



# Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein am Beispiel des Kiebitzes

Bericht 2012

Endbericht November 2012

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

Dr. Hermann Hötter<sup>1</sup>  
Dr. Jochen Bellebaum<sup>2</sup>  
Holger A. Bruns<sup>1</sup>  
Dominic V. Cimiotti<sup>1</sup>  
Anne Evers<sup>2</sup>  
Angela Helmecke<sup>1</sup>  
Heike Jeromin<sup>1</sup>  
Kai-Michael Thomsen<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Michael-Otto-Institut im NABU, Goosstroot 1, 24861 Bergenhusen  
Hermann.Hoetker@NABU.de

<sup>2</sup>Wiesenstraße 9, 16278 Angermünde

# **Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein am Beispiel des Kiebitzes - Bericht 2012**

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

**Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen**

**November 2012**

Dr. Hermann Hötker<sup>1</sup>  
Dr. Jochen Bellebaum<sup>2</sup>  
Holger A. Bruns<sup>1</sup>  
Dominic V. Cimiotti<sup>1</sup>  
Anne Evers<sup>1</sup>  
Angela Helmecke<sup>1</sup>  
Heike Jeromin<sup>1</sup>  
Kai-Michael Thomsen<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Michael-Otto-Institut im NABU, Goosstroo 1, 24861 Bergenhusen; Hermann.Hoetker@NABU.de

<sup>2</sup> Wiesenstraße 9, 16278 Angermünde

## Inhalt

Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein am Beispiel des Kiebitzes - Bericht 2012.....	2
Zusammenfassung.....	4
1. Einleitung.....	6
2. Untersuchungsgebiete .....	7
2.1 Dithmarscher Eidervorland .....	7
2.2 Meggerkoog .....	8
2.3 Tollenmoor.....	9
2.4 Badestelle.....	10
2.5 Mildter Koog .....	11
2.6 Haimoorkoog.....	11
2.6 Börmer Koog .....	12
2.7 Norderstapel .....	12
3. Material und Methode .....	13
3.1 Bestandserfassungen und Farbringkontrollen in den Brutgebieten.....	13
3.2 Fang und Beringung der Altvögel.....	14
3.3 Beringung der Jungvögel.....	15
3.4 Schlupf- und Bruterfolg.....	17
3.5 Ablesung farbig beringter Kiebitze.....	18
3.6 Kiebitze und Maisanbau.....	19
3.7 Habitatmodell .....	19
3.7.1 Vorgehensweise.....	19
3.7.2 Kiebitzdaten.....	19
3.7.3 Auswahl der Gebiete .....	20
3.7.4 Erklärende Variablen .....	21
3.7.5 Variablenselektion .....	27
3.7.6 Einfluss von Schutzmaßnahmen auf die Bestandsentwicklung von Kiebitzen .....	28
3.7.7 Datenauswertung .....	28
4. Ergebnisse.....	30
4.1 Bestandsentwicklung .....	30
4.2 Habitatwahl.....	31
4.3 Einfluss der Schutzbemühungen auf den Bestandstrend von Kiebitzen .....	43
4.4 Fang und Beringung .....	46
4.5 Schlupf- und Bruterfolg.....	47
4.6 Kiebitze und Maisanbau.....	48
4.7 Sichtungen und Umsiedlungen beringter Kiebitze .....	49
4.8 Überlebensraten beringter Kiebitze .....	51
5. Diskussion.....	53
5.1 Bestandsentwicklung .....	53
5.2 Habitatmodell .....	53
5.3 Schlupf- und Bruterfolg.....	54
5.3 Kiebitze und Maisanbau.....	55
5.4 Überlebensraten .....	55
6. Populationsmodell.....	57
6.1 Mindest-Reproduktionserfolg.....	57
6.2 Bruterfolg und Bedarf an Schutzgebietsflächen .....	58
7. Zukünftiger Forschungsbedarf .....	59
8. Danksagungen .....	60
9. Literatur .....	60

## Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein am Beispiel des Kiebitzes - Bericht 2012

Dr. Hermann Hötter, Dr. Jochen Bellebaum, Holger A. Bruns, Dominic 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.

Die Bestände des Kiebitzes zeigten lokal unterschiedliche Trends. In einigen Teilen von Eiderstedt konnten 2012 die seit 2001 zu beobachtenden Rückgänge bestätigt werden. Nur dort, wo Wasserstandsanhebungen vorgenommen wurden, gab es positive Trends. In den Gebieten des Wiesenvogelmonitorings in Schleswig-Holstein betrug der Rückgang seit 1990 etwa 20% - 30%. In den letzten Jahren waren die Bestände stabil.

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.

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 2012 fortgesetzt. Zusätzlich wurden fünf weitere Gebiete mit unterschiedlichem Flächenanteil im Maisanbau bezüglich des Schlupf- und Bruterfolgs untersucht. Insgesamt gelang es 2012, 18 Altvögel und 12 Jungvögel mit individuell aus größerer Entfernung erkennbaren Farbringkombinationen zu markieren. Weitere 12 Jungvögel wurden ausschließlich mit Metallringen markiert. Damit wurden bisher seit 2007 135 Alt- und 212 Jungvögel farbmarkiert. Es konnten (lokale) Überlebensraten der Altvögel mithilfe des Programms MARK berechnet werden. Die Überlebensrate der Adulten betrug für die ETS 0,78 und im Dithmarscher Eidervorland 0,82. Die Daten deuten darauf hin, dass zahlreiche Jung- und Altvögel das Gebiet durch Umsiedlung dauerhaft verlassen.

Der Schlupferfolg war 2012 in den Untersuchungsgebieten mit insgesamt 22% so niedrig wie im Vorjahr. Die Bruterfolgswerten haben sich im Vergleich zum Vorjahr zwischen den Gebieten mit 0,26 flüg-

gen Jungvögeln/Paar im Dithmarscher Eidervorland, 0,22 flüggen Jungvögeln/Paar im Tollenmoor und 0,43 flüggen Jungvögeln/Paar im Meggerkoog umgekehrt.

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 0,69 flügge Jungvögel pro Paar und Jahr 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; 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. 2011). Über die Mortalitäts- bzw. Überlebensraten von Kiebitzen sind allerdings in der Literatur nur wenige Angaben zu finden. Die von BAK & ETTROP (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 2012 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 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 Nachbargebieten) 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 wird in dem vorliegenden Bericht ein Habitatmodell für Kiebitze auf der Grundlage der Wiesenvogel-Monitoringgebiete in Schleswig-Holstein erstellt.

## 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 (Kreis Schleswig-Flensburg) und Tollenmoor (Kreis Nordfriesland) das Dithmarscher Eidervorland (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 gegruppte 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.

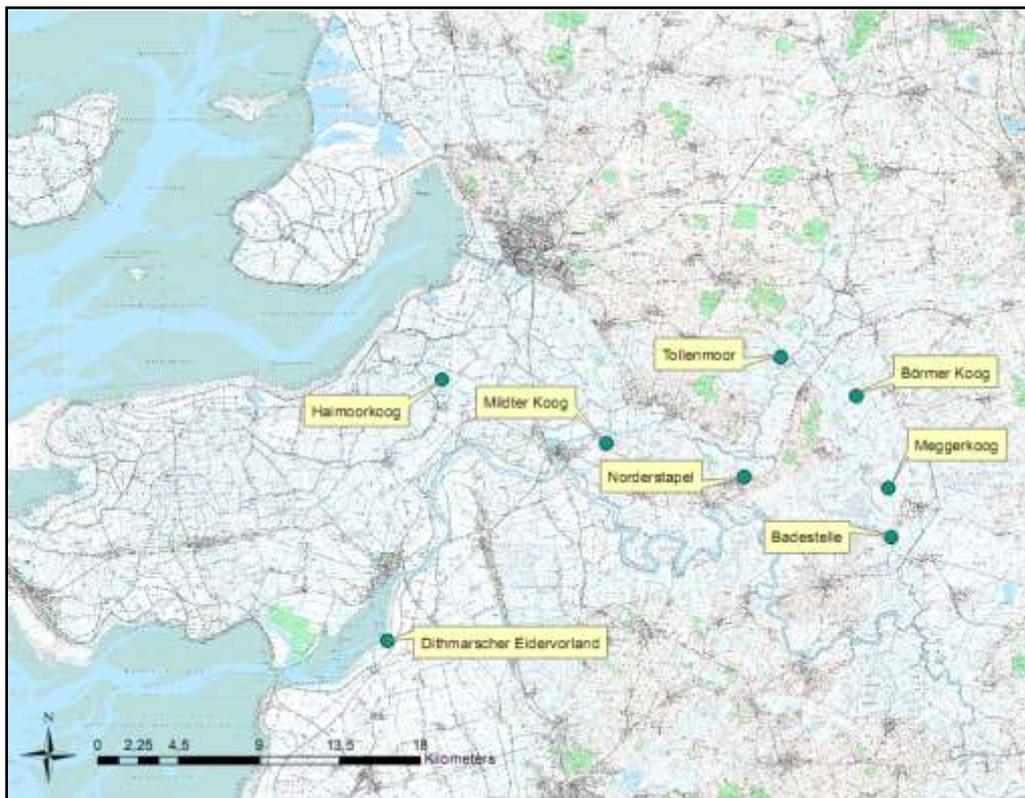


Abb. 1. Lage der Untersuchungsgebiete in Schleswig-Holstein.

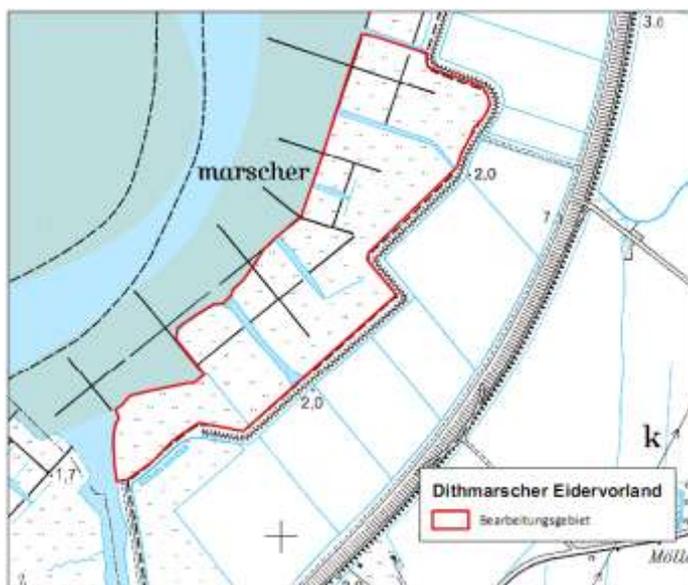


Abb. 2. Untersuchungsgebiet Dithmarscher Eidervorland.

## 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. Eine Flächen wurden 2012 als Maisacker bestellt. Vorherrschende Bewirtschaftungs-

form im Grünland sind Mähwiesen, die wahlweise mit 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, Großem 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.

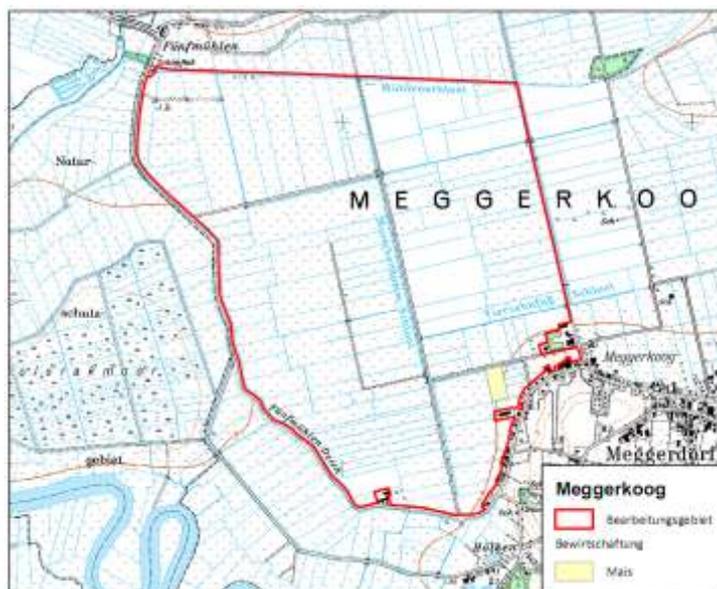


Abb. 3. Untersuchungsgebiet Meggerkoog.

### 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 und 2011 bereits im März keine Nässestellen mehr auf. 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. 2012 waren die Flächen zu Beginn der Brutzeit wieder ungewöhnlich nass. Wie bereits in den Vorjahren wurden die Untersuchungsflächen mit Ausnahme zweier Maisäcker als Silagewiesen bewirtschaftet.

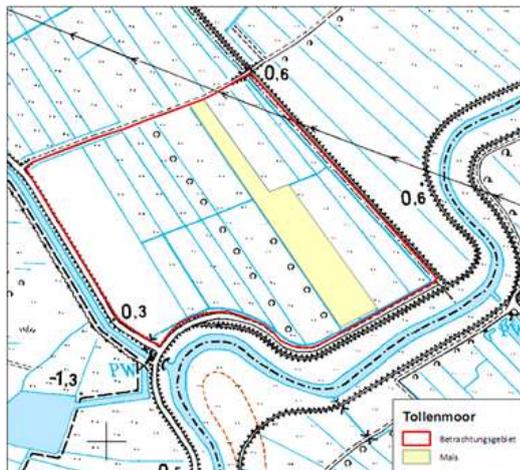


Abb. 4. Untersuchungsgebiet Tollenmoor.

Um einen Vergleich mit den vorjährigen Untersuchungen und dem Untersuchungsteil „Kiebitze und Maisanbau“ zu gewährleisten, wurden zusätzlich zu den Grünlandflächen auch Maisäcker mit einbezogen. In manchen Bereichen sind einige Ackerflächen im Jahr 2012 in Grünland umgewandelt worden, so dass sich die Anteile der einzelnen Habitattypen im Gebiet verändert haben.

## 2.4 Badestelle

Das Untersuchungsgebiet Badestelle wird nördlich durch das Untersuchungsgebiet Meggerkoog und südlich durch die Alte Sorge begrenzt (Abb. 5). Wie auch der Meggerkoog ist das Gebiet durch Niedermoorböden charakterisiert, welche einer intensiven Grünlandbewirtschaftung unterliegen. Zwischen 2007 und 2010 wurde hier auf mehreren Schlägen Mais angebaut und, unter anderem aufgrund eines schlechten Maisertrages, in den darauf folgenden Jahren wieder in Grünland bzw. Getreideäcker umgewandelt. Im Jahr 2012 hatte der Maisanbau nur noch einen Anteil von etwa 1,2%.

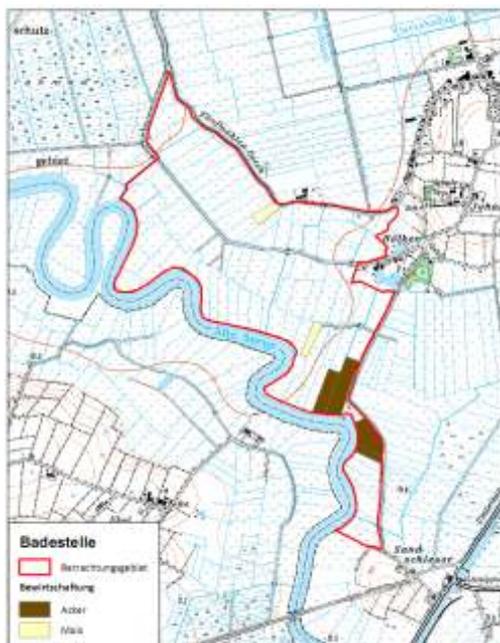


Abb. 5. Untersuchungsgebiet Badestelle.

## 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. Davon wurden 895 ha als Grünland und 263 ha als Ackerland genutzt. Mit 221 ha war Mais die vorherrschende Kulturform im Ackerbau. Daneben wurden fast 28 ha mit Zuckerrüben bestellt. Wintergetreide hatte nur eine untergeordnete Bedeutung.



Abb. 6. Untersuchungsgebiet Mildter Koog.

## 2.6 Haimoorkoog

Das Untersuchungsgebiet Haimoorkoog befindet sich am östlichen Ende der Halbinsel Eiderstedt und ist durch Marschenboden charakterisiert. Von dem etwa 283 ha großen Untersuchungsgebiet werden ca. 100 ha ackerbaulich genutzt. Der Maisanteil beträgt im Untersuchungsgebiet etwa 11%. Das Grünland wird vorrangig, mit etwa 137 ha, zur Grasernte genutzt, während nur ein relativ kleiner Teil der Schaf- und Rinderbeweidung dient (46 ha).



Abb. 7. Untersuchungsgebiet Haimoorkoog.

## 2.6 Börmer Koog

Der Börmer Koog liegt südwestlich von Börme (Abb. 8). Bei dem 556 ha großen Untersuchungsgebiet handelt sich um eine feuchte Grünlandniederung, die direkt an eine ackerbaulich genutzte Region anschließt. Im Grünland herrscht die Silagegewinnung vor. Selten sind Dauer- oder Mähweiden zu finden. Im Osten des Kooges treten vermehrt Maisäcker auf, aber auch im übrigen Bereich befinden sich einige eingestreute Maisflächen.

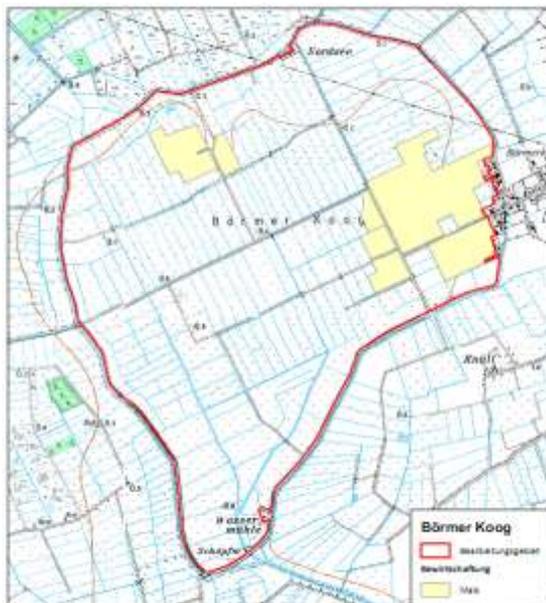


Abb. 8. Untersuchungsgebiet Börmer Koog.

## 2.7 Norderstapel

Das 229 ha große Untersuchungsgebiet Norderstapel weist mit etwa 45% 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) liegen verstreut zwischen den Mais- und Getreidefeldern (Abb. 9).

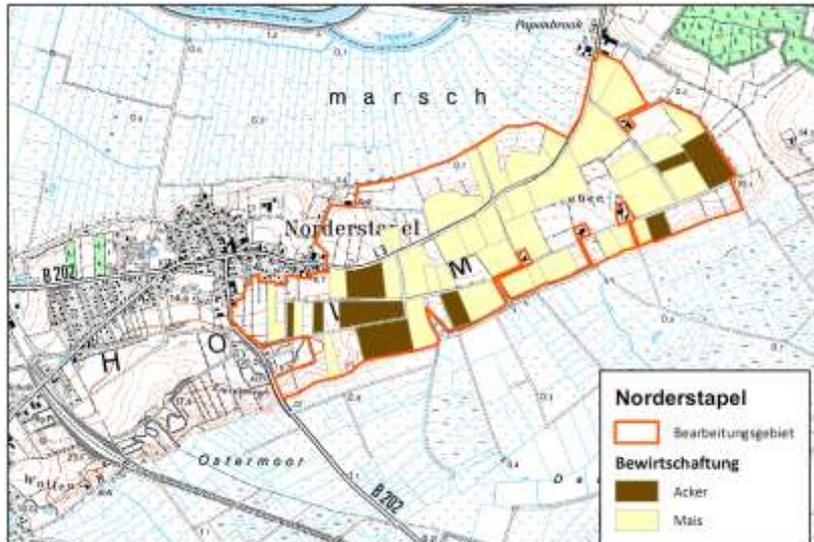


Abb. 9. Untersuchungsgebiet Norderstapel.

### 3. Material und Methode

#### 3.1 Bestandserfassungen und Farbringkontrollen in den Brutgebieten

Wie in den Jahren zuvor wurden auch 2012 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 Bennwitz.

Die Trends für die landesweiten Bestände wurden mit Daten der aktuellsten Datenbank des Wiesenvogelmonitorings 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 sowie 2012 fortgesetzt. Es betraf 2012 folgende Zählgebiete (mit Flächengröße und Erfasser/in):

- Kating (554 ha B. Mendel)
- Kotzenbüll (769 ha R. Schill)
- Tating Süd (823 ha H. Matthießen)
- Tönning West (834 ha C. Ivens)
- Welt Ost (589 ha S. Gettner)

### 3.2 Fang und Beringung der Altvögel

In allen vier Beringungsgebieten (Meggerkoog, Meggerdorf-Badestelle, Tollenmoor, Dithmarscher Eidervorland) wurde mit der gleichen Methodik wie in den Vorjahren vorgegangen. Es wurden zunächst jeweils möglichst viele Nester gesucht. Bei der Beobachtung eines brütenden Alttieres wurde sein Standort aufgesucht und das Gelege mit einem oder zwei 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. 5). Die Eier selbst wurden währenddessen vermessen und anschließend gegen Hitze und Kälte isoliert 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 (Flügellänge, 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. Zumeist 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 farbiger beringter Kiebitze

Um möglichst viele der farbberingten Kiebitze aus den Vorjahren wiederzufinden, wurden von Anfang März bis Ende April 2012 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 Anzahl anwesender Kiebitze, zur Anzahl auf Ringe kontrollierter Kiebitze und zur Anzahl farbberingter Kiebitze. Die unmittelbaren Beringungsgebiete der Jahre 2007-2012 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.

Da davon auszugehen war, dass nicht alle Kiebitze unmittelbar ins Brutgebiet zurückkehrten, wurde das Suchgebiet wie auch schon 2008 bis 2011 auf 5 km Umkreis um alle Beringungsorte ausgedehnt. Zusätzlich wurde 2012 auch der Bereich zwischen den bisherigen Suchgebieten sowie südlich des Dithmarscher Untersuchungsgebietes kontrolliert. Dieses gesamte Suchgebiet von 681,5 km<sup>2</sup> (Abb. 14) wurde im März/April 2012 bis auf nicht begehbare Schutzbereiche in der Küstenregion stichprobenartig untersucht und Teilbereiche ein zweites Mal im Mai 2012.

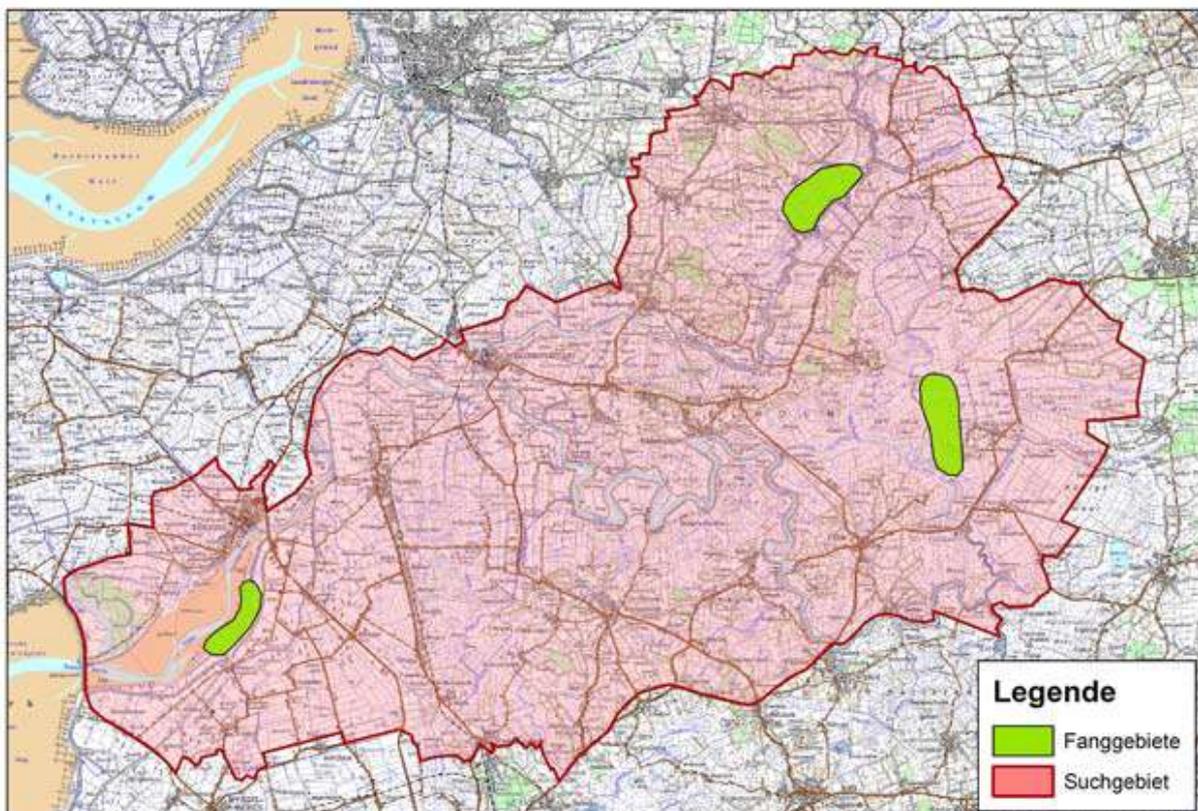


Abb. 14. Gebiet, in dem nach farbberingten Kiebitzen im Jahr 2012 gesucht wurde.

### 3.6 Kiebitze und Maisanbau

Im Jahr 2012 wurden in acht unterschiedlichen Gebieten 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), Meggerdorf-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 45%. 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 Habitatmodell

#### 3.7.1 Vorgehensweise

Die Auswertung basiert auf einem landesweiten Vergleich aller schleswig-holsteinischen „Wiesenvogelgebiete“, das heißt der für das Wiesenvogelmonitoring (siehe unten) genutzten Gebiete. Ziel war die Klärung des Einflusses von Lage, Höhe, Bodenbeschaffenheit, landwirtschaftlicher Nutzung, Landschaftsstruktur, Offenheit und Verfügbarkeit von Flachwasser auf das Vorkommen und die Häufigkeit von Kiebitzen auf der Landesebene. Anhand dieses Datensatzes sollte auch überprüft werden, welchen Einfluss die Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes und anderer Schutzprogramme sowie die Schutzmaßnahmen der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein auf die Brutbestände und die Brutbestandsentwicklung der Kiebitze hatten.

Für eine wichtige Einflussgröße, die Feuchtigkeit des Bodens, existierten weder landesweite noch lokale Daten. Da die Bodenfeuchtigkeit in den meisten schleswig-holsteinischen Brutgebieten des Kiebitzes neben dem Grundwasserstand sehr stark von aktuellen Niederschlagsereignissen abhängt, hätte die Bodenfeuchte über einen längeren Zeitraum gemessen werden müssen, um bestimmte Parzellen als feucht oder trocken zu charakterisieren. Dies war im Rahmen dieser Studie zu aufwändig. Als Näherung für die Bodenfeuchtigkeit wurden daher Daten zur absoluten Höhe der Gebiete über NN bzw. zur relativen Höhe im Vergleich zu ihrer Umgebung verwendet. Zusätzlich wurde ermittelt, ob zur Nahrungssuche geeignete Flachgewässer im Gebiet bzw. ggf. in welcher Entfernung vorhanden waren.

Durch die Analyse der Kiebitzbrutbestände in Zählgebieten sollten Faktoren identifiziert werden, die auf der Landschaftsebene bestimmen, ob – und falls ja – wie viele Kiebitze in einem Gebiet vorkommen. Als abhängige Faktoren dienten die Kiebitzbestände. Es wurden die mittleren Bestände der vergangenen fünf Jahre gewählt. Als erklärende Faktoren wurden Parameter herangezogen, die in GIS-basierten Karten zur Verfügung standen bzw. durch die Auswertung von digitalen Luftbildern gewonnen werden konnten (© GeoBasis-DE/LVermGeo SH ([www.LVermGeoSH.schleswig-holstein.de](http://www.LVermGeoSH.schleswig-holstein.de))).

#### 3.7.2 Kiebitzdaten

Die Untersuchungen basieren auf Zählungen in den schleswig-holsteinischen Brutgebieten des Kiebitzes, die im Rahmen des Wiesenvogelmonitorings in Deutschland und in Schleswig-Holstein zusammengetragen wurde. Die Grundzüge dieses Programms sind bereits an anderer Stelle ausführlich beschrieben worden (HÖTKER et al. 2007, HÖTKER et al. 2011), so dass hier nur noch auf Spezifika für

Schleswig-Holstein eingegangen werden muss. Eine wichtige Grundlage des Monitorings ist die Festlegung von klar definierten Zählgebieten, von denen in Schleswig-Holstein bis jetzt 362 eingerichtet worden sind, die als Shape-Files in einem geografischen Informationssystem hinterlegt sind. Die Gebiete besitzen eine durchschnittliche Flächengröße von 733 ha (SD 843 ha; Median 508 ha). Sie umfassen im Allgemeinen im Gelände gut abgrenzbare Einheiten (z.B. einzelne Köge in den Marschen und Niederungen). Allerdings richtete sich ihr Zuschnitt auch nach den bei älteren Erfassungen benutzten räumlichen Einheiten. Die Gebiete waren so ausgewählt worden, dass sie das Brutvorkommen der Uferschnepfe in Schleswig-Holstein möglichst vollständig abdecken. Außerdem wurden sämtliche Zählgebiete des trilateralen Brutvogelmonitorings im Wattenmeer (HÄLTERLEIN et al. 1991) in das System einbezogen. Hinzu kamen weitere Gebiete mit bedeutsamen oder ehemals bedeutsamen Wiesenvogelvorkommen, vor allem mit höheren Brutbeständen von Bekassinen und Großen Brachvögeln.

In der Datenbank sind Zählergebnisse gespeichert, die auf vollständigen Erfassungen der Brutbestände der betrachteten Art in dem entsprechenden Gebiet beruhen. Die Daten stammen aus sehr unterschiedlichen Quellen (Details siehe HÖTKER et al. 2011). Zu nennen sind hier insbesondere die Daten aus den Brutvogelerfassungen im Wattenmeer und an der Ostseeküste, die Daten aus den großräumigen Erfassungen in der Flusslandschaft von Eider, Treene und Sorge und auf der Halbinsel Eiderstedt, die zahlreichen Berichte zu den von verschiedenen Verbänden betreuten Naturschutzgebieten im Lande, die Zählungen im Rahmen des Monitorings der Vogelschutzgebiete und die Erfassungen im Rahmen der übrigen Monitoringprogramme sowie nicht zuletzt die vielen Erfassungen, die ehrenamtlich vor allem in Zusammenarbeit mit der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg (OAG SH) erfolgten. Die Archive der OAG SH sowie die in der Zeitschrift „Corax“ publizierten Jahresberichte bzw. die in den Rundschreiben der OAG SH abgedruckten Regionalberichte wurden ausgewertet und es wurde versucht, alle publizierten Daten zu Wiesenvogelbeständen in Schleswig-Holstein zu berücksichtigen.

Die meisten Zählungen waren entweder nach den Vorgaben für das Brutvogelmonitoring im Küstenraum (BRUNCKHORST et al. 1988) oder entsprechend der für das Wiesenvogelmonitoring in Schleswig-Holstein empfohlenen Methode (HÖTKER et al. 2004) durchgeführt worden. Letztere sieht für die häufigeren Arten drei vollständige Gebietskontrollen von öffentlichen Wegen aus von April bis Anfang Juni vor. Diese Vorgehensweise hat gegenüber anderen den Vorteil, dass größere Flächen relativ schnell kartiert werden können und somit die Wahrscheinlichkeit von Doppelzählungen, wie sie vor allem bei den sehr beweglichen Kiebitzen sonst möglich sind, vermindert werden. Für die Auswertungen wurden zunächst die Datensätze aktualisiert. Dazu wurden neuere Zählergebnisse in digitale Karten eingegeben und die Wiesenvogel-Datenbank um neuere Zählungen, die zum Teil noch recherchiert werden mussten, ergänzt.

Für die ausgewählten Gebiete wurden die mittleren Kiebitzbestände der vergangenen fünf Jahre ermittelt. Eine Zusammenfassung der Daten war gerechtfertigt, da die Bestände in Schleswig-Holstein in diesem Zeitraum weitgehend stabil waren und keinen deutlichen Trend aufwiesen (siehe Abb. 16). Für bestimmte statistische Verfahren, die auf der Analyse ganzer Zahlen beruhen, wurden die mittleren Bestände auf die nächste ganze Zahl auf- oder abgerundet.

### 3.7.3 Auswahl der Gebiete

Da die Auswertung sich nicht auf Kiebitze auf Salzwiesen des Wattenmeeres beziehen sollte, wurden die entsprechenden Gebiete nicht berücksichtigt. Ausgeschlossen wurden auch solche Gebiete, aus denen innerhalb der vergangenen fünf Jahre keine Erfassungen des Kiebitzbestands vorlagen. Es ver-

blieben 163 Gebiete, deren Größe zwischen 33 ha und 4.765 ha lag (Abb. 15, Mittelwert 637 ha, SD 769 ha, Median 443 ha).

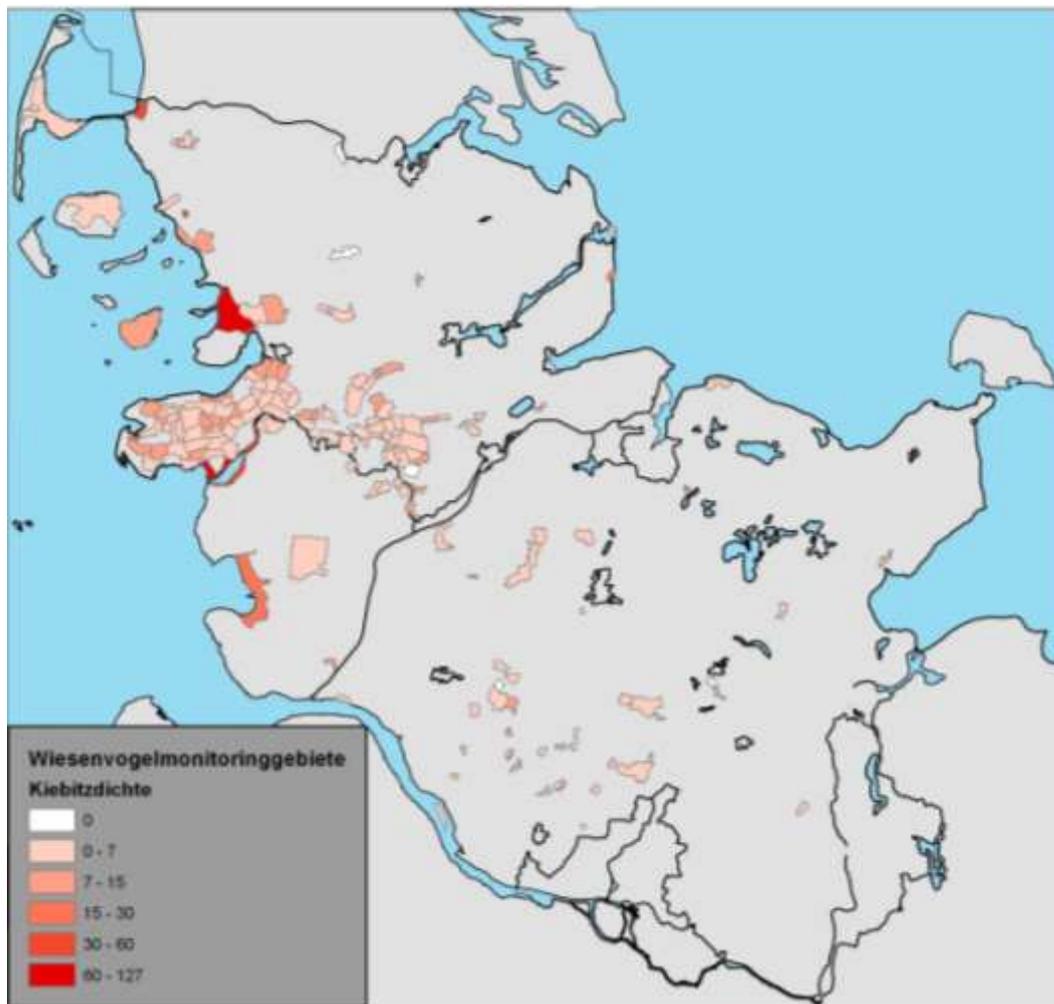


Abb. 15. Zur Auswertung herangezogene Gebiete mit Brutbestandsdichten von Kiebitzen (Reviere/100ha).

### 3.7.4 Erklärende Variablen

#### *GIS Analysen*

Die Abgrenzungen aller Wiesenvogelzählgebiete liegen im Vektorformat als Shape-Datei für geographische Informationssysteme vor, so dass im GIS detaillierte Analysen vorgenommen werden konnten. Diese Analyse erfolgte im Wesentlichen mit ArcGIS 10.0 und der Erweiterung Spatial Analyst.

#### *Grünlandanteil und Größe des Offenlands*

Für die Errechnung des Grünlandanteils in den Wiesenvogelzählgebieten standen zwei verschiedene Datengrundlagen zur Verfügung: Die Daten des CORINE Land Cover (CLC) und die InVeKos-Daten aus der Agrarverwaltung.

Im Programm CORINE Land Cover 2000 (CLC2000) der EU wurde europaweit eine Aktualisierung der Landnutzung und Bodenbedeckung aus Satellitendaten (einheitlich orthorektifizierte Landsat-7 Daten) erstellt, die sich auf den harmonisierten Klassifizierungsschlüssel und eine einheitliche Erfas-

sungsmethode stützt ([www.corine.dfd.dlr.de](http://www.corine.dfd.dlr.de)). Die erfassten Flächen wurden einheitlich in 44 Landnutzungsklassen eingeteilt, von denen 37 Klassen in Deutschland relevant sind. Der Erfassungsmaßstab ist 1:100.000, wobei Neuf Flächen ab einer Minimalgröße von 25 ha und Veränderungen von Landnutzungsgrenzen ab 5 ha aufgenommen wurden. Flächen mit linienförmiger Ausprägung (z.B. Gewässerläufe) wurden ab einer Breite von 100 m erfasst. Die CORINE Land Cover Daten liegen für die Jahre 1990, 2000 und 2006 vor, so dass auch Veränderungen des Grünlandanteils in diesem Zeitraum analysiert werden konnten.

Es wurden zunächst die Landnutzungsklassen selektiert. Einerseits handelte es sich zunächst in einem ersten Schritt um die Landnutzungsklasse 231 – Wiesen und Weiden. In einem zweiten Schritt wurden die Landnutzungsklasse 231 – Wiesen und Weiden, 321 – natürliches Grünland und 421 – Salzwiesen (im Binnenland) selektiert und zusammengefasst. Die Daten im Vektorformat wurden mit dem Werkzeug *Analysis Tools/Overlay/Intersect* in ArcGIS verschnitten, die Flächengrößen neu berechnet und die Flächen für jedes Wiesenvogelzählgebiet summiert.

In einem weiteren Schritt wurden die folgenden Landnutzungsklassen selektiert um die Flächenumfang offen strukturierter Landschaft zu ermitteln:

- 211 nicht bewässertes Ackerland
- 231 Wiesen und Weiden
- 242 komplexe Parzellenstruktur
- 243 Landwirtschaft und natürliche Bodendeckung
- 321 Natürliches Grünland
- 322 Heide und Moorheide
- 411 Sümpfe
- 412 Torfmoore
- 421 Salzwiesen

Diese Daten wurden ebenfalls mit dem Werkzeug *Analysis Tools/Overlay/Intersect* in ArcGIS verschnitten, die Flächengrößen neu berechnet und die Flächen für jedes Wiesenvogelzählgebiet summiert.

Aufgrund verschiedener Faktoren ist der erfasste Flächenumfang des Grünlandes über CORINE Land Cover mit gewissen Fehlerquellen behaftet. Einerseits macht der Erfassungsmaßstab von 1:100.000 im CORINE Land Cover eine Generalisierung von kleineren Flächeneinheiten notwendig. So werden Flächen mit geringer Breite (< 100m) mit der Nachbarfläche verschmolzen. Auch kleinere Flächeneinheiten (< 25 ha) werden mit der sie umgebenden Fläche aufgelöst. Im Falle von zahlreichen kleineren Einzelflächen werden diese in Bodenbedeckungsarten mit komplexen Parzellenstrukturen (Landnutzungsklasse 242) zusammengefasst. Darüber hinaus kann auf Satellitenbildern, abhängig vom Aufnahmezeitpunkt, Ackerland von Wiesen und Weiden nicht immer klar voneinander abgetrennt werden. Auch hat es sich gezeigt, dass Stilllegungsflächen in der Regel als Grünland klassifiziert wurde.

Da es sich bei den Wiesenvogelzählgebieten um zumeist großräumig zusammenhängende Grünlandareale handelt, dürften diese Fehlerquellen eher zu vernachlässigen sein. Die Daten des CORINE Land Cover ermöglichen eine Abschätzung von Änderungen des Grünlandanteils über einen langen Zeitraum.

Die InVeKoS Daten dienen der förderungsrechtlichen Abwicklung der landwirtschaftlichen Förderung durch die EU. Im Gegensatz zu den CORINE Landcover Daten sind diese aktueller. Landwirtschaftlich genutzte Parzellen unterschiedlicher Nutzung sind zu so genannten Feldblöcken zusammengefasst. Die jeweilige Parzellennutzung eines Jahres ist in separaten Tabellen aufgeführt, die mit den Feld-

blockdaten verknüpft werden können. Aufgrund der Tatsache, dass ein Feldblock Parzellen unterschiedlicher Nutzung enthalten kann, ist über die Analyse der InVeKoS Daten der genaue Grünlandanteil in den Wiesenvogelzählgebieten wie bei der Auswertung anhand der CORINE Land Cover nur annähernd zu ermitteln.

Die Feldblockgrenzen wurden mit den Wiesenvogelzählgebieten mit dem Werkzeug *Analysis Tools/Overlay/Intersect* verschnitten und mit den Parzellendaten aus dem Jahr 2010 verknüpft und anhand der Parzellenflächengrößen der Grünlandanteil berechnet.

### *Bodenbeschaffenheit*

Folgende Vektordatensätze wurden mit dem Werkzeug *Analysis Tools/Overlay/Intersect* in ArcGIS mit den Wiesenvogelzählgebieten verschnitten:

- Geologische Übersichtskarte 1: 500.000 (GUEK500). In der geologischen Übersichtskarte wird landesweit der Boden in 34 Bodenarten grob unterteilt. Diese Unterteilung erlaubt die Einordnung der Wiesenvogelzählgebiete in bestimmte Bodenarten.
- Bodengesellschaftskarte 1:200.000 (bgk200)  
Eine erheblich differenzierte Unterteilung ergibt sich durch die Bodengesellschaftskarte. Die Böden werden in 166 verschiedene Leitbodenformen unterteilt. Um eine sinnvolle Auswertung möglich zu machen wurden diese Leitbodenformen nach der Verschneidung im GIS manuell in 19 Bodentypen eingeteilt.
- Bodenbewertung zu den Themen Wasserhaushalt, bodenkundliche Feuchtestufe sowie Nährstoffhaushalt aus der amtlichen Bodenschätzung.  
Zur Bewertung von bodenschutzrelevanten Teilfunktionen, wie bodenkundliche Feuchtestufe (BKF), Feldkapazität im effektiven Wurzelraum ( $FK_{we}$ ), Nährstoffverfügbarkeit ( $S_{we}$ ), Nitratauswaschungsgefährdung (NAG) sowie die natürliche Ertragsfähigkeit wurde durch das LLUR ein Datensatz zur Verfügung gestellt, der die Daten der amtlichen Bodenschätzung zur Grundlage hat. Dieser Datensatz wurde mit den Wiesenvogelzählgebieten verschnitten und hinsichtlich der bodenkundlichen Feuchtestufe (BKF) zusammengefasst.
- Die Daten über die Ausdehnung von Mooren wurden dem Landschaftsinformationssystem Schleswig-Holstein (Lanis-SH 2013) entnommen.

### *Geländehöhe und Geländere relief*

Zur Analyse der Geländehöhe, bzw. des Geländere relief wurde das Digitale Geländemodell für Schleswig-Holstein herangezogen. Das Digitale Geländemodell (DGM) beschreibt die Geländeformen durch eine in einem regelmäßigen Raster angeordnete, in Lage und Höhe georeferenzierte Punktmenge. Die Rasterdaten mussten somit mit der Erweiterung *Spatial Analyst* in ArcGIS verarbeitet werden. Zunächst wurden die Wiesenvogelzählgebiete mit den Rasterdaten des DGM verschnitten. Dazu wurde das Werkzeug *Spatial Analyst Tools/Zonal/Zonale Statistik als Tabelle* genutzt. In der Tabelle wurden für jedes Wiesenvogelzählgebiet folgende Werte angegeben:

- MEAN – Durchschnittshöhe aller Zellen in der Umgrenzung des Wiesenvogelzählgebiets.
- MAXIMUM - größter Wert aus allen Zellen in der Umgrenzung des Wiesenvogelzählgebiets.
- MINIMUM - kleinster Wert aus allen Zellen in der Umgrenzung des Wiesenvogelzählgebiets.
- RANGE - Differenz zwischen dem größten und kleinsten Wert aus allen Zellen in der Umgrenzung des Wiesenvogelzählgebiets.
- STD - Standardabweichung aller Zellen in der Umgrenzung des Wiesenvogelzählgebiets.
- SUM - Gesamtwert aller Zellen in der Umgrenzung des Wiesenvogelzählgebiets.

In einem zweiten Schritt wurden um die Wiesenvogelzählgebiete Puffer mit einem Abstand von 1000 m gebildet (Werkzeug: *Analysis Tools/Nachbarschaftsanalyse/Puffer*). Danach kam ebenfalls das

Werkzeug *Zonale Statistik als Tabelle* zur Anwendung. Mit diesem Schritt sollte analysiert werden, ob sich die Wiesenvogelzählgebiete in tiefer gelegenen Gebieten als die Umgebung befinden.

### *Strukturen*

Sämtliche flächenhafte (Gehölze, Gebäude), linienhafte (Baum- und Buschreihen, Deiche) und punktuelle Strukturen (Einzelbäume, Strommasten, Windkraftanlagen) in den Wiesenvogelzählgebieten wurden anhand der digitalen Luftaufnahmen digitalisiert. Danach wurden mit dem Werkzeug *Analysis Tools/Nachbarschaftsanalyse/Puffer* Puffer mit einem Abstand von 100 m um die Shapes erzeugt. Der Abstand 100 m war vor der Analyse der Störradien (siehe Kap. 3.1.3 und Kap. 4.3) gewählt worden und entsprach einer von mehreren Fachexperten entwickelten Vermutung über die Auswirkung der betrachteten Strukturen. Eine differenzierte Analyse der Wirkungsweise einzelner Strukturen hätte den Untersuchungsrahmen gesprengt.

Die drei erzeugten Dateien mit den Puffern wurden mit Hilfe des Werkzeugs *Data Management Tools/Allgemein/Merge* zu einer Datei zusammengeführt. Mit dem Werkzeug *Management Tools/Generalisierung/Dissolve* wurden die einzelnen Polygone zusammengefasst. Diese Datei wurde zunächst mit den Wiesenvogelzählgebieten mit Hilfe des Werkzeugs *Analysis Tools/Overlay/Intersect* verschnitten und die Fläche der Strukturen mit Puffer berechnet. Im zweiten Schritt wurden die Polygone der zusammengefassten Datei in Linien umgewandelt (Werkzeug: *Data Management Tools/Features/Polygon zu Linie*). Danach erfolgte mit dem Werkzeug *Analysis Tools/Overlay/Intersect* die Verschneidung. Abschließend wurde die Länge der Linie berechnet. In einem weiteren Schritt wurde ein Index ermittelt, der die mittlere und größte Entfernung zu den Puffern der hohen Strukturen wiedergibt. In einem ersten Schritt wurde ein Punkteshape mit 150 Zufallspunkten pro Wiesenvogelzählgebiet erstellt. Dabei fand die Erweiterung Geospatial Modelling Environment (BEYER 2012) für ArcGis 10.1 Verwendung. Mit dem Werkzeug *genstratrandompts* wurden pro Wiesenvogelzählgebiet jeweils 150 Zufallspunkte unter Ausschluss der Struktur-Pufferfläche generiert. Nachfolgend fand das Werkzeug *Analysis Tools/Nachbarschaftsanalyse/Near* der ArcGis Toolbox Verwendung. Dieses Werkzeug ermittelte die Entfernung eines jeden Zufallspunktes zur nächstliegenden Pufferfläche und schrieb den Wert in die Attributtabelle. Danach wurde für jedes Wiesenvogelzählgebiet die mittlere und die maximale Entfernung der Zufallspunkte zu den Strukturpuffern berechnet. Das Maximum entspricht annähernd dem Radius des größtmöglichen Kreises, der außerhalb von Strukturen und deren Puffer in ein Zählgebiet gelegt werden kann. Er ist somit ein Maß für die Ausdehnung der größten, kompakten offenen Fläche im Zählgebiet.

### *Zerschneidung durch Straßen*

Um den potenziell störenden Einfluss von Straßen, Wegen und Bahnlinien zu überprüfen, wurde der Grad der Zerschneidung für die einzelnen Wiesenvogelzählgebiete ermittelt. Dazu wurde die effektive Maschenweite  $m_{\text{eff}}$  für jedes Gebiet berechnet (Im Folgenden mit „Meff“ bezeichnet). Die effektive Maschenweite gibt Auskunft darüber, ob zwei beliebige, in einem Gebiet liegende Punkte, nach der Zerteilung des Gebietes noch in derselben Teilfläche liegen (ESSWEIN et al. 2002; ESSWEIN 2007). Die effektive Maschenweite nimmt den Wert 0 an, wenn ein Gebiet vollständig von Straßen zerschneitten ist. Sie erreicht höchsten Wert, wenn das Gebiet durch keinerlei trennende Elemente beeinträchtigt ist. Zur Berechnung der effektiven Maschenweite wurde das *Meff-Tool* für ArcGIS verwendet (LANG et al. 2008).

Es wurde dabei wie folgt vorgegangen: Zunächst war es notwendig, sogenannte Zerschneidungsgeometrien im GIS zu erstellen. Dazu wurden das digitale Verzeichnis von Kreis-, Land- und Bundesstraßen sowie Autobahnen von (OpenStreetMap - Deutschland 2013) Open Street Map heraus selektiert und als gesonderte Shape Datei exportiert. Im nächsten Schritt wurde das

Werkzeug *Cartography Tools/Generalisierung/Polygone vereinfachen* angewendet und die Polygone bearbeitet, in dem unwesentliche Biegungen vereinfacht wurden ohne das die wesentliche Form verändert wurde. Die veränderte Datei wurde dann mit den Wiesenvogelzählgebieten mit Hilfe des Werkzeugs *Analysis Tools/Overlay/Intersect* verschnitten. Anschließend wurden die einzelnen Polygone mit dem Werkzeug *Data Management Tools/Generalisierung/ Zusammenführen(dissolve)* zu einem zusammenhängenden Polygon zusammengeführt. Danach wurde das Werkzeug *Cartography Tools/ Generalisierung/Polygone aggregieren* ausgeführt, um kleinere Lücken im Straßennetz automatisch schließen zu können. Es wurde eine Aggregationsentfernung von 25 m gewählt. Dabei wurden auch spitze Winkel zwischen den Straßen oder Flächen zwischen nahe beieinanderliegenden Wegen zum Straßenpolygon hinzugefügt. Anschließend wurden die Polygone der Wiesenvogelzählgebiete mit den Straßen ausgeschnitten, so dass die unzerschnittenen Flächen vorlagen (*Analysis Tools/Overlay/ Radieren-Erase*). Das entstandene Multipartfeature musste mit dem Werkzeug *Editor/Multipart feature trennen* in einzelne Polygone aufgetrennt werden. Damit lag die Zerschneidungsgeometrie für die Wiesenvogelzählgebiete vor. Danach wurde die Bearbeitung mit dem Meff-Tool in ArcGIS 9.3 vorgenommen. Dabei kam das Werkzeug Teilraumanalyse (*Meff subregions*) zur Anwendung. Folgenden Einstellungen wurden verwendet: *Input Fragmentation Geometrie: Zerschneidungsgeometrie* für die Wiesenvogelzählgebiete; *Input Subregions Geometrie: Shape-Datei* der Wiesenvogelzählgebiete. Bei den anderen Schaltflächen wurden keine Einstellungen vorgenommen.

Die Ergebnistabelle dieser Teilraumanalyse enthält eine Zeile für jedes Polygon der Wiesenvogelzählgebiete. Abschließend wurde deshalb die Ergebnistabelle (Feld OID) mit der Attributtabelle der Wiesenvogelzählgebiete-ShapeDatei (Feld FID) verbunden, um die Ergebnisse den entsprechenden Wiesenvogelzählgebiete n zuordnen zu können und abschließend als neue Tabelle exportiert.

Die Ergebnistabelle enthält folgende Werte:

- Meff – effektive Maschenweite
- totArea – zur Berechnung herangezogene Gesamtfläche
- count\_F – Anzahl der einbezogenen Zerschneidungsflächen
- sum\_Fi – Summe der Flächengrößen der Einzelflächen
- min\_Fi – kleinste Flächengröße der Einzelflächen
- max\_Fi – größte Flächengröße der Einzelflächen
- ave\_Fi – durchschnittliche Flächengröße der Einzelflächen

### Gruppen

Der Anteil gegruppten Grünlands wurde in den meisten Gebieten durch eine Kartierung typischer Gebietsabschnitte geschätzt. In den übrigen Gebieten wurden digitale Senkrechtluftbildaufnahmen ausgewertet. Die Schätzungen erfolgten in 10%-Schritten.

### Flachwasserzonen

Da von Voruntersuchungen bekannt war, dass die Verfügbarkeit von Flachwasser für das Vorkommen von Kiebitzen wichtig sein könnte, wurde versucht dessen Verfügbarkeit in jedem Wiesenvogelzählgebiet möglichst genau zu ermitteln. Geeignete Flachwasserbereiche traten im Wesentlichen in drei Formen auf:

- Ränder von Tränkekuhlen für Weidevieh (vor allem auf Eiderstedt, teilweise auch in anderen Regionen)
- Ränder größerer Gewässer
- Temporäre Überschwemmungsflächen

Zusätzlich war auch in vielen Gräben flaches Wasser vorhanden. Dies war allerdings, da Gräben oft tief in das Relief eingeschnitten und/oder verschliffen waren, für Kiebitze nicht nutzbar. Aus diesem Grund gingen nur Gräben oberhalb einer Wasserbreite von etwa 2m in die Berechnungen ein. Da keine flächendeckenden Daten der Wassertiefen zur Verfügung standen und eine Erhebung im Felde bei weitem zu aufwändig gewesen wäre, wurden die Ausdehnungen der Flachwasserbereiche an Tränkkuhlen und Gewässerrändern anhand von Stichproben hochgerechnet.

Für die Tränkkuhlen, die nach den Gräben mit Abstand häufigste Gewässerform, wurde folgendermaßen vorgegangen: An 28 Tränkkuhlen erfolgten exakte Vermessungen der Flächenausdehnung. In allen vier Himmelsrichtungen wurde ein Uferprofil erstellt, in dem von Rand beginnend in definierten Abständen die Wassertiefe gemessen wurde, bis diese einen Wert von 30 cm überschritten hatte. Aus diesem Wert wurde durch Interpolation ermittelt, wie breit die Zone mit Wasserständen von 0 cm bis 25 cm war. Der Wert von 25 cm wurde gewählt da Kiebitze bis zu dieser Wassertiefe noch gelegentlich bei der Nahrungssuche beobachtet werden konnten. Die vier Messwerte an einer Kuhle wurden gemittelt um die mittlere Breite des Flachwasserbereichs zu ermitteln. Da es einerseits zu aufwändig war, anhand der Geometrie jeder einzelnen Kuhle die Ausdehnung der Flachwasserzone zu berechnen, andererseits aber die Kuhlen überwiegend eine kompakte Form hatten und sich nicht sehr wesentlich von einer Kreisfläche unterschieden, wurden folgende Vereinfachungen vorgenommen. Die Ausdehnung der Kuhle wurde rechnerisch in eine flächenäquivalente Kreisfläche überführt und deren Radius bestimmt. Von diesem Radius wurde die mittlere Breite der Flachwasserzone subtrahiert und mit dem reduzierten Radius die Ausdehnung der Tiefwasserzone berechnet. Durch Subtraktion der Fläche der Tiefwasserzone von der Gesamtfläche der Kuhle ergab sich die Fläche der Flachwasserzone. Die Auswahl der zu messenden Tränkekuhlen konnte nicht nach dem Zufallsprinzip gewählt werden, sondern musste sich nach ihrer Zugänglichkeit richten, die wiederum durch die Betretungserlaubnis der Flächenbesitzer und die Abwesenheit bedrohlicher Weidetiere definiert wurde. In einem letzten Schritt wurden alle Kuhlen innerhalb der selektierten Wiesenvogelzählgebiete als Punktshapes digitalisiert. Für jede Kuhle wurde der aus den obigen Messungen ermittelte Durchschnittswert von 48 m<sup>2</sup> pro Kuhle angenommen. Die Gesamtfläche des Flachwassers in Tränkekuhlen wurde in jedem Wiesenvogelzählgebiet durch die Multiplikation der Zahl der Kuhlen im Gebiet mit der durchschnittlichen Ausdehnung der Flachwasserzone pro Kuhle abgeschätzt.

Zur Ermittlung der Flachwasserbereiche von Gewässern wurden zunächst sämtliche größeren Gewässer (Mindestgröße 100 m<sup>2</sup> (außer Tränkekuhlen), Gräben ab ca. 2 m Breite) in den Wiesenvogelzählgebieten anhand von Luftbilddaufnahmen digitalisiert. Gewässer, die offensichtlich nicht für Kiebitze geeignet waren, wurden nicht berücksichtigt (z.B. Kiesgruben, Fischteiche, von Bäumen umgebene Gewässer, Flussläufe und Gräben mit steilen Ufern, Salzwasserlebensräume). Die Entscheidung, ein Gewässer nicht zu berücksichtigen, basierte in den meisten Fällen auf der genauen Kenntnis der Gewässer. An typischen Gewässern wurden ähnlich wie beim Vorgehen bei den Tränkekuhlen 277 Uferprofile ermittelt. Die Wahl der Meßstellen war nicht zufällig sondern richtete sich nach der Zugänglichkeit der Gewässer. Die Meßstellen deckten jedoch die Spanne typischer Gewässer der Region ab. Aus den gepoolten Messdaten wurde die mittlere Breite der Flachwasserzone ermittelt (13,54m). Das weitere Vorgehen war analog zu dem bei den Tränkkuhlen. Die Ausdehnung des Gewässers wurde rechnerisch in eine flächenäquivalente Kreisfläche überführt und deren Radius bestimmt. Von diesem Radius wurde die mittlere Breite der Flachwasserzone subtrahiert und mit dem reduzierten Radius die Ausdehnung der Tiefwasserzone berechnet. Durch Subtraktion der Fläche der Tiefwasserzone von der Gesamtfläche des Gewässers ergab sich die Fläche der Flachwasserzone.

Temporäre Gewässer (Überschwemmungsbereiche) waren nicht ohne Weiteres auf den digitalen Luftbildern erkennbar. Durch persönliche Kenntnis fast aller Gebiete und durch Befragung von Ortskundigen war allerdings die Position von Flachwasserzonen bekannt. Deren Ausdehnung ließ sich

dann anhand von Verfärbungsmustern im Gras bei der Betrachtung der digitalen Senkrechtluftbilder im Maßstab von 1:2000 bis 1:5000 relativ genau digitalisieren.

Die Ausdehnung der Flachwasserzonen eines Wiesenvogelzählgebietes ergab sich schließlich durch die Addition der Flachwasserbereiche der Tränkekuhlen und Gewässer sowie der temporären Gewässer. Letztere wurden in vollem Umfang addiert, da sie gerade zur Ansiedlungsphase der Uferschnepfen in den meisten Jahren ihre größte Ausdehnung hatten, also möglicherweise entscheidend für die Ansiedlungsentscheidung waren, und weil sie im Allgemeinen sehr flach waren und im nahezu vollem Umfang als Nahrungsflächen zur Verfügung standen.

#### *Vertragsnaturschutzflächen und Flächen der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein*

Folgende Vektordatensätze wurden mit dem Werkzeug *Analysis Tools/Overlay/Intersect* in ArcGIS mit den Wiesenvogelmonitoringgebieten verschnitten:

- Flächen der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein
- Flächen des Vertragsnaturschutzes (Quelle: LANIS)

Hier fanden nur die Vertragsnaturschutzvarianten im Grünland Berücksichtigung.

### **3.7.5 Variablenselektion**

Aus den oben genannten Analysen ergaben sich folgende Variablen mit Werten für jedes Wiesenvogelzählgebiet:

- Gebietsgröße
- Geografische Koordinaten
- Größe des Offenlands
- Flächenanteil von Flachwasser (am Offenland)
- Flächenanteil von Grünland nach Corine-Daten
- Flächenanteil von Grünland nach Invekos-Daten
- Höhe über NN (Durchschnittshöhe aller Zellen in der Umgrenzung des Wiesenvogelzählgebietes)
- Maximale Höhendifferenz (Differenz zwischen dem größten und kleinsten Wert aus allen Zellen innerhalb der Umgrenzung des Wiesenvogelzählgebietes)
- Standardabweichung der Höhe (Standardabweichung aller Zellen in der Umgrenzung des Wiesenvogelzählgebietes)
- Höhendifferenz Umgebung–Gebiet (Differenz aus der mittleren Höhe über NN eines Puffers von 1000m um das Gebiet und der mittleren Höhe des Gebiets)
- Anteil Gruppen am Grünland
- Anteil von mittel und stark feuchtem Grünland
- Meff
- Meff Minimum (kleinste Flächengröße der Einzelflächen)
- Meff Maximum (größte Flächengröße der Einzelflächen)
- Meff Mittel – durchschnittliche Flächengröße der Einzelflächen
- Anteil Moor am Offenland (nach LANIS)
- Flächenanteil organischer Böden (Bodentypen 5,7,8,12)
- Anteil von Pufferflächen um Strukturen an der Größe des Gebiets
- Mittlere Entfernung von Zufallspunkten zum nächsten Puffer um eine Struktur
- Maximale Entfernung von Zufallspunkten zum nächsten Puffer um eine Struktur

- Flächenanteil von Vertragsnaturschutzflächen
- Flächenanteil von Flächen der Stiftung Naturschutz
- Flächenanteil Naturschutz (Summe der Vertragsnaturschutz- und Stiftungsflächen)

### 3.7.6 Einfluss von Schutzmaßnahmen auf die Bestandsentwicklung von Kiebitzen

Um zu beurteilen, ob der Verlust von Grünland sich auf die Bestandsentwicklung von Kiebitzen auswirkte, wurden die Entwicklungen der Kiebitzbrutbestände für die einzelnen Zählgebiete berechnet und mit dem Grünlandverlust (in ha), der anhand der CORINE Landcover Daten der Jahre 2000 bis 2006 berechnet wurde, verglichen. Damit nicht einzelne Kiebitzpaare große rechnerische Trendunterschiede verursachen konnten, wurden nur solche Zählgebiete berücksichtigt, die während des Betrachtungszeitraumes von 1998 bis 2011 mindestens einmal fünf Revierpaare oder mehr aufgewiesen hatten und von denen mindestens jeweils eine Zählung vor und eine Zählung nach 2003 im Abstand von mindestens fünf Jahren vorlag. Nach diesen Kriterien wurden 103 Gebiete ausgewählt. Die Trends wurden als Steigungen der Regressionsgerade bei Auftragung der Bestände über die Zeit ermittelt.

Da davon ausgegangen werden konnte, dass neben dem Grünlandverlust auch Naturschutzmaßnahmen die Bestandsentwicklung beeinflussten, wurde berücksichtigt, welchen Anteil von Vertragsnaturschutzflächen und Flächen der Stiftung Naturschutz es im Gebiet gab, ob es in einem Gebiet zu Anhebungen des Wasserstandes für die Förderung von Wiesenvögeln gekommen war und ob Gelege- und Brutschutzmaßnahmen im Rahmen des Gemeinschaftlichen Wiesenvogelschutzes (Bode et al. 2010) stattgefunden hatten. Die Naturschutzmaßnahmen wurden nur dann berücksichtigt, wenn sie bereits mindestens vier Jahre wirksam waren und einen größeren Anteil des Gebiets betrafen.

### 3.7 Datenauswertung

Die Datenauswertung, statistische Analyse und Kartendarstellung erfolgte mit den Computerprogrammen MS-Excel, R (R Development Core Team 2013) und ArcView. 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.

Die Auswertung der Habitatdaten erfolgte überwiegend mit multivariaten Analyseverfahren, vor allem mit Linearen Modellen (LM) und Generalisierten Linearen Modellen (GLM, siehe Habitatanalysen zum Seeregenpfeifer in HÖTKER et al. 2009). 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, dort auch die 2012 erhobenen Bestandsdaten der Probeflächen für das „Mais-Projekt“). Die Summe der 2012 insgesamt untersuchten Paare war in den drei Gebieten Dithmarscher Eidervorland, Meggerkoog (Langzeitprobefläche) und Tollenmoor ähnlich der der Vorjahre.

Die zusätzlichen Kartierungen auf Eiderstedt bestätigten im Wesentlichen die Ergebnisse des Vorjahres. Dort, wo keine gezielten Schutzmaßnahmen in Form von Erhöhungen der Wasserstände durchgeführt worden waren, hatten sich die Bestände halbiert (Bestandsrückgang um 54%). In den Gebieten mit Wasserstandsveränderungen, die jeweils nur einen Teil der Gebiete umfassten, betrug der Rückgang etwa 41% (Tab. 2).

**Tab. 1. Kiebitz-Brutbestände (Paare) in den Untersuchungsgebieten 2012.**

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

**Tab. 2. Kiebitz-Brutbestände (Paare) in acht Zählgebieten auf Eiderstedt im Vergleich der Jahre 2001 und 2010/11/12.**

Monitoringgebiet	Umfangreiches Wasserstandsmanagement	Kiebitzbestand 2001 (Paare)	Kiebitzbestand 2010 (Paare)	Kiebitzbestand 2011 (Paare)	Kiebitzbestand 2012 (Paare)
Haimoorkoog	nein	48	12	-	11
Leglichkeitskoog	nein	78	27	-	-
Tating Süd	nein	93	52	63	74
Witzwort West	nein	81	19	-	-
Südermarsch Süd Garding	ja	49	55	-	-
Tönning W	ja	80	-	25	17
Garding Südwest	nein	43	-	43	-
Oldenswort Ost	nein	52	-	17	-
Kating	nein	52	-	-	23
Kotzenbüll	nein	112	-	-	47
Welt Ost	nein	61	-	-	34

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. 16).

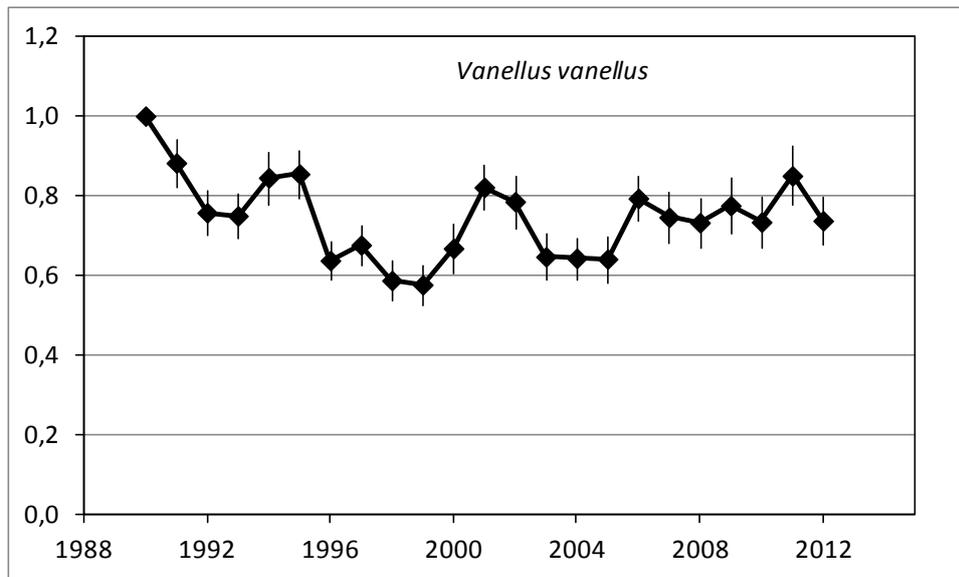


Abb. 16. Entwicklung der Kiebitz-Brutbestände (Indexwerte) in Schleswig-Holstein.

## 4.2 Habitatwahl

Die räumliche Verteilung der Kiebitzbrutbestände und die wichtigsten gemessenen potentiellen Einflussfaktoren sind in den Abb. 17 bis 25 dargestellt.

Die größten Brutbestände des Kiebitzes in den Untersuchungsgebieten befanden sich in den Küstenmarschen Schleswig-Holsteins. Besonders gut besiedelt waren vor allem die sogenannten Naturschutzköge an der Westküste (Abb. 17).

In den untersuchten Gebieten lagen die Flächenanteile des Grünlands in den meisten Fällen über 50% (Abb. 18). Besonders hoch waren die Grünlandanteile in den Naturschutzkögen und in einigen binnenländischen Gebieten.

Die Verteilung der Gruppen-Beet-Strukturen (Abb. 19) weist einen klaren Bezug zu den Küstenmarschen auf. Dort überwiegt das gegruppte Grünland während es weiter im Binnenland nur – seltener – in den großen Flussniederungen vorkommt.

Der Flachwasseranteil am Offenland im Gebiet ist besonders in einigen der Naturschutzköge sehr hoch, nimmt dann zum Binnenland hin ab und erreicht dort im Allgemeinen sehr niedrige Werte (Abb. 20).

Die meisten betrachteten Gebiete lagen etwa auf Höhe des Meeresspiegels. Deutlich unterhalb des Meeresspiegels liegende Gebiete sind vor allem in den geestnahen alten Marschen und in den Flussniederungen zu finden (Abb. 21). Nur wenige Gebiete liegen höher als 30m; der Höhenunterschied zwischen dem niedrigsten und dem höchsten Gebiet beträgt weniger als 40m.

Bezüglich der Zerschnittenheit durch Straßen lassen sich kaum klare Muster erkennen (Abb. 22). Niedrige Meff-Werte, das heißt eine hohe Zerschnittenheit, lassen sich bei vielen Gebieten in der Nähe der Küste feststellen.

Auch die Offenheit der Gebiete folgt keinem klaren Muster (Abb. 23). Offene Gebiete sind sowohl unmittelbar an der Nordseeküste als auch weiter im Binnenland zu finden. Abb. 24 zeigt die Größe der offenen Fläche in den verschiedenen Gebieten, die naturgemäß in großen Gebieten tendenziell höher ist als in kleinen.

Organische Böden finden sich erwartungsgemäß vorwiegend in den binnenländischen Gebieten, in der Nähe der Moore. Die Nordseemarschen bestehen nahezu ausschließlich aus mineralischen Böden (Abb. 25).

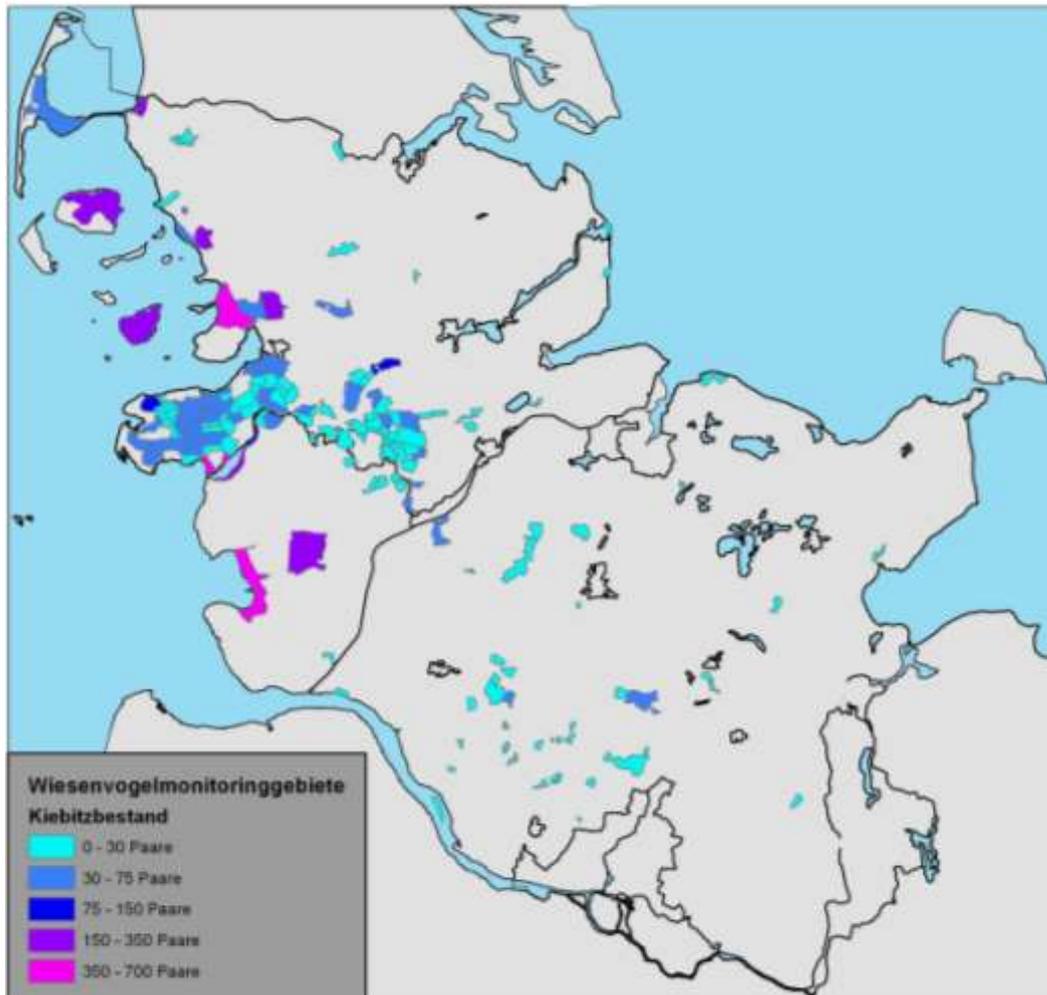


Abb. 17. Mittlere Kiebitzbestände (Brutreviere) in den untersuchten Wiesenvogelmonitoringgebieten (nicht im Rahmen der Studie erfasste Gebiete nicht angezeigt).

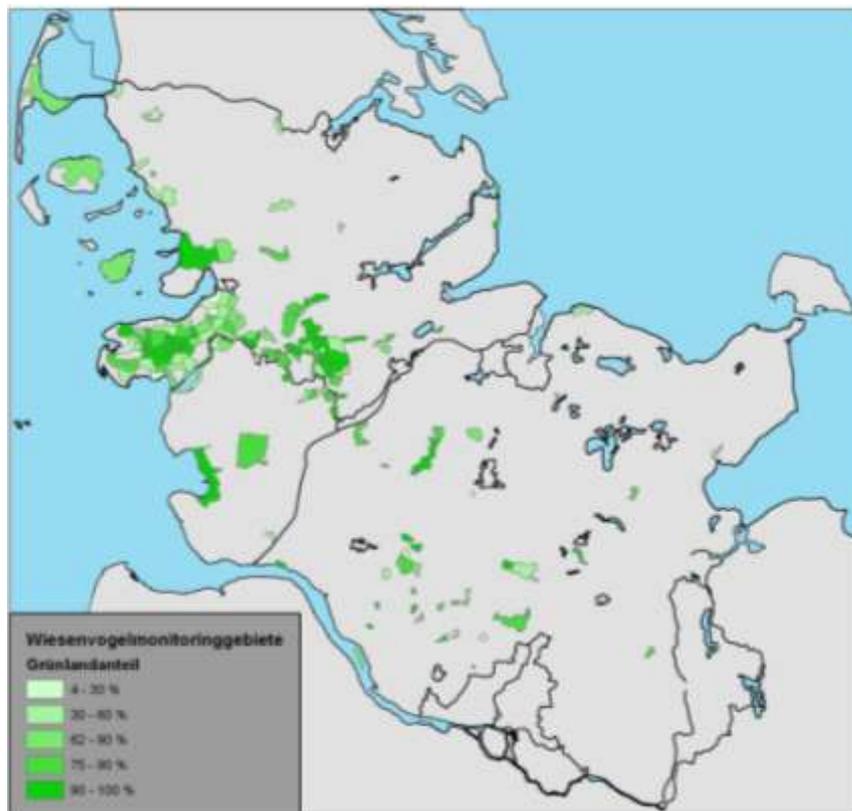


Abb. 18. Grünlandanteile in den untersuchten Wiesenvogelmonitoringgebieten.

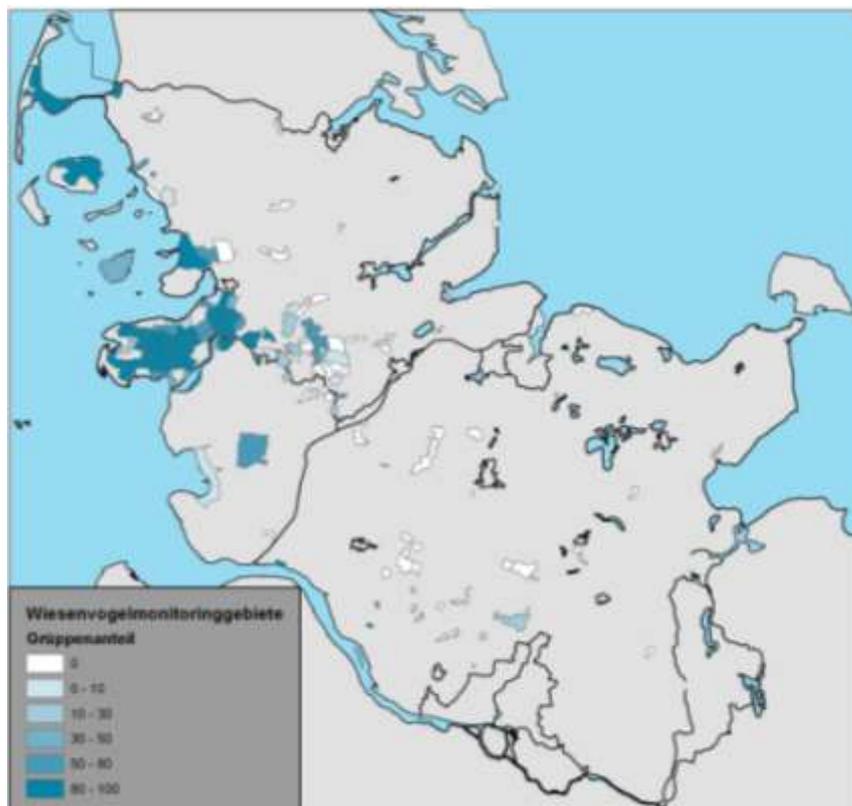


Abb. 19. Anteil des Grünlands mit Gruppenstruktur (in % der Fläche) in den untersuchten Wiesenvogelmonitoringgebieten.

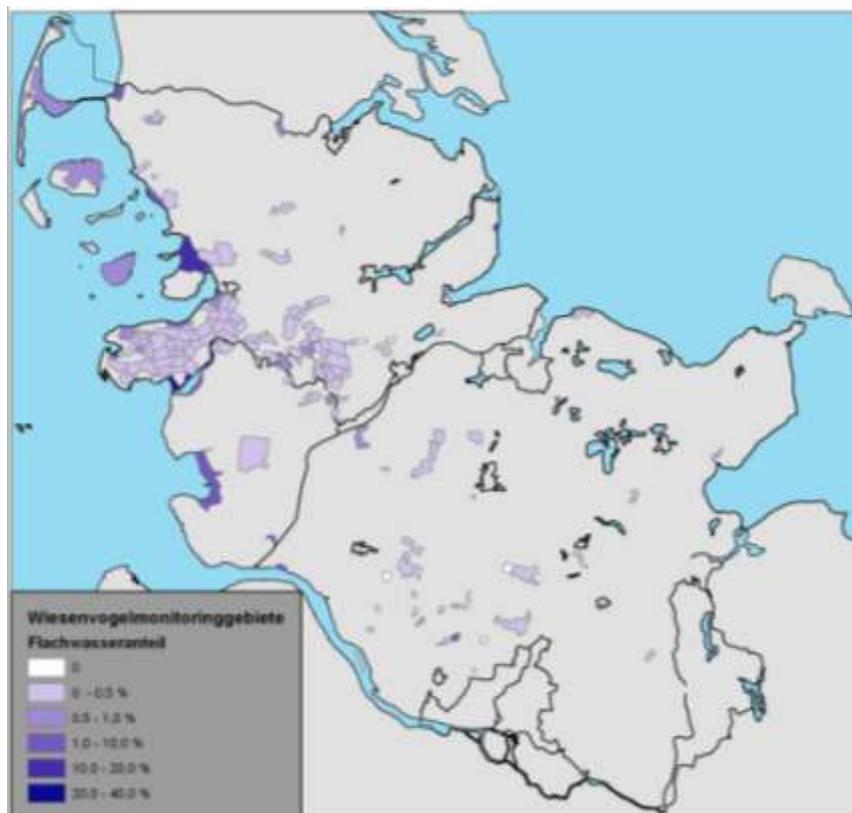


Abb. 20. Flachwasseranteile (in % der Fläche) in den untersuchten Wiesenvogelmonitoringgebieten.

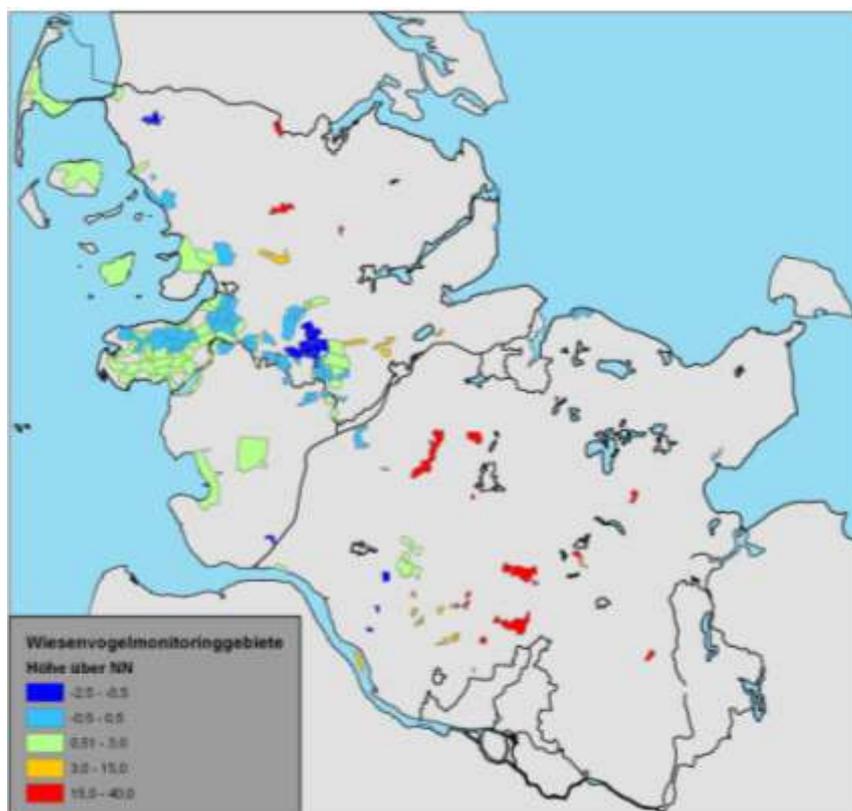


Abb. 21. Höhenlage der untersuchten Wiesenvogelmonitoringgebiete.

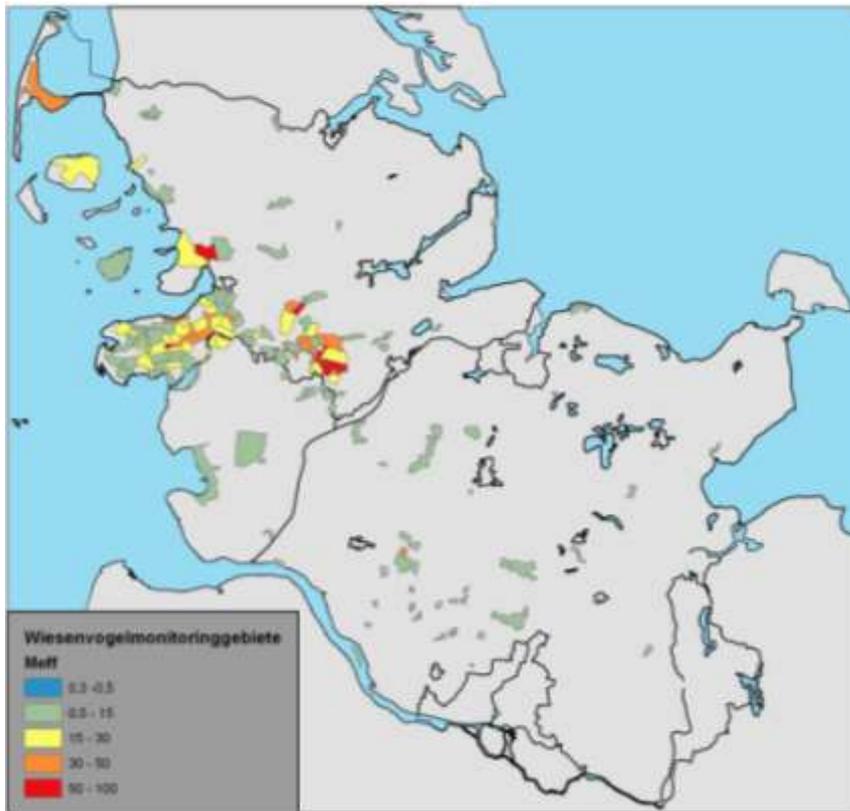


Abb. 22. Effektive Maschenweite der Zerschneidung durch Straßen (Meff, Erklärung siehe Text) in den untersuchten Wiesenvogelmonitoringgebieten. Niedrige Werte bedeuten eine hohe, hohe Werte eine niedrige Zerschneidung.

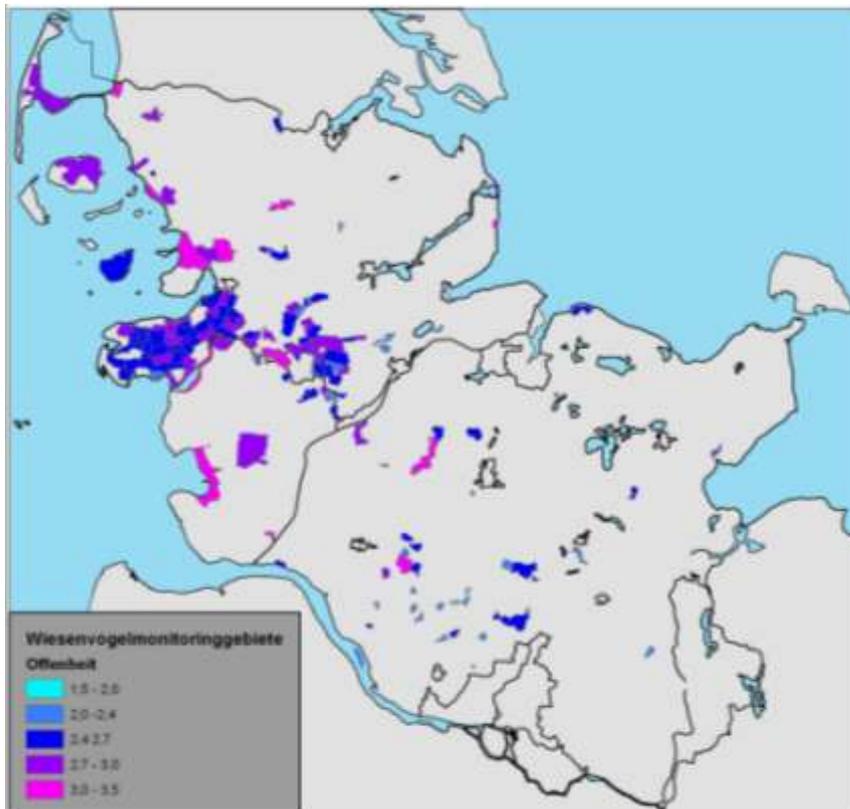


Abb. 23. Landschaftliche Offenheit der untersuchten Wiesenvogelmonitoringgebiete (Hohe Werte: große Offenheit, weitere Erklärung siehe Text).

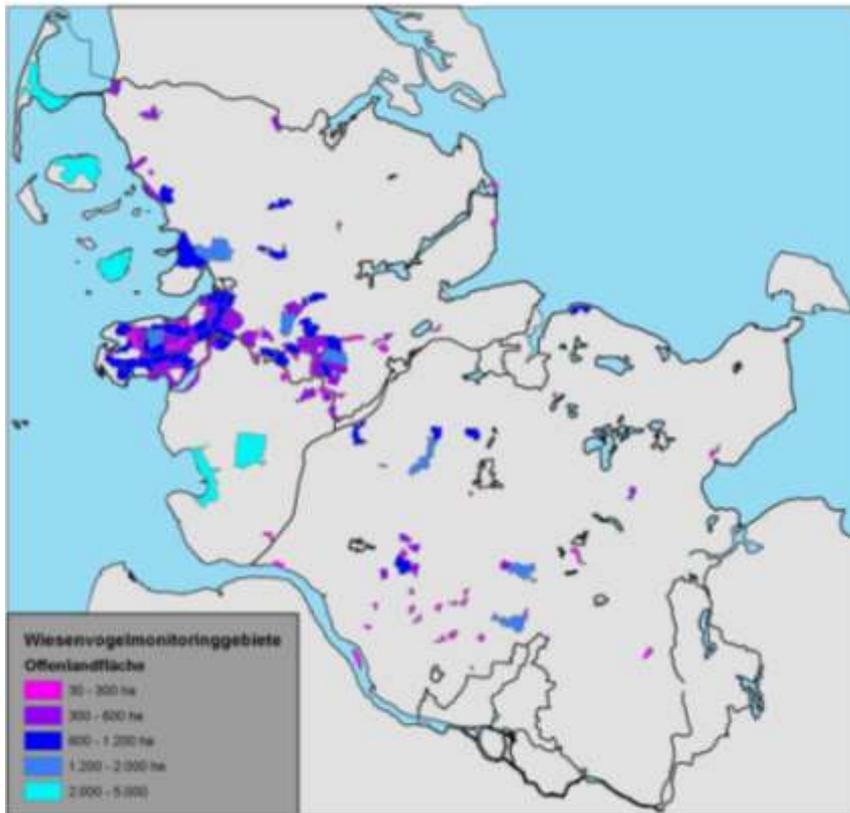


Abb. 24. Größe der Offenlandfläche (in ha) der untersuchten Wiesenvogelmonitoringgebiete.

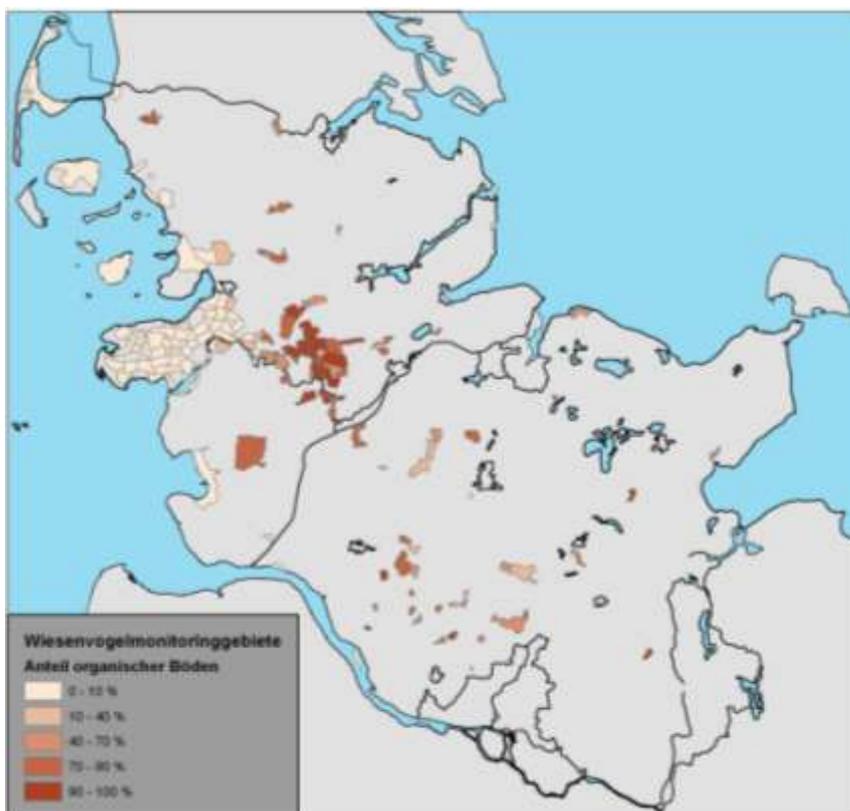
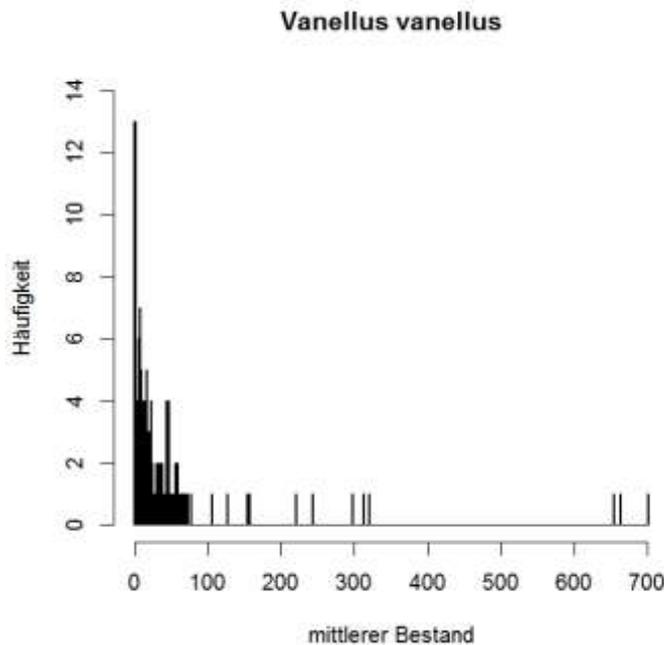


Abb. 25. Anteil (%) organischer Böden in den untersuchten Wiesenvogelmonitoringgebieten.

Für keinen der in Abb. 18-25 kartografisch dargestellten Faktoren ergibt sich eine ganz offensichtliche räumliche Übereinstimmung mit dem Verbreitungsmuster des Kiebitzes.

Vor einer multifaktoriellen Analyse und der Wahl der statistischen Verfahren musste das Verteilungsmuster der Kiebitzdaten überprüft werden. Abb. 26 zeigt eine extrem rechtsschiefe Verteilung, da in vielen der betrachteten Gebiete keine oder nur wenige Kiebitze vorkamen. Als Wahrscheinlichkeitsverteilungen für die Auswertung wurden deshalb Poisson, Quasipoisson und Negative Binomialverteilungen überprüft.

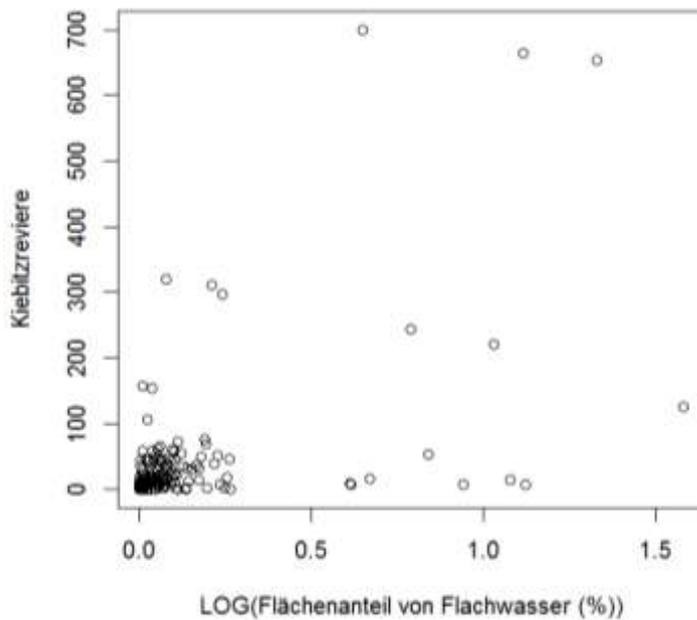


**Abb. 26.** Häufigkeitsverteilung der Kiebitzbrutbestände (Revierpaare) in den 163 Wiesenvogelbrutgebieten.

Ebenfalls vor dem Beginn der Analysen musste überprüft werden, welche erklärenden Faktoren miteinander korrelieren. Starke Autokorrelationen innerhalb des Datensatzes verletzen die Voraussetzungen zur Konstruktion der Modelle. Vor Beginn der Analysen wurden deshalb sämtliche Variablen (siehe Kap. 3.6.6) gegeneinander aufgetragen und Korrelationskoeffizienten nach Pearson berechnet. Von miteinander korrelierten Parametern wurden solange diejenigen mit der vermutlich geringsten Aussagekraft für die Erklärung des Kiebitzbestands entfernt, bis ein Satz von acht erklärenden Variablen übrigblieb, die ausreichend unabhängig waren (Korrelationskoeffizient nach Pearson bei allen Paarvergleichen unter 0,5).

Die Kiebitzbrutbestände der einzelnen 163 Gebiete sind in Abb. 27 - 34 einzeln gegen die verbliebenen erklärenden Parameter aufgetragen.

Der Anteil des Flachwassers schien einen Einfluss auf die Besiedlung eines Gebiets durch Kiebitze zu besitzen. Gebiete mit größeren Kiebitzbrutbeständen besaßen fast ausnahmslos einen gewissen Flachwasseranteil. Der Zusammenhang wurde besonders bei einer logarithmischen Darstellung des Flachwasseranteils deutlich (Abb. 27). Für weitere Analysen wurde deshalb der Logarithmus (Basis 10) des Flachwasseranteils verwendet. Vor der Logarithmierung wurde zum Flachwasseranteil (in %) die Zahl 1 hinzugefügt um auch 0-Werte darstellen zu können.

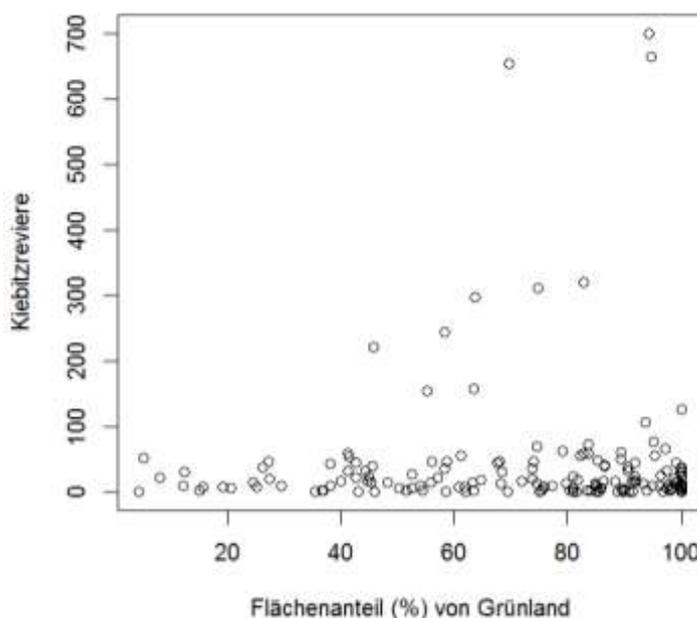


**Abb. 27.** Zahl der Kiebitzreviere in den einzelnen Zählgebieten und logarithmierter (Basis 10) Anteil von Flachwasserzonen am Offenland der Zählgebiete.

Auch zwischen dem Anteil des Grünlands und den Kiebitzbeständen deutete sich ein Zusammenhang an (Abb. 28): Je höher der Grünlandanteil, desto öfter wiesen die Gebiete hohe Kiebitzbrutbestände auf.

Tendenziell lagen die Kiebitzbrutbestände in Gebieten mit einem hohen Anteil begrünten Grünlands höher als in anderen. Der Zusammenhang war jedoch wenig deutlich und es gab zum Teil erhebliche Abweichungen (Abb. 29).

Kiebitze siedelten in Schleswig-Holstein nur in sehr tief liegenden Gebieten (Abb. 30).



**Abb. 28.** Zahl der Kiebitzreviere in den einzelnen Zählgebieten und Anteil des Grünlands am Offenland der Zählgebiete.

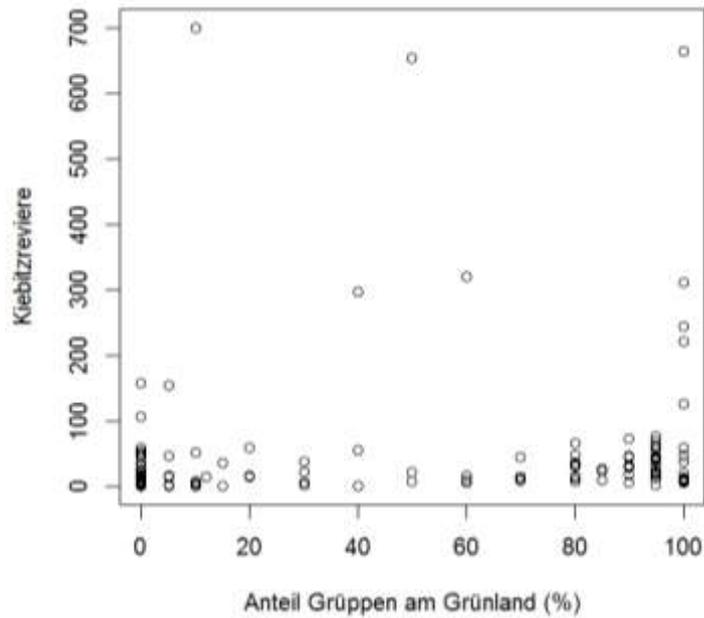


Abb. 29. Zahl der Kiebitzreviere in den einzelnen Zählgebieten und Anteil des begrüpperten Grünlands am Grünland der Zählgebiete.

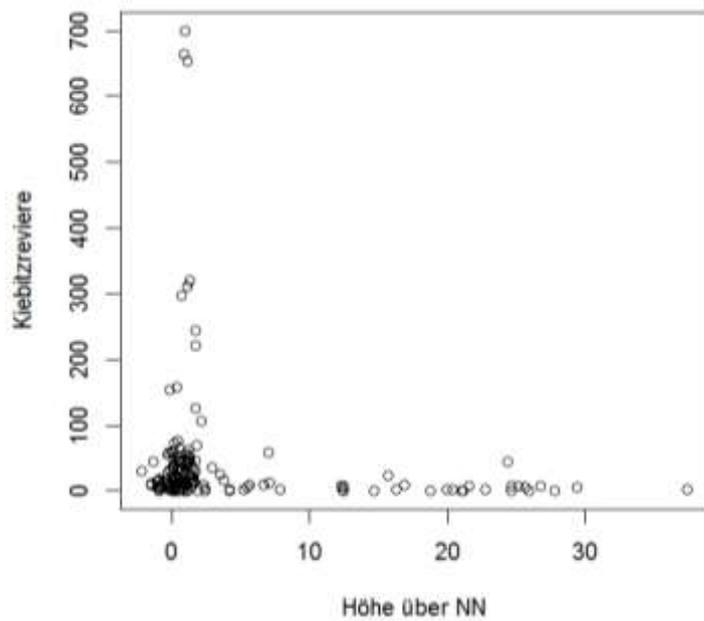
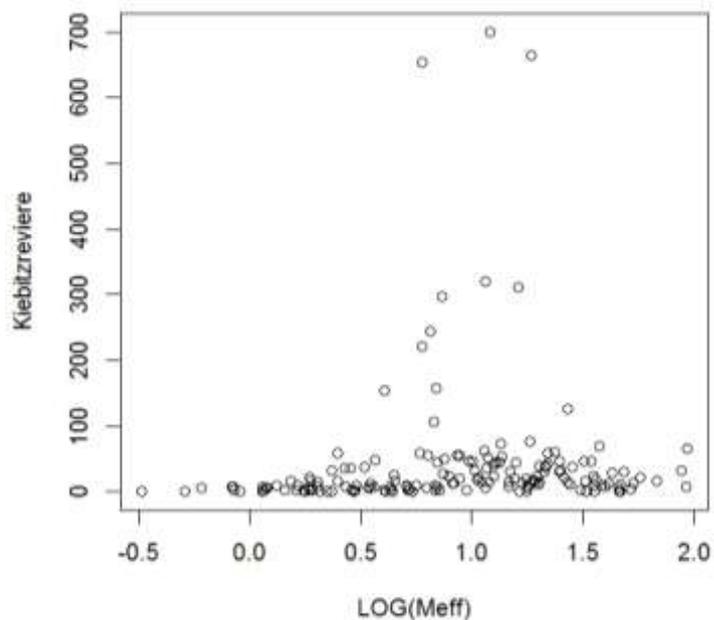


Abb. 30. Zahl der Kiebitzreviere in den einzelnen Zählgebieten und mittlerer Höhe über NN der Zählgebiete.



**Abb. 31.** Zahl der Kiebitzreviere in den einzelnen Zählgebieten und Meff (Effektive Maschenweite, Zerschneidungsindex durch Straßen, Erklärung siehe Kap. 3.6.5), Meff logarithmiert (Basis 10).

Scheinbar wurden stark von Straßen und Wegen durchschnittene Gebiete (geringer Meff) weniger von Kiebitzen besiedelt als weniger zerschnittene. Die logarithmische Darstellung zeigt, dass sehr stark zerschnittene Gebiete überhaupt keine Kiebitzbestände aufwiesen (Abb. 31). Die Daten streuen allerdings sehr stark.

Hohe Kiebitzbestände korrespondierten häufig mit sehr offenem Gelände (Abb. 32). Trotz starker Streuung zeigt Abb. 33 einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Größe des Offenlandes eines Gebietes und den Kiebitzbeständen.

Eine weniger deutliche Beziehung bestand zwischen dem Anteil organischer Böden im Gebiet (Abb. 34). Die meisten Kiebitze siedelten auf rein mineralischen Böden. Aber auch auf gemischten Böden wurden recht hohe Bestände erreicht.

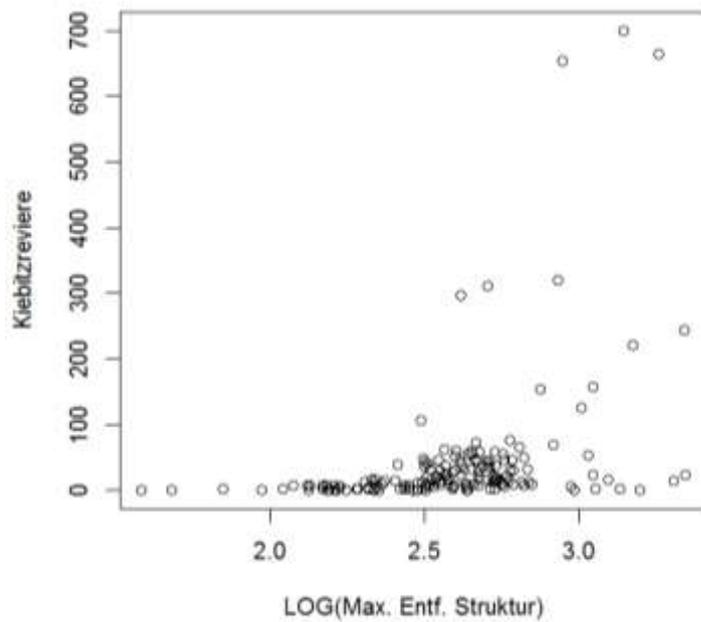


Abb. 32. Zahl der Kiebitzreviere in den einzelnen Zählgebieten und landschaftliche Offenheit der Zählgebiete (Logarithmus (Basis 10) der maximalen Entfernung eines Zufallspunktes im Gebiet zur nächstgelegenen Struktur, abzüglich eines 100m-Puffers).

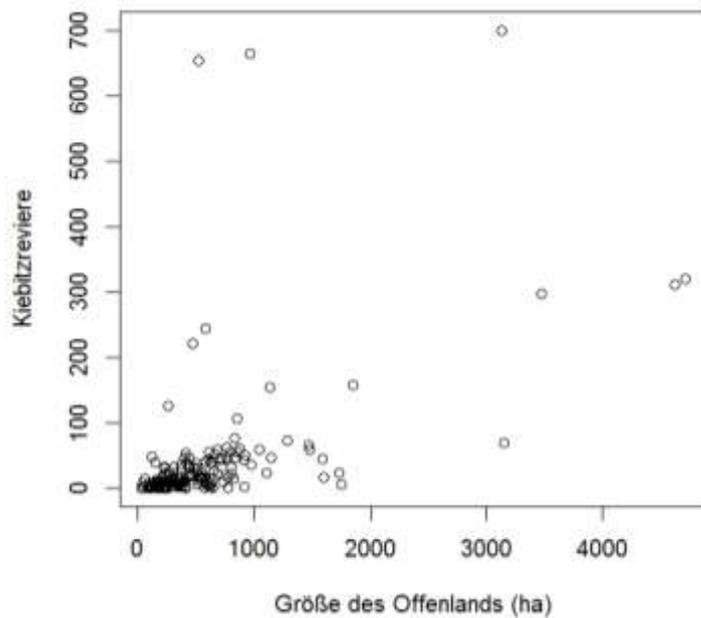


Abb. 33. Zahl der Kiebitzreviere in den einzelnen Zählgebieten und Größe des Offenlands der Zählgebiete.

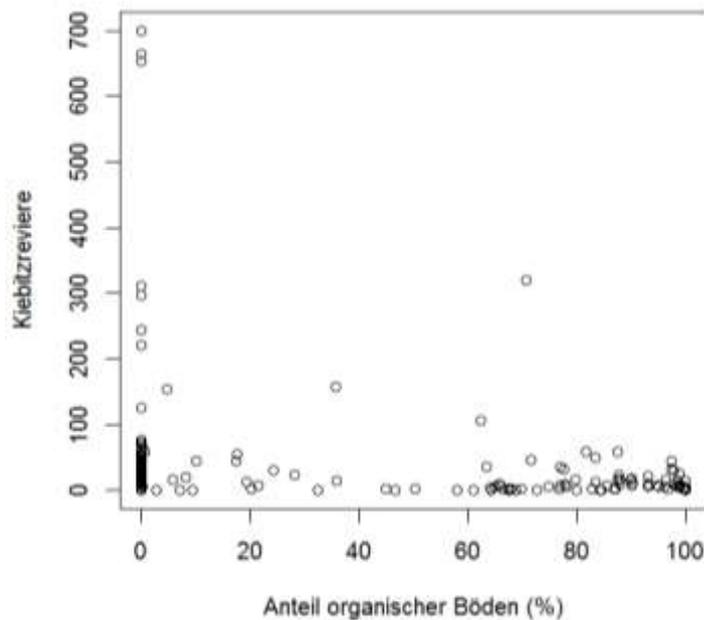


Abb. 34. Zahl der Kiebitzreviere in den einzelnen Zählgebieten und Anteil organischer Böden der Zählgebiete.

In der Realität wirken Faktoren nicht einzeln, sondern gemeinsam, wobei sie sich gegenseitig beeinflussen. Dies wird durch multivariate Modelle besser dargestellt als durch die Betrachtung einzelner Faktoren.

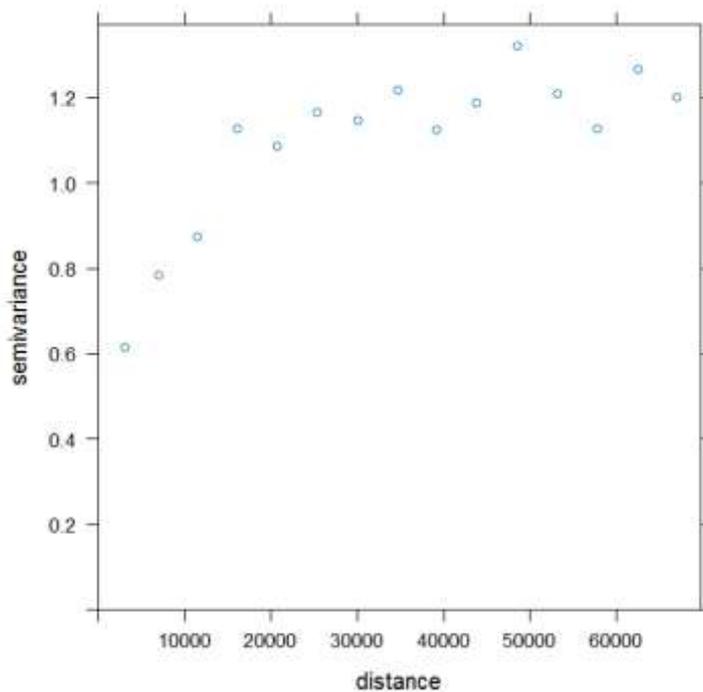
Zur Konstruktion eines Modells zur Erklärung der Kiebitzbestände in den Zählgebieten standen mehrere Wahrscheinlichkeitsverteilungen zur Verfügung. Mit Poisson- und Quasipoissonverteilungen konnten keine Modelle gefunden werden, die den finalen Modellcheck befriedigend überstanden. Dies war jedoch für Modelle auf Basis von negativen Binomialverteilungen der Fall. In dem aufgrund des Akaike-Kriteriums gewählten Modell (Tab. 3) waren Höhe über NN, Logarithmus des Flachwasseranteils, Anteil organischer Böden, Größe des Offenlands sowie die Offenheit der Landschaft als signifikante Parameter vertreten. Der Grünlandanteil, der Anteil von Gruppen am Grünland und die Zerschneidung durch Straßen (Meff) wurden verworfen. Je niedriger die Gebiete lagen, je höher der Flachwasseranteil in ihnen war, je niedriger der Anteil organischen Bodens war, je größer das besiedelbare Gebiet und je offener die Landschaft war, desto mehr Kiebitze konnten in den Gebieten angetroffen werden.

Tab. 3. Modell (GLM, Negative Binomialfunktion, Logistische Regression) zur Erklärung der Höhe der Kiebitzbrutbestände in Wiesenvogel-Zählgebieten in Schleswig-Holstein. N=163, erklärte Devianz 63,2%.

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	***

Da es sich bei den analysierten Zählgebieten um Flächen handelte, die sowohl in unmittelbarer Nachbarschaft als auch in größerer Entfernung voneinander lagen, konnte eine räumliche Autokorre-

lation der Daten (zum Beispiel durch große Ähnlichkeit benachbarter Gebiete) nicht von vornherein ausgeschlossen werden. Zur Darstellung von Autokorrelationen wurden sogenannte Variogramme konstruiert. Die „semivariance“ in Abb. 35 misst die räumliche Abhängigkeit. Ist sie nahe Eins, besteht keine Abhängigkeit; Werte deutlich unter Eins deuten auf räumliche Autokorrelation hin. In Abb. 35 streuen die Werte sehr stark. Die ersten Werte bis etwas über 10.000 m Entfernung liegen deutlich unter eins, so dass eine räumliche Interkorrelation der Daten vorliegt. Die von Zuur et al. (2007) vorgeschlagenen Korrekturen schlugen fehl. Da das in Tab. 3 vorgestellte Modell mit jeweils höchstsignifikanten Faktoren sehr robust ist, wurde auf weitere Korrekturen (Fortlassen benachbarter Gebiete) verzichtet.



**Abb. 35.** Variogramm zur Entdeckung räumlicher Autokorrelation der Variablen des Modells zur Erklärung der Zahl der Kiebitzbrutreviere in besiedelten Gebieten. „Semivariance“: Maß für die Autokorrelation; „distance“: Entfernung zwischen den Zählgebieten. Weitere Erklärungen siehe Text.

#### 4.3 Einfluss der Schutzbemühungen auf den Bestandstrend von Kiebitzen

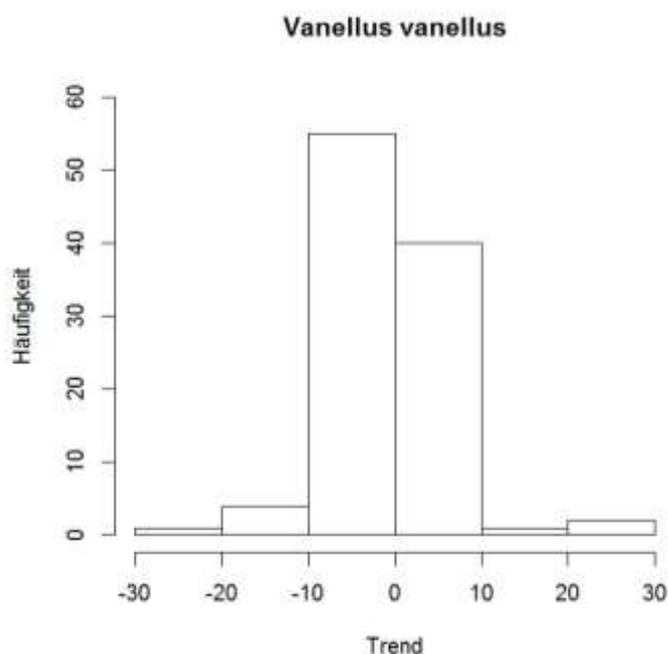
Zur Untersuchung des Einflusses der Schutzelemente „Vertragsnaturschutz“ und „Stiftungsland“ auf die Brutbestände von Kiebitzen in den Wiesenvogelzählgebieten wurden die Flächenanteile, die in den einzelnen Wiesenvogelzählgebieten unter Vertragsnaturschutz standen oder zum Stiftungsland gehörten („Schutzflächen“), in die Modellierung (Tab. 3) einbezogen. Es wurden dabei zunächst nur Zählgebiete betrachtet, die nicht von vorn herein schon im Besitz der öffentlichen Hand waren. So wurden die sogenannten Naturschutzköge an der Westküste nicht berücksichtigt.

Der Parameter „Anteil Vertragsnaturschutzfläche“ wurde aus dem Modell frühzeitig verworfen, der Parameter „Flächenanteil des Stiftungslandes“ ging als signifikant negative Größe ein (Tab. 4).

**Tab. 4. Modell (GLM, Negative Binomialfunktion, Logistische Regression) zur Erklärung der Höhe der Kiebitzbrutbestände in Wiesenvogel-Zählgebieten in Schleswig-Holstein unter Einbeziehung des Anteils der Flächen der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein in den Gebieten. Zählgebiete in überwiegendem Besitz der öffentlichen Hand nicht berücksichtigt. N=154, erklärte Devianz 54,5%.**

Parameter	Koeffizient	SE	Z	p	Sign.-Niveau
Intercept	-0,65802	0,81179	-0,811	0,41760	
Höhe über NN	-0,03631	0,01030	-3,525	0,00042	***
Anteil org. Boden	-0,00485	0,00181	-2,675	0,00748	**
Offenlandfläche	0,00080	0,00011	7,462	0,00000	***
Log(Max.-Entf. Struktur)	1,36256	0,31763	4,29	0,00002	***
Anteil Stiftungsflächen	-0,01205	0,00393	-3,067	0,00216	**

Für die Beurteilung des Erfolgs der Schutzmaßnahmen ist die Betrachtung des Trends der Kiebitzbestände wichtig. Die Verteilung der Trends in den einzelnen Zählgebieten wies annähernd eine Normalverteilung auf (Abb. 36), so dass mit linearen Modellen (multiple Regressionen und ANCOVAS) operiert werden konnte. Es wurden Modelle mit dem Trend der Kiebitzbrutbestände als abhängiger Variable und den Grünlandverlusten nach den CORINE Landcover-Daten von 2000 und 2006, den Anteilen von Vertragsnaturschutzflächen, Stiftungsland und der Summe aus beiden sowie allen Habitatparametern als erklärenden Variablen getestet. In die Analyse gingen nur solche Gebiete ein, deren Trend ausreichend sicher bekannt war (siehe oben) und die nicht überwiegend im Besitz der öffentlichen Hand waren.



**Abb. 36. Häufigkeitsverteilung der Trendwerte von Kiebitzbrutbeständen (Revierpaare/Jahr) in Wiesenvogelbrutgebieten.**

Die Anteile von Schutzflächen und die Grünlandverluste wurden aus den Modellen verworfen. Es ergaben sich keine Modelle, die signifikant zur Erklärung der unterschiedlichen Trends der Kiebitzbestände in den einzelnen Gebieten beitragen konnten. Die Betrachtung aller Gebiete, also auch der vollständig in staatlichem Besitz befindlichen, führte ebenfalls zu keinen signifikanten Modellen.

In einem weiteren Schritt wurde überprüft, wie sich Grünlandverluste und einzelne wichtige Naturschutzmaßnahmen auf den Trend der Kiebitzbrutbestände in den einzelnen Gebieten auswirkten. Die Maßnahmen wurden nicht hinsichtlich ihres Flächenumfangs, sondern nur hinsichtlich ihrer Durchführung betrachtet. Es wurde für jedes Gebiet festgehalten, ob in erheblichem Ausmaß Maßnahmen zur Anhebung des Wasserstands durchgeführt worden waren. Als von erheblichen Ausmaß wurden Maßnahmen (z.B. Grabenstaumaßnahmen) angesehen, wenn diese mindestens 25% des Gebietes beeinflussten. Weiterhin wurde festgehalten, ob im Gebiet in nennenswertem Maße ein Schutz der Gelege und Bruten durch den Gemeinschaftlichen Wiesenvogelschutz erfolgte (JEROMIN 2006). Es wurden ANCOVAs mit dem Trend der Kiebitzbrutbestände als abhängige Variable und den Grünlandverlusten nach den CORINE Landcover Daten von 2000 und 2006, dem Wassermanagement und dem Gemeinschaftlichen Wiesenvogelschutz (jeweils „ja“ oder „nein“) als erklärende Variablen getestet. Als geeignetstes Modell wurde das ausgewählt, das als einzigen erklärenden Parameter das Wassermanagement aufweist (Tab. 5).

**Tab. 5. Ergebnisse eines Linearen Modells (ANCOVA) zur Erklärung des Kiebitz-Brutbestandstrends in Wiesenvogel-Zählgebieten in Schleswig-Holstein anhand von Schutzmaßnahmen. N=103, Adjusted R<sup>2</sup>=0,094.**

Parameter	Koeffizient	SE	Z	p	Sign.-Niveau
Intercept	-1,7649	0,6296	-2,803	0,00607	**
Wassermanagement	5,6036	1,6499	3,396	0,00098	***

Das Wegfallen der Parameter „Schutzfläche“ zur Erklärung von Trends bei Kiebitzen bedeutet allerdings nicht, dass der flächenhafte Schutz von Kiebitzen wirkungslos geblieben ist. Die in den vergangenen Jahrzehnten an der Westküste Schleswig-Holsteins eingedeichten Gebiete Rickelsbüller Koog, Hauke-Haien Koog, Vordeichung Ockholm, Beltringharder Koog, Eiderästuar und die Meldorfer Speicherköge besitzen zum Teil eine hohe Bedeutung für brütende Wiesenlimikolen (HÖTKER et al. 2001). Die Gebiete sind mittlerweile überwiegend dem Naturschutz gewidmet. Sie wiesen typischerweise jeweils kurz nach ihrer Eindeichung sehr stark steigende Bestände von Wiesenlimikolen auf, die sich nach einigen Jahren allerdings wieder deutlich verringerten. Einer der Gründe für die Bestandsabnahmen war das Überwachsen der Gebiete mit höherer Vegetation. So sanken auch die Bestände des Kiebitzes bis zum Ende der 1990er Jahre in den Naturschutzkögen deutlich schneller als im Landesdurchschnitt (Abb.37).

Mit Förderung des MELUR wurden in den wichtigsten Gebieten umfangreiche Maßnahmen zur Verbesserung der Lebensräume der Wiesenvögel durchgeführt, die von der Verbesserung der Wasserstandsverhältnisse und des Bewirtschaftungsregimes bis zur Entfernung von Gehölzen reichte. Durch diese Maßnahmen kam es seit Ende der 1990er Jahre fast zu einer Verdoppelung der Brutbestände in den Kögen, so dass ein Erfolg der Maßnahmen sehr deutlich wird.

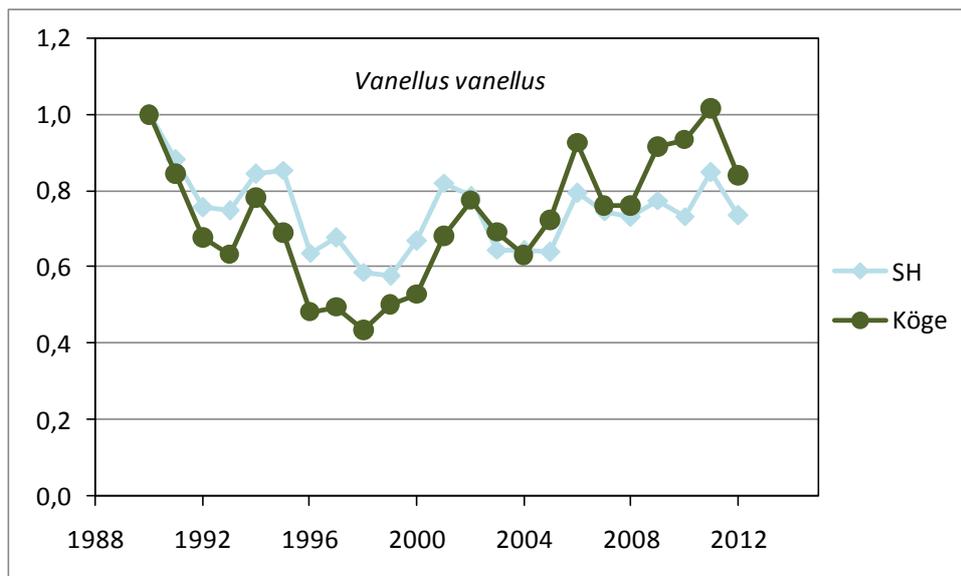


Abb. 37: Bestandentwicklung des Kiebitzes in den Naturschutzkögen an der Westküste Schleswig-Holsteins und in ganz Schleswig-Holstein (hellblau). Die Symbole geben mit TRIM berechnete Indexwerte an.

#### 4.4 Fang und Beringung

Im Jahr 2012 konnten 18 Altvögel, davon 16 Weibchen und zwei Männchen, gefangen werden (Tab. 6). Zusätzlich konnten insgesamt 12 Küken nur mit einem Vogelwartenring und 12 Küken mit Farbringen beringt werden.

Tab. 6. Anzahl beringter adulter Kiebitze und Kiebitzküken in den Untersuchungsgebieten 2012.

Gebiete	Farbberingung			nur Metallring Jungvögel	Summe
	Männchen	Weibchen	Jungvögel		
Tollenmoor	0	7	0	0	7
Meggerkoog	0	4	1	0	5
Badestelle	2	5	2	0	9
Dithmarscher Eidervorland	0	0	9	12	21
Summe	2	16	12	12	42

In allen Untersuchungsjahren 2007 bis 2012 wurden insgesamt bisher 11 adulte Männchen, 124 adulte Weibchen und 212 Jungvögel farbberingt, die meisten davon im Dithmarscher Eidervorland (Tab. 7).

Tab. 7. In den Jahren 2007 bis 2012 mit Farbringen markierte Kiebitze.

Gebiete	Farbberingung			Summe
	Männchen	Weibchen	Jungvögel	
Tollenmoor	2	21	13	36
Meggerkoog + Badestelle	8	59	58	125
Dithmarscher Eidervorland	1	44	141	186
Summe	11	124	212	347

#### 4.5 Schlupf- und Bruterfolg

Ein weiterer Schwerpunkt der Untersuchungen war die Ermittlung des Schlupf- und Bruterfolges. Hierfür standen im Jahr 2012 113 Kiebitzgelege zur Verfügung. Im Durchschnitt aller Gebiete war eine Schlupfwahrscheinlichkeit von etwa 20 % zu verzeichnen. Bedeutendster Verlustfaktor war die Prädation. Die Schlupf- und Prädationsraten lagen mit 19,9% bzw. 78,4% ähnlich wie im Vorjahr (Tab. 8).

Zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten gab es große Unterschiede in den Schlupfraten. Der Schlupferfolg war mit 88% im Tollenmoor am höchsten. Im Dithmarscher Eidervorland war der Schlupferfolg im Vergleich zum Vorjahr von 25 % auf 8 % gesunken.

Anhand der Farbberingungen, aber auch durch Beobachtungen unberingter Jungvögel ließ sich der Bruterfolg der Kiebitze in acht Untersuchungsgebieten abschätzen. Im Vergleich zum Vorjahr, in dem der Bruterfolg im Meggerkoog bei 0,23 und im Dithmarscher Eidervorland bei 0,47 flüggen Küken pro Revier lag, veränderten sich die Werte 2012. Im Meggerkoog wurden - wie in den Vorjahren - auf einer Teilfläche von 431 ha (Langzeitprobefläche) regelmäßige Revierkartierungen und Bruterfolgsuntersuchungen durchgeführt (JEROMIN 2011). In 42 Revieren wurden etwa 18 Küken flügge, was einem Bruterfolg von 0,43 flüggen Jungen pro Paar entspricht. Im Dithmarscher Eidervorland wurde die Zahl der flüggen Jungvögel auf mindestens 15 geschätzt, was einen Bruterfolg von 0,26 flüggen Jungen pro Paar bedeutet. Wurden im Tollenmoor in 2011 keine Küken flügge, flogen 2012 vier Küken aus, was einem Bruterfolg von 0,22 Jungvögeln pro Paar entspricht (Tab. 9). In den weiteren fünf Gebieten wurde der Bruterfolg abgeschätzt vor dem Hintergrund der Untersuchung „Kiebitze und Maisanbau“ (Kap. 4.6).

**Tab. 8. Schlupf- und Prädationswahrscheinlichkeiten (nach MAYFIELD) der Kiebitzgelege in den Untersuchungsgebieten 2012.**

	Dithmarscher Eidervorland	Tollenmoor	Badestelle	Norderstapel	Meggerkoog	insgesamt
Anzahl Gelege	52	17	20	5	39	128
davon auswertbar	47	17	10	2	39	113
						0
Anzahl Mayfieldtage	433,5	454	205	14	414	1506,5
Prädationsverluste	34	1	6	2	34	75
Landwirtschaftsverluste	0	0	1	1	0	1
verlassen	0	0	1	0	0	1
unbekannte Verluste	0	1	0	0	0	1
überschwemmt	1	0	0	0	0	1
Erfolgreich	12	15	2	2	5	34
Verluste insg.	35	2	8	3	34	79
tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit	0,919	0,996	0,961		0,918	0,948
Schlupfrate	8,0%	87,6%	30,3%		7,6%	19,9%
Prädationsrate	91,4%	6,4%	59,0%		92,4%	78,4%

Tab. 9. Kiebitzbruterfolg in den Untersuchungsgebieten im Jahre 2012.

	Anzahl Reviere	Flüge Küken	Bruterfolg (flüge Küken/Revier)
Dithmarscher Eidervorland	58	15	0,26
Meggerkoog (Langzeitprobefläche)	42	18	0,43
Tollenmoor	18	4	0,22
Badestelle	26	1	0,04
Norderstapel	10	0	0,00
Haimoorkoog	11	1	0,09
Börmer Koog	50	25	0,50
Mildter Koog	69	1	0,01

#### 4.6 Kiebitze und Maisanbau

In den acht zur Fragestellung „Kiebitze und Maisanbau“ untersuchten Gebieten schwankten die Siedlungsdichten von fast 12 Kiebitzrevieren pro 10 ha bis 0,39 Revieren pro 10 ha (Tab. 10, Abb. 38). 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. 10. Bestand und Bruterfolg von Kiebitzen und landwirtschaftliche Nutzung in acht Untersuchungsgebieten in Schleswig-Holstein 2012.

Gebiet	Gebiet [ha]	Grünland [ha]	Mais [ha]	sonst. Acker [ha]	Maisanteil [%]	Reviere gesamt	Reviere / 10ha	Bruterfolg [Junge / Revier]
Meggerkoog	431	442	2	0	0,46	42	0,97	0,43
Börmer Koog	555,83	429	63	0	11,33	50	0,90	0,5
Tollenmoor	44,07	39,75	4,32	0	9,80	18	4,08	0,22
Badestelle	194,3	182,77	2,35	9,18	1,21	26	1,34	0,04
Mildter Koog	1278	894,78	221,25	41,26	17,31	69	0,54	0,01
Norderstapel	194,56	72,45	87,98	22,25	45,22	10	0,51	0
Haimoorkoog	283,23	183,87	30,16	69,23	10,65	11	0,39	0,09
Dithmarscher Eidervorl.	50,1	50,1	0	0	0,00	58	11,58	0,26

Auch der Bruterfolg schwankte stark von einem Totalausfall in Norderstapel bis zumindest 0,5 flügenden Küken/Revier im Börmer Koog. Dabei fiel auf, dass die beiden Gebiete mit den höchsten Maisanteilen den mit Abstand geringsten Bruterfolg aufwiesen und höhere Grünlandanteile in den meisten Fällen auch mit einer höheren Reproduktion einhergingen (Abb. 39). Der Zusammenhang zwischen Bruterfolg und Maisanteil ist jedoch nicht signifikant (Rangkorrelation nach Spearman).

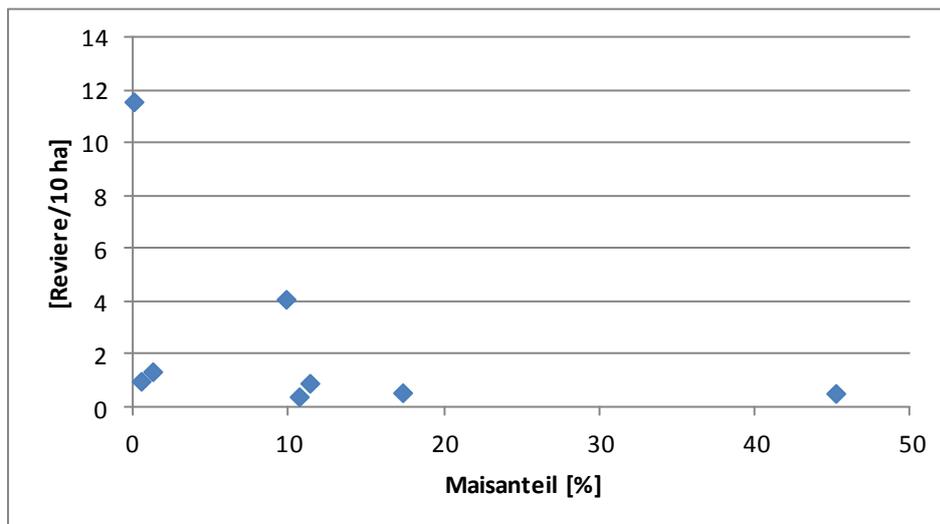


Abb. 38. Siedlungsdichte des Kiebitz [Reviere/10 ha] im Vergleich zum Anteil der Maisäcker an der Gesamtfläche in acht Untersuchungsgebieten in Schleswig-Holstein 2012.

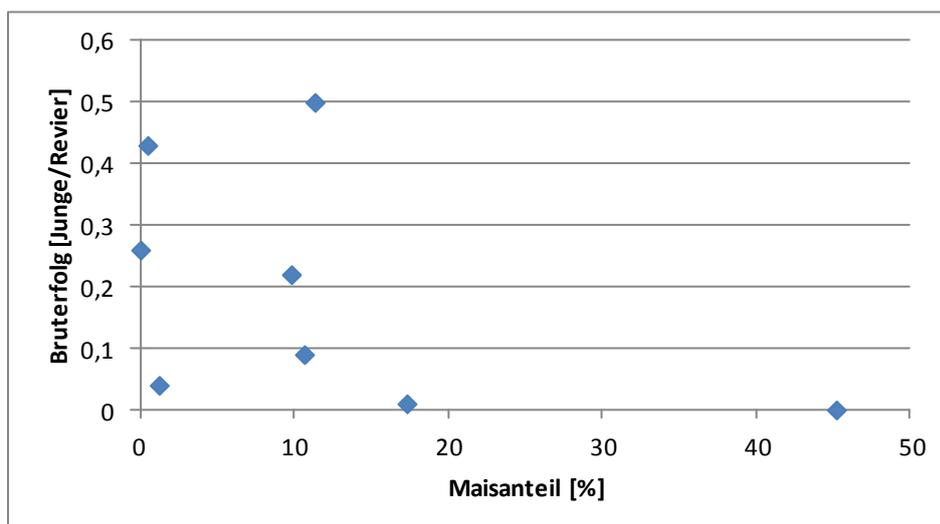


Abb. 39. Bruterfolg des Kiebitz [Junge/Revier] im Vergleich zum Anteil der Maisäcker an der Gesamtfläche in 8 Untersuchungsgebieten in Schleswig-Holstein 2012.

#### 4.7 Sichtungen und Umsiedlungen beringter Kiebitze

Wie im Vorjahr wurde versucht, möglichst viele der im Laufe der Studie 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 beginnendem Frühling und die Schafbeweidung ab Mai dauerhaft eine vergleichsweise niedrige Vegetation vorhanden. Somit waren während der gesamten Untersuchungsperiode relativ gute Beobachtungsbedingungen gegeben. Insgesamt wurden im Jahre 2012 307 Ableseungen getätigt.

Die Komplettkartierung der Brutgebiete und deren Umgebung erbrachte Informationen zu 94 individuell farbberingten Kiebitzen.

Von den 77 Küken, die seit 2007 beringt worden waren und in einem der folgenden Jahre als Altvögel zum ersten Mal kurz vor oder während der Brutzeit gesichtet werden konnten, wurden 74 an ihrem Geburtsort festgestellt und drei an einem anderen Ort (Tab. 11). Dabei wurden Umsiedlungen vom Dithmarscher Eidervorland in den unmittelbar benachbarten Karolinenkoog nicht gewertet. Alle berücksichtigten Umsiedlungen betrafen Kiebitze, die in der ETS beringt worden waren. Der Anteil der Umsiedlungen der Jungvögel in der ETS und im Dithmarscher Vorland unterschieden sich signifikant voneinander (Exakter Test von Fisher,  $p=0,011$ ). Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen ergaben sich nicht (Exakter Test von Fisher,  $p=1,0$ ). Mögliche Einflüsse methodischer Art müssen bei weiteren Auswertungen berücksichtigt werden.

Von den 118 Altvögeln, die wenigstens während zwei Brutzeiten beobachtet werden konnten, hielten sich 112 in allen Beobachtungsjahren im selben Gebiet auf, lediglich sechs wechselten (Tab. 11). Wiederum wurden Umsiedlungen vom Dithmarscher Eidervorland in den unmittelbar benachbarten Karolinenkoog nicht berücksichtigt. Alle Umsiedlungen betrafen wiederum Kiebitze, die in der ETS beringt worden waren. Der Anteil der Umsiedlungen der Altvögel in der ETS und im Dithmarscher Vorland unterschieden sich hochsignifikant voneinander (Exakter Test von Fisher,  $p=0,0098$ ). Für die Altvögel ergaben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen (Exakter Test von Fisher,  $p=0,41$ ).

**Tab. 11. Ortstreue und Umsiedlung von Kiebitzen in den Untersuchungsgebieten 2007-2012. Die Zahlen geben an, wie viele der als Küken beringten Kiebitze sich an ihrem Geburtsort (Ortstreue) bzw. an einem anderen Ort ansiedelten (Umsiedlung) bzw. wie viele Altvögel während all ihrer Brutzeitkontrollen am Fangort (Ortstreue) oder mindestens in einem Jahr an einem anderen Brutort gesehen wurden (Umsiedlung).**

	Erstansiedlung der Jungvögel		Umsiedlung von Altvögeln			
			Männchen		Weibchen	
	Dithm. Eider-vorland	ETS	Dithm. Eider-vorland	ETS	Dithm. Eider-vorland	ETS
<b>Ortstreue</b>	59	15	11	8	51	42
<b>Umsiedlung</b>	0	3	0	2	0	4

Das Alter, in dem die Jungvögel in das Untersuchungsgebiet zurückkehren, lässt über den Untersuchungszeitraum 2008-2012 keinen Unterschied zwischen den Gebieten erkennen (Exakter Test von Fisher, n.s., Tab. 12). Die hier betrachtete Rückkehr ist allerdings nicht in jedem Fall als Brutansiedlung zu interpretieren.

**Tab. 12. Alter bei der Rückkehr in die Untersuchungsgebiete in den Jahren 2008-2012 der als Küken 2007-2011 beringten Kiebitze.**

Alter bei Rückkehr	Dithmarschen	ETS	Summe
1 Jahr	19	10	29 (49%)
2 Jahre	22	1	23 (39%)
>2 Jahre	4	3	7 (12%)
Gesamt	45	14	59

### 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 (Phi), 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 Phi 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 Phi und p modelliert. Anhand des Akaike-Informationskriteriums wird dann entschieden, welches Modell das aussagekräftigste ist.

Für die Modellierung standen die Daten von 317 in den Jahren 2007-2011 beringten Kiebitzen zur Verfügung. In allen mit dem Kriterium QAICc ausgewählten Modellen unterscheiden sich die geschätzten Wiedersichtungswahrscheinlichkeiten zwischen den Jahren und den Gebieten (Tab. 13 u. 14).

Tab. 13. Vergleich der Modelle zur Abschätzung der Überlebensraten von adulten Kiebitzen anhand der Ablesungen aus den Untersuchungsgebieten der Jahre 2008-2012.

Modell	QAICc	Δ QAICc	QAICc Weight	Model Likelihood	Anzahl Parameter	QDeviance
Φ (1styear*site) p(site*t)	1144.2	0	0.533	1	16	301.2
Φ (age*1styear*site) p(site*t)	1145.8	1.5	0.247	0.464	18	298.5
Φ (1styear) p(site*t)	1146.0	1.8	0.220	0.413	14	307.2

(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  $L(\theta_i | x) \propto e^{-1/2\Delta_i}$

(Q)AICcweight berechnet als  $w_i = \frac{e^{-1/2\Delta_i}}{\sum_{r=1}^R e^{-1/2\Delta_r}}$ , 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. Schätzungen der Überlebenswahrscheinlichkeit  $\Phi$  und der Sichtungswahrscheinlichkeit  $p$  von Kiebitzen anhand der Ableseungen aus den Untersuchungsgebieten der Jahre 2008-2012 (durch model averaging ermittelt).**

Parameter	Wert	SE	LCI	UCI
lokale Überlebenswahrscheinlichkeit ETS				
$\Phi$ Jungvögel, 1. Lebensjahr	0.32	0.07	0.21	0.47
$\Phi$ Altvögel	0.78	0.04	0.70	0.85
lokale Überlebenswahrscheinlichkeit Dithmarschen				
$\Phi$ Jungvögel, 1. Lebensjahr	0.54	0.06	0.42	0.65
$\Phi$ Altvögel	0.82	0.04	0.74	0.88
Sichtungswahrscheinlichkeit				
$p$ ETS 2008	0.82	0.08	0.60	0.93
$p$ ETS 2009	0.53	0.09	0.36	0.69
$p$ ETS 2010	0.51	0.08	0.35	0.67
$p$ ETS 2011	0.76	0.08	0.58	0.88
$p$ ETS 2012	0.68	0.12	0.43	0.86
$p$ Dithmarschen 2008	0.71	0.11	0.48	0.87
$p$ Dithmarschen 2009	0.42	0.07	0.29	0.56
$p$ Dithmarschen 2010	0.65	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	0.74

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.

## 5. Diskussion

### 5.1 Bestandsentwicklung

In den einzelnen Untersuchungsgebieten schwankten die Kiebitz-Brutbestände in den vergangenen Jahren. Insbesondere im Tollenmoor war ein deutlicher Anstieg gegenüber dem Vorjahr zu beobachten. Auf den Untersuchungsflächen auf Eiderstedt, die alle außerhalb des Vogelschutzgebietes lagen, setzte sich der bereits 2010 festgestellte Bestandsrückgang fort, der mit der fortschreitenden Entwässerung und dem seit 2001 stark forcierten Umbruch von Grünlandflächen in Zusammenhang stehen dürfte. Der für Kiebitze auf Eiderstedt zur Verfügung stehende Lebensraum dürfte sich erheblich verkleinert haben.

In Anbetracht der sehr negativen Bestandsentwicklung im Binnenland, die auch in ganz Deutschland zu beobachten ist (HÖTKER et al. 2007a), ist der in Abb. 10 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.). Auch die Tatsache, dass sich auf Eiderstedt die Kiebitzbestände dort positiver entwickelten, wo Wasserstände erhöht werden konnten, zeigt, dass die Art auf geeignete Gestaltungsmaßnahmen reagiert. Aus Abb. 16 lässt sich demnach herauslesen, dass es offensichtlich gelungen ist, den Bestandsrückgang des Kiebitzes in den Kern-Verbreitungsgebieten zu stoppen.

### 5.2 Habitatmodell

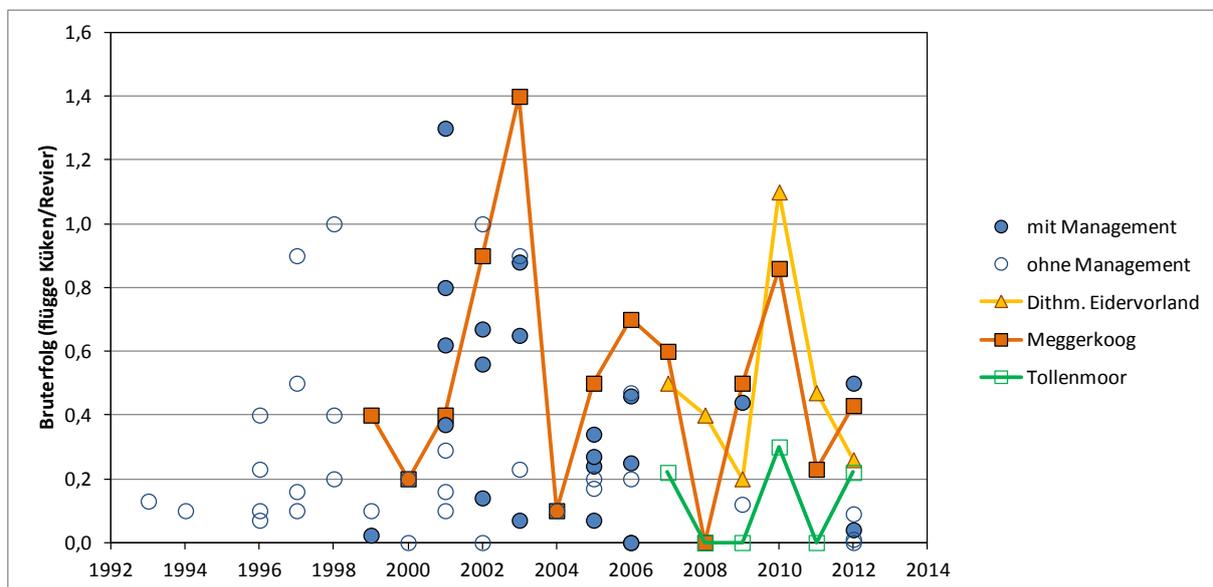
Die großräumige Analyse der Kiebitzbestände in den Wiesenvogelmonitoringgebieten zeigt, dass Kiebitze auf Flachwasserzonen in ihrer Umgebung und auf eine große Offenheit der Landschaft angewiesen sind. Die Flachwasserzonen sind unmittelbar wichtig für die Ernährung der Küken, die bevorzugt an offenen Ufersäumen von Kleingewässern auf die Nahrungssuche gehen (THOMSEN et al. 2003, EGLINGTON et al. 2010). Die Offenheit der Landschaft dürfte mit dem Erkennen von Raubfeinden zu tun haben (VLIET et al. 2010). Kiebitze bevorzugten ganz offensichtlich mineralische Böden gegenüber organischen, kommen aber auf letzteren durchaus auch vor. Der Grünlandanteil, die Gruppenstruktur des Grünlands oder die Zerschnittenheit durch Straßen spielen offensichtlich eine untergeordnete Rolle. Der Zusammenhang der Kiebitzbestände mit der Größe der offenen Fläche eines Gebietes ist unmittelbar einleuchtend. Weniger plausibel erscheint der Zusammenhang mit der

Höhe über dem Meeresspiegel. Möglicherweise sind hierin noch weitere Faktoren versteckt, die nicht unmittelbar gemessen werden konnten, aber für das Vorkommen der Art wichtig sind.

Das Habitatmodell bestätigt die Sinnhaftigkeit der bisher ergriffenen Naturschutzmaßnahmen. So ließ sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen den Bestandsentwicklungen in den einzelnen Gebieten und dem Wassermanagement nachweisen (Tab. 5).

### 5.3 Schlupf- und Bruterfolg

Im Jahr 2012 wurden in den Untersuchungsgebieten mit Ausnahme des Tollenmoors vergleichsweise niedrige Schlupf- und hohe Prädationsraten festgestellt, wie sie auch schon in etlichen Jahren zuvor vorgeherrscht hatten (HELMCKE et al. 2007, 2008, 2009). Der Bruterfolg lag jedoch im Meggerkoog und im Tollenmoor höher als im Vorjahr (Abb. 40).



**Abb. 40.** 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 übrigen 54 seit 1993 in Schleswig-Holstein gemessenen jährlichen Reproduktionsraten von Kiebitzen (Mittelwert 0,32 flügge Junge/Paar) lagen die Ergebnisse im Rahmen der Erwartungen (Abb. 40). 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 0,46 flüggen Jungvögel/Paar/Jahr ( $n=40$ ,  $SD=0,34$ ) gegenüber 0,21 ( $n=24$ ,  $SD=0,26$ ), der statistisch signifikant ist (Wilcoxon Test,  $W=722,5$ ,  $p=0,0008$ ). In Abb. 40 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,  $\rho=-$

0,22,  $p=0,30$ ). 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 gefärbt und fast vegetationslos sind. 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. SAUERBREI (2012) entwickelte ein GIS-basiertes Habitatmodell für den Kiebitz. Dabei errechnete er, 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 (2012) diskutiert seine Daten ebenfalls kritisch und merkt selber an, dass in die Analyse Faktoren wie Gelegeverluste bei der Frühjahrsbestellung, Eignung als Kükenhabitat, Prädation und ähnliches nicht berücksichtigt werden konnten. Er schlägt daher vor, bei zukünftigen Handlungsempfehlungen Grünlandumbrüche sowie ungünstige Agrarstandorte für den Maisanbau zu meiden und die Ausweitung des Maisanbaus 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). Die Werte für die Altvögel liegen damit im Rahmen der bisher publizierten Werten (Tab. 15).

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 Beringungsergebnissen 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. 15. 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 (0,82, Altvögel 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 0,82 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. 15 (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 0,82 ( $\ddot{U}_{ad}$ ) beträgt, ist der zum Populationserhalt notwendige Bruterfolg  $B_{min1}$  0,606 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 0,739, bei Bruteintritt im dritten Lebensjahr auf 0,901 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 in Tab. 12 den Bruteintrittsdaten entsprechen und bildet ein mit den Anteilen der Eintrittsdaten gewichteten Mittelwert, so ergibt sich die zum Populationserhalt notwendige Reproduktionsrate  $B_{min}$  von 0,693 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  $\ddot{U}_{ad}$  sehr groß ist und dass  $\ddot{U}_{ad}$  den stärksten Einfluss auf  $B_{min}$  ausübt (HÖTKER et al. 2010).

Eine Reproduktionsleistung von 0,693 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, nur selten erreicht worden (Abb. 15), der mittlere Bruterfolg in schleswig-holsteinischen Gebieten mit Wiesenvogel-Management lag bei 0,46 flüggen Jungvögeln pro Paar und Jahr (siehe oben). Auch wenn die in Abb. 15 dargestellten Bruterfolgsraten in vielen Fällen Mindestangaben sind, sei an dieser Stelle allerdings noch einmal darauf hingewiesen, dass die Berechnungen der Überlebensraten der Altvögel, die einen wesentlichen Einfluss auf die Berechnungen haben, mit noch sehr großen Unsicherheiten verbunden sind.

## 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, KNIFF 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 (0,82, Altvögel 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 0,693 flüggen Jungvögeln pro Paar und Jahr. Der Bruterfolg in Schutzgebieten

muss dauerhaft über 0,693 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 (0,693)

$B_{SG}$  : mittlerer Bruterfolg in Schutzgebieten (0,46)

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

$B_{LN}$  : mittlerer Bruterfolg auf landwirts. Nutzflächen außerhalb der Schutzgebiete (0,21)

$A_{LN}$  : 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  $B_{LN} = 0,21$  (siehe oben). Um den Bestand der Kiebitze in Schleswig-Holstein dauerhaft zu erhalten, muss landesweit ein durchschnittlicher Bruterfolg von  $B_{SH}$  von 0,693 erreicht werden. Durch Umformung der obigen Gleichung in

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

und Einsetzen der Zahlen ergibt sich ein Mindestbruterfolg innerhalb von Schutzgebieten von  $B_{SG\min} = 1,719$ . 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.

Neben der grundsätzlichen Beschaffenheit eines größeren Gebietes, auf der das bisher entwickelte Habitatmodell beruht, beeinflussen auch lokale Gegebenheiten, wie zum Beispiel Störungen durch

Verkehrswege, das Vorkommen von Kiebitzen. Das Habitatmodell sollte deshalb durch Daten auf der lokalen Skalenebene erweitert werden.

## 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, sowie Sabine GETTNER, Claus IVENS, Hannes MATTHIESSEN, Bettina MENDEL und Reinhard SCHILL für die Überlassung ihrer Kartierungsergebnisse. Die Studie wurde aus Mitteln des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländlich 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.
- BEYER, H.L. (2012). Geospatial Modelling Environment (Version 0.7.2.1). (software). URL: <http://www.spatialecology.com/gme>.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe: Population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge.
- BOLTON, M., TYLER, G., SMITH, K. & BAMFORD, R. (2007): The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. Journal of Applied Ecology 44: 534-544.
- BOYD, H. (1962): Mortality and fertility of European *Charadrii*. Ibis 104: 368-387.
- BRUNCKHORST, H., HOFFMANN, H., PETERSEN, W., RÖSNER, H.-U. & HÄLTERLEIN, B. (1988): Empfehlungen zur Brutbestandserfassung von Küstenvögeln an der deutschen Nordseeküste. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 2/88: 17-32.
- 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.
- CÔTÉ, I. M. & SUTHERLAND, W. J. (1997): The Effectiveness of Removing Predators to Protect Bird Populations. Conservation Biol. 11: 395-405.
- 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.
- ESSWEIN, H., JAEGER, J., SCHWARZ-VON RAUMER, H.-G. & MÜLLER, M. (2002): Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg. – Zerschneidungsanalyse zur aktuellen Situation und zur Entwicklung der letzten 70 Jahre mit der effektiven Maschenweite. Arbeitsbericht Nr. 214. Akademie für Technikfolgenabschätzung, Selbstverlag, Stuttgart.

- ESSWEIN, H. (2007): Der Landschaftszerschneidungsgrad als Indikator für Biodiversität? *Treffpunkt Biologische Vielfalt* 7: 157 – 164.
- 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.
- 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 – CO<sub>2</sub> 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 Wiesensolimikolen. *Corax*, 18, Sonderheft 2: 39-46.
- 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 Wiesensolimikolen in Deutschland – Ergebnisse eines neuen Ansatzes im Monitoring mittelhäufiger Brutvogelarten. *Vogelwelt* 128: 49-65.
- HÖTKER, H., H. JEROMIN & K.-M. THOMSEN (2007b): Aktionsplan für Wiesenvögel und Feuchtwiesen. Projektbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 99 S.
- IMBODEN, C. (1974): Zug, Fremdan siedlung und Brutperiode des Kiebitz *Vanellus vanellus* in Europa. *Ornithologischer Beobachter* 71: 5-134.
- 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. (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. (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. (2005): "Feuerwehrtopf" 2005. Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Michael-Otto-Institut im NABU i.A. der Stapelholmer Naturschutz-

- vereine. 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., JEROMIN, K., BLOHM, R. & MILITZER, H. (2011): Untersuchung zur Prädation im Zusammenhang mit dem Artenschutzprogramm „Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz“ - Zwischenbericht 2010. Michael-Otto-Institut im NABU im Auftrag von Kuno e.V., 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.
- KÖSTER, H. & B. STAHL (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. & H.A. BRUNS (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., H.A. BRUNS & M. MOSEL (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.; G.L. RINKEL & J. HOOGERHEIDE (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* Claredon Press, Oxford.
- LANDESREGIERUNG SCHLESWIG-HOLSTEIN (2009): Vertragsnaturschutz- ein Instrument des freiwilligen Naturschutz mit der Landwirtschaft. 5.
- LANG, C., SCHWARZ-VON RAUMER, H.-G. & ESSWEIN, H. (2008): ArcGIS-Tool zur Analyse des Landschaftszerschneidungsgrades mit der Messgröße 'effektive Maschenweite', Handbuch, Universität Stuttgart, 22 S.
- LANGGEMACH, T. & BELLEBAUM, J. (2005): Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. *Vogelwelt* 126: 259-298.
- MAYFIELD, H.F. (1975): Calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87: 459-466.
- NEHLS, G., K.-M. THOMSEN, K. JEROMIN, G. MEYER, J. MEYER, S. REHFEUTER & 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.
- SAUERBREI, R. (2012): Wege zu einer nachhaltigen Landnutzung – ein GIS-basiertes Habitatmodell und Landnutzungsszenarien am Beispiel des Kiebitz. Master Thesis. Fachbereich 08 – Biologie und Chemie Institut für Tierökologie und Spezielle Zoologie Professur für Tierökologie, Justus-Liebig-Universität, Gießen.

- 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.
- THOMPSON, P. S., BAINES, D., COULSON, J. C. & LONGRIGG, G. (1994): Age at first breeding, philopatry and breeding site-fidelity in the Lapwing *Vanellus vanellus*. *Ibis* 136: 474-484.
- 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.
- 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.