter davon aus, dass die Sichtungsdaten (Tab. 12 in HÖTKER et al. 2012) den Bruteintrittsdaten entsprechen und bildet ein mit den Anteilen der Eintrittsdaten gewichteten Mittelwert, so ergibt sich die zum Populationserhalt notwendige Reproduktionsrate B_{min} von 0,606 Jungvögeln pro Jahr und Paar.

$$B_{min} = (49 * B_{min1} + 39 * B_{min2} + 12 * B_{min3}) / 100$$

Da die Annahme, dass die Erstsichtungen junger Kiebitze in den Brutgebieten mit ihrem Eintritt in die Brutpopulation gleichzusetzen ist, nicht immer zutrifft, dürfte der wahre Wert des minimal notwendigen Reproduktionserfolgs noch etwas höher liegen. Außerdem sei noch einmal darauf hingewiesen,



dass das Konfidenzintervall der Schätzung von \hat{U}_{ad} sehr groß ist und dass \hat{U}_{ad} den stärksten Einfluss auf B_{min} ausübt (HÖTKER et al. 2010).

Eine Reproduktionsleistung von 0,606 Jungvögeln pro Jahr und Paar ist von Kiebitzen in Schleswig-Holstein in den letzten Jahren besonders dort, wo Maßnahmen zum Schutz der Art durchgeführt wurden, in einigen Fällen erreicht worden (Abb. 16), der mittlere Bruterfolg in schleswig-holsteinischen Gebieten mit Wiesenvogel-Management lag bei 0,47 flüggen Jungvögeln pro Paar und Jahr (siehe oben). Allerdings dürften die in Abb. 16 dargestellten Bruterfolgsraten in vielen Fällen Mindestangaben sein.

6.2 Bruterfolg und Bedarf an Schutzgebietsflächen

In diesem Abschnitt soll das in den Berichten der vergangenen Jahre entwickelte Populationsmodell fortgeschrieben werden. Dazu werden einfache Gleichungen angegeben, die es unter bestimmten Annahmen erlauben, Parameter wie zum Beispiel den zusätzlichen Bedarf von Schutzgebieten zu berechnen. Eine entscheidende Größe für die Berechnungen ist der minimale zum Populationserhalt notwendige Bruterfolg B_{min} . Wie oben gezeigt, hängt dieser sehr eng mit der Altvogelüberlebensrate zusammen, die nur innerhalb eines vergleichsweise großen Konfidenzintervalls, also nicht präzise, bestimmt werden konnte. Die in diesem Kapitel durchgeführten Berechnungen sind dementsprechend wie im Vorjahr vor allem als Demonstration der Möglichkeiten des Modells anzusehen. Die konkreten zahlenmäßigen Ergebnisse können bestenfalls als erste Orientierung gewertet werden, da sie sich durch geringe Abweichungen bei der Berechnung der Altvogelüberlebensrate noch entscheidend ändern können. Die Präzision der Aussagen wird sich mit Fortdauer der Untersuchungen weiter steigern lassen.

Das übergeordnete Ziel des Vorhabens ist es, die Mindestzahl und ggf. die Lage von Schutzgebieten zu definieren, die erforderlich sind, um den gegenwärtig publizierten Bestand von Kiebitzen in Schleswig-Holstein (12.500 Brutpaare, KNIEF et al. 2010) zu sichern. Die dokumentierten Umsiedlungen, auch wenn es bisher nur wenige sind, zeigen jedoch, dass Kiebitze in der Lage sind, neue Brutplätze in relativ großen Entfernungen von den alten bzw. vom Geburtsort zu finden (IMBODEN 1974, THOMPSON et al. 1994). Um das Populationsmodell zu vereinfachen, soll nun zunächst davon ausgegangen werden, dass Kiebitze innerhalb Schleswig-Holsteins fähig sind, alle potentiellen Brutgebiete leicht zu finden. Für die Frage, ob sich ein Kiebitz in einem Gebiet neu ansiedelt, soll dessen geographische Position also keine Bedeutung haben. Außerdem wird angenommen, dass die höchste gemessene Überlebensrate (0,84, Jungvögel ab dem zweiten Lebensjahr im Dithmarscher Eidervorland, siehe Tab. 14) die für adulte Kiebitze zutreffende Messung ist. Mögliche Unterschiede zwischen den Gebieten werden nicht berücksichtigt.

Als weitere Vereinfachung wird davon ausgegangen, dass es Gebiete gibt, in denen sich durch geeignetes Habitat-Management der Bruterfolg von Kiebitzen dauerhaft erhöhen lässt. Solche Maßnahmen beinhalten häufig eine Veränderung des Wassermanagements, so dass sie in der Praxis wohl nur in Schutzgebieten und anderen Sonderräumen durchgeführt werden können. Der Einfachheit halber werden die Gebiete, in denen geeignete Schutzmaßnahmen für Kiebitze durchgeführt werden, in diesem Abschnitt als „Schutzgebiete“ bezeichnet. Es wird weiter davon ausgegangen, dass in der normal genutzten Kulturlandschaft Kiebitze einen niedrigeren Bruterfolg haben und dieser auch nicht dauerhaft erhöht werden kann.

Zurzeit liegt der Bruterfolg von Kiebitzen in schleswig-holsteinischen Schutzgebieten unterhalb der kritischen Grenze von 0,606 flüggen Jungvögeln pro Paar und Jahr. Der Bruterfolg in Schutzgebieten



muss dauerhaft über 0,606 liegen, damit diese dazu beitragen können, den Kiebitzbestand in Schleswig-Holstein zu erhalten.

Die Frage, wie viele Schutzgebiete nötig sind um den derzeitigen Bestand zu halten, kann zunächst in die Frage umformuliert werden, welcher Anteil von Kiebitzen in Gebieten mit Schutzmaßnahmen brüten muss. Ob ein bestimmter Bestandsanteil in Schutzgebieten ausreicht, hängt auch vom Bruterfolg innerhalb und außerhalb der Schutzgebiete ab. Allgemein und vereinfacht lässt sich der Zusammenhang in folgender Gleichung darstellen:

$$B_{\min} = B_{SG} \times A_{SG} + B_{LN} \times A_{LN}$$

B_{\min} : minimaler mittlerer Bruterfolg in Schleswig-Holstein zum Bestandserhalt (0,606)

B_{SG} : mittlerer Bruterfolg in Schutzgebieten (0,47)

A_{SG} : Bestandsanteil in Schutzgebieten (0,32), $A_{SG} + A_{LN} = 1$

B_{LN} : mittlerer Bruterfolg auf landwirts. Nutzflächen außerhalb der Schutzgebiete (0,19)

A_{LN} : Bestandsanteil auf landwirtschaftlichen Nutzflächen außerhalb der Schutzgebiete (0,68)

Zunächst soll untersucht werden, wie sich der Bruterfolg innerhalb von Schutzgebieten erhöhen müsste, wenn der Anteil der Kiebitze in Schutzgebieten konstant bleibt, also keine Schutzgebiete hinzukommen. Zurzeit brüten etwa 32% der schleswig-holsteinischen Kiebitze in Gebieten, in denen Managementmaßnahmen möglich sind (Flächen im Besitz der öffentlichen Hand, Natura 2000-Gebiete mit umgesetzten Managementplänen, Daten aus der Wiesenvogelndatenbank im Michael-Otto-Institut im NABU), es gilt also $A_{SG} = 0,32$. Weiterhin gilt $B_{LN} = 0,19$ (siehe oben). Um den Bestand der Kiebitze in Schleswig-Holstein dauerhaft zu erhalten, muss landesweit ein durchschnittlicher Bruterfolg von B_{SH} von 0,606 erreicht werden. Durch Umformung der obigen Gleichung in

$$B_{SG\min} = (B_{\min} - B_{LN} \times A_{LN}) / A_{SG}$$

und Einsetzen der Zahlen ergibt sich ein Mindestbruterfolg innerhalb von Schutzgebieten von $B_{SG\min} = 1,49$. Dieser Wert wird derzeit wohl nirgendwo erreicht. Nach diesen Berechnungen muss sowohl der Anteil der Kiebitze in Schutzgebieten als auch der Bruterfolg der Kiebitze in Schutzgebieten erhöht werden um den Bestand zu stabilisieren. Weitere Szenarien sind in HÖTKER et al. (2011) aufgeführt.

7. Zukünftiger Forschungsbedarf

Für das weitere Vorgehen ist es vordringlich, die Eingangsdaten in das oben entwickelte Modell weiter zu präzisieren. Dies gilt insbesondere für die Überlebensraten der Jungvögel, die bisher nur aus der Literatur entnommen werden konnten. Bezüglich der Altvogelüberlebensrate muss versucht werden, das bisher noch sehr weite Konfidenzintervall erheblich einzuschränken und die Schätzungen zu stabilisieren. Beides kann durch eine Fortführung der in den Vorjahren begonnenen Arbeiten erreicht werden. Wichtig für die Qualität der Aussagen durch das Modell sind weiterhin Untersuchungen zum Bruterfolg von Kiebitzen, vor allem in der „Normallandschaft“, das heißt außerhalb von landeseigenen Flächen oder SPAs. Dort wo Maßnahmen zum Schutz des Kiebitzes durchgeführt werden, sollten die Arbeiten unbedingt durch ein Monitoring des Bruterfolgs begleitet werden, um so die Maßnahmen gegebenenfalls nachjustieren zu können.



Für die kommenden Jahre wird angestrebt, die Arbeiten in ein deutschlandweites Projekt zum Schutz des Kiebitzes im Rahmen des Bundesprogramms Biodiversität zu integrieren. Im Rahmen dieses im Antragsverfahren befindlichen Projektes sollen dann auch weitere Quellen wie zum Beispiel die Ringfunde der Vogelwarten genutzt werden um die Schätzungen der Überlebensraten und damit des Populationsmodells zu präzisieren.

8. Danksagungen

Im Meggerkoog erfolgten die Untersuchungen in enger Zusammenarbeit mit dem Projekt „Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz“. D. BENNEWITZ danken wir für die tatkräftige Hilfe bei der Nestersuche und –kontrolle. Größter Dank gilt auch allen Landwirten, die uns ein Betreten ihrer Flächen erlaubten, ebenso dem NABU Naturzentrum Katinger Watt, das uns die Untersuchungen im Dithmarscher Eidervorland ermöglichte. Allen „Ringablesern“ danken wir für ihre wertvollen Meldungen. Die Studie wurde aus Mitteln des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein finanziert.

9. Literatur

- BAK, B. & H. ETTRUP (1982): Studies on migration and mortality of the Lapwing (*Vanellus vanellus*) in Denmark. Danish Review of Game Biology 12: 1-20.
- BERG, Å., JONSSON, M., LINDBERG, T., & KÄLLEBRINK, K.-G. (2002) Population dynamics and reproduction of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* in a meadow restoration area in central Sweden. Ibis 144 (on-line): E131-E140.
- BERNDT, R.K., B. KOOP & B. STRUWE-JUHL (2003): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Bd. 5, Brutvogelatlas. Wachholtz Verlag, Neumünster.
- BESBEAS, P., FREEMAN, S.N., & et al. (2002) Integrating mark-recapture-recovery and census data to estimate animal abundance and demographic parameters. Biometrics 58: 540-547.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe: Population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge.
- BOYD, H. (1962): Mortality and fertility of European *Charadrii*. Ibis 104: 368-387.
- CATCHPOLE, E.A., B.J.T. MORGAN, S.N. FREEMAN & W.J. PEACH (1999): Modelling the survival of British Lapwings *Vanellus vanellus* using ring-recovery data and weather covariates. Bird Study 46 (supplement): 5-13.
- EGLINGTON, S. M., BOLTON, M., SMART, M. A., SUTHERLAND, W. J., WATKINSON, A. R. & GILL, J. A. (2010): Managing water levels on wet grassland to improve foraging conditions for breeding northern lapwing *Vanellus vanellus*. Journal of Applied Ecology 47: 451-458.
- HALDANE, J.B.S. (1955): The Calculation of Mortality Rates from Ringing Data. In Proc. 11th Int. Orn. Congr., pp. 454-458, Basel.
- HELMECKE, A., H. BRUNS & H. HÖTKER (2007): Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein – Endbericht 2007. Bericht für das Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Bergenhusen.
- HELMECKE, A., BRUNS, H. A., DÖRR, S. & HÖTKER, H. (2008): Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein - Bericht 2008. Bericht für das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume Schleswig-Holstein, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- HELMECKE, A., HÖTKER, H., BRUNS, H. A., LOBACH, S., BELLEBAUM, J., JEROMIN, H. & THOMSEN, K.-M. (2009): Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein - Bericht 2009. Bericht für das



- Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume Schleswig-Holstein, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- HELMECKE, A., HÖTKER, H., BRUNS, H. A., BELLEBAUM, J., JEROMIN, H. & THOMSEN, K.-M. (2010): Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein - Bericht 2010. Bericht für das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume Schleswig-Holstein, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- HOFEDITZ, F. & JEROMIN, K. (2012): SPA „Eiderstedt“ (DE 1618-404) - Brutvogelmonitoring 2011/2012. Arbeitsgemeinschaft „Avifaunistik Schleswig-Holstein“, Husum.
- HÖTKER, H., BELLEBAUM, J., BRUNS, H. A., CIMIOTTI, D., HELMECKE, A., JEROMIN, H. & THOMSEN, K.-M. (2011): Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein - Bericht 2011. Bericht für das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume Schleswig-Holstein, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- HÖTKER, H., BERNARDY, P., CIMIOTTI, D., DZIEWIATY, K., JOEST, R. & RASRAN, L. (2010): Maisanbau für Biogasanlagen – CO₂ Bilanz und Wirkung auf die Vogelwelt. Berichte zum Vogelschutz 46: 107-125.
- HÖTKER, H., BLEW, J., BRUNS, H.A., GRUBER, S., HÄLTERLEIN, B., & PETERSEN-ANDRESEN, W. (2001): Die Bedeutung der "Naturschutzköge" an der Westküste Schleswig-Holsteins für brütende Wiesen-Limikolen. Corax, 18, Sonderheft 2: 39-46.
- HÖTKER, H., BELLEBAUM, J., BRUNS, H. A., CIMIOTTI, D. V., EVERS, A., HELMECKE, A., JEROMIN, H. & THOMSEN, K.-M. (2012): Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein am Beispiel des Kiebitzes - Bericht 2012. Abschlussbericht für das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- HÖTKER, H., KÖSTER, H. & THOMSEN, K.-M. (2004): Konzeption für ein Monitoring von Wiesenvögeln in Schleswig-Holstein. Bericht für das Ministerium für Umwelt, Natur und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen. 1-26pp.
- HÖTKER, H., H. JEROMIN & J. MELTER (2007a): Entwicklung der Brutbestände der Wiesen-Limikolen in Deutschland – Ergebnisse eines neuen Ansatzes im Monitoring mittelhäufiger Brutvogelarten. Vogelwelt 128: 49-65.
- HÖTKER, H., H. JEROMIN & K.-M. THOMSEN (2007b): Aktionsplan für Wiesenvogel und Feuchtwiesen. Projektbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 99 S.
- HÖTKER, H., JEROMIN, H. & THOMSEN, K.-M. (2013): Wiesenvogel in Schleswig-Holstein 2013. Projektbericht für das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- JEROMIN, H. (2005): "Feuerwehrtopf" 2005. Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Michael-Otto-Institut im NABU i.A. der Stapelholmer Naturschutzvereine. Bericht des Michael-Otto-Institut im NABU für die Stapelholmer Naturschutzvereine. Bergenhusen.
- JEROMIN, H. (2006): "Feuerwehrtopf" 2006. Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Michael-Otto-Institut im NABU i.A. der Stapelholmer Naturschutzvereine. Bericht des Michael-Otto-Institut im NABU für die Stapelholmer Naturschutzvereine, Bergenhusen.
- JEROMIN, H. (2007): "Feuerwehrtopf" 2007. Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Michael-Otto-Institut im NABU i.A. der Stapelholmer Naturschutzvereine. Bericht des Michael-Otto-Institut im NABU für die Stapelholmer Naturschutzvereine, - Bergenhusen.
- JEROMIN, H. (2008): "Feuerwehrtopf" 2008. Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Michael-Otto-Institut im NABU i.A. der Stapelholmer Naturschutzvereine. Bericht des Michael-Otto-Institut im NABU für die Stapelholmer Naturschutzvereine. Bergenhusen.



- JEROMIN, H. (2009): Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz 2009 - Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Bericht für Kuno e.V., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- JEROMIN, H. (2010): Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz 2010 - Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Bericht für Kuno e.V., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- JEROMIN, H. (2011): Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz 2011 - Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Bericht für Kuno e.V., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- JEROMIN, H. (2012): Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz 2012 - Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Bericht für Kuno e.V., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- KLOMP, H. (1954): De terreinkeus van de Kievit, *Vanellus vanellus* (L.). *Ardea* 42: 1-139.
- KNIEF, W., BERNDT, R. K., HÄLTERLEIN, B., KOOP, B. & STRUWE-JUHL, B. (1995): Die Brutvögel Schleswig-Holsteins - Rote Liste. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Kiel.
- KOOP, B. & BERNDT, R. K. (in Vorbereitung): Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Band 7. Zweiter Brutvogel-atlas. Wachholtz, Neumünster.
- KÖSTER, H. & STAHL, B. (2001): Entwicklung des Feuchtgebiets Alte-Sorge-Schleife von 1999 – 2001. Abschlussbericht zur Effizienzkontrolle im NSG Alte-Sorge-Schleife. Untersuchung im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Natur und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein, Bergenhusen.
- KÖSTER, H. & BRUNS, H.A. (2002): Untersuchungen der Ursachen des Bestandsrückganges der Arten Kiebitz und Uferschnepfe im Naturschutzgebiet Alte Sorge-Schleife unter besonderer Berücksichtigung der Wechselwirkung mit dem konventionell bewirtschafteten Umland (Meggerkoog). Untersuchung im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Natur und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein, Bergenhusen.
- KÖSTER, H., BRUNS, H.A. & MOSEL, M. (2003): Überprüfung der Effizienz verschiedener Konzepte zum Schutz von Wiesenvögeln in der Sorgeniederung. Untersuchung im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Natur und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein, Bergenhusen.
- KRAAK, W.K., RINKEL, G.L. & HOOGERHEIDE, J. (1940): Oecologische bewerking van de Europese ringgegevens van de Kievit (*Vanellus vanellus* (L.)). *Ardea* 29: 151-175.
- LACK, D. (1954): *The Natural Regulation of Animal Numbers*. Clarendon Press, Oxford.
- LANDESREGIERUNG SCHLESWIG-HOLSTEIN (2009): Vertragsnaturschutz- ein Instrument des freiwilligen Naturschutz mit der Landwirtschaft. 5.
- MAYFIELD, H.F. (1975): Calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87: 459-466.
- NEHLS, G., K.-M. THOMSEN, K. JEROMIN, G. MEYER, J. MEYER, S. REHFEBER & A. SEGEBADE (1997): Untersuchung zum Schutz des Kiebitzes in der Agrarlandschaft. Untersuchung i. A. des Ministers für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein, Projektbericht.
- PEACH, W.J., THOMPSON, P.S., & COULSON, J.C. (1994): Annual and long-term variation in the survival rates of British lapwings *Vanellus vanellus*. *Journal of Animal Ecology* 63: 60-70.
- R Development Core Team (2013): R: A language and environment for statistical computing, version 3.0.2. Vienna, Austria.
- ROBINSON, R., GREEN, R. E., BAILLIE, S. R., PEACH, W. J. & THOMSON, D. L. (2004): Demographic mechanisms of the population decline of the song thrush *Turdus philomelos* in Britain. *Journal of Animal Ecology* 73: 670-682.
- ROODBERGEN, M., WERF, B. V. D. & HÖTKER, H. (2012): Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta-analysis. *Journal of Ornithology* 153: 53-74.
- SCHAUB, M. & ABADI, F. (2010): Integrated population models: a novel analysis framework for deeper insights into population dynamics. *Journal of Ornithology* DOI 10.1007/s10336-010-0632-7:



- SMART, J., GILL, J. A., SUTHERLAND, W. J. & WATKINSON, A. R. (2006): Grassland-breeding waders: identifying key habitat requirements for management. *Journal of Applied Ecology* 43: 454-463.
- STRIEN, A. V., PANNEKOEK, J., HAGEMEIJER, W. & VERSTRAEL, T. (2004): A loglinear poisson regression method to analyse bird monitoring data. In: ANSELIN, A. (eds): *Bird Numbers 1995*.
- SÜDBECK, P., BAUER, H.-G., BOSCHERT, M., BOYE, P. & KNIEF, W. (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 4. Fassung, 30. November 2007. *Berichte zum Vogelschutz* 44: 23-81.
- THOMSEN, K.-M., HÖTKER, H. & KÖSTER, H. (2003): Naturschutzkonzept Eiderstedt. *Wiesenvogeluntersuchungen auf Eiderstedt 2003*. Untersuchungen des NABU Institut für Vogelschutz im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein, Bergenhäuser.
- VLIET, R. E. V. D., DIJK, J. V. & WASSEN, M. J. (2010): How different landscape elements limit the breeding habitat of meadow bird species. *Ardea* 98: 202-209.
- VLIET, R. E. V. D., SCHULLER, E. & WASSEN, M. J. (2008): Avian predators in a meadow landscape: consequences of their occurrence for breeding open-area birds. *Journal of Avian Biology* 39: 523-529.
- ZUUR, A. F., IENO, E. N., N. J. W., SAVELIEV, A. A. & SMITH, G. M. (2009): *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York.