



Habitatpräferenzen der Bekassine in Schleswig-Holstein

Untersuchungen 2015

Endbericht November 2015

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

Luis Schmidt

Dr. Hermann Hötter

Kai-Michael Thomsen

Michael-Otto-Institut im NABU

Goosstroot 1,

24861 Bergenhusen

Luis.Schmidt@NABU.de

Habitatpräferenzen der Bekassine in Schleswig-Holstein

Untersuchungen 2015

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

November 2015

Luis Schmidt

Dr. Hermann Hötker

Kai-Michael Thomsen

Michael-Otto-Institut im NABU

Goosstroot 1

24861 Bergenhusen

Luis.Schmidt@NABU.de

Titelfoto: Bekassine (Jan Sohler)

ZUSAMMENFASSUNG

Die Brutbestände der Bekassine *Gallinago gallinago* sind in den letzten Jahrzehnten in Schleswig-Holstein wie in ganz Deutschland in einem Maße zurückgegangen, das eine zügige Entwicklung und Umsetzung wirksamer Schutzmaßnahmen erforderlich macht. Durch eine Untersuchung der Habitatpräferenzen der Bekassine im Brutgebiet soll die vorliegende Studie zu der notwendigen Wissensgrundlage für solche Maßnahmen und insbesondere zu einem gezielten Flächenmanagement beitragen.

Konkret identifizierten wir auf zwei räumlichen Skalen Habitataspekte, die für das Brutvorkommen der Art in Schleswig-Holstein entscheidend sind: Erstens modellierten wir auf Basis von Zählungsdaten für 188 Wiesenvogelgebiete den Einfluss von Boden- und Vegetationstyp, Flachwasser, Grüppenstruktur, Offenheit und Zerschnittenheit der Landschaft, sowie Flächengröße, -relief und -höhe auf Bestände in Großgebieten. Zweitens verglichen wir die Aufenthaltsorte revieranzeigender Bekassinen mit Zufallspunkten und analysierten, inwieweit Flächennutzung, Vegetationshöhe und -zusammensetzung, Flachwasser- und Schlammflächen, Uferstruktur, sowie Abstände zu Schilf, Gehölzen und Bauwerken lokal die Brutansiedlung von Bekassinen bestimmen.

Auf Zählgebietsebene hatten der Anteil organischer Böden, die Gesamtgröße der Flachwasserflächen und die Größe geprüpften Grünlands im Gebiet wesentlichen positiven Einfluss auf das Brutvorkommen von Bekassinen. Auf lokaler Skalenebene präferierten Bekassinen tendenziell Bereiche mit einer Kombination aus zugewachsenen und offenen Ufern und besetzten dort Reviere, wo der Anteil von Schlamm- und Flachwasserflächen vergleichsweise groß war.

Die Ergebnisse dieser Studie für Schleswig-Holstein bestätigen grundsätzlich wesentliche bisherige Erkenntnisse zur Habitatwahl der Bekassine. Bestehende zentrale Management-Empfehlungen wie Flächenvernässung und extensive Rinderbeweidung mit reduzierten Dichten zur Brutzeit erscheinen vor diesem Hintergrund sinnvoll. Allerdings konnte insbesondere die Bedeutung der Beweidung hier nicht abschließend geklärt werden, weil keine ausreichend große Zahl revieranzeigender Bekassinen beobachtet werden konnte. Wir schlagen daher eine Ergänzung dieses Datensatzes vor und diskutieren weiterführende Untersuchungsansätze.

INHALT

1. Einleitung.....	1
2. Literaturübersicht: Habitatwahl der Bekassine.....	2
3. Material und Methoden.....	4
3.1. Habitatanalyse für Brutbestände in schleswig-holsteinischen Wiesenvogelzählgebieten.....	4
3.1.1. Brutbestandsdaten.....	4
3.1.2. Erklärende Variablen.....	4
3.1.3. Statistische Methoden.....	8
3.2. Habitatanalyse für revieranzeigende Individuen.....	9
3.2.1. Datenaufnahme.....	9
3.2.2. Statistische Methoden.....	11
4. Ergebnisse.....	12
4.1. Habitatanalyse für Brutbestände in schleswig-holsteinischen Wiesenvogelzählgebieten.....	12
4.2. Habitatanalyse für revieranzeigende Individuen.....	13
5. Diskussion.....	17
5.1. Habitatanalyse für Brutbestände in schleswig-holsteinischen Wiesenvogelzählgebieten.....	17
5.2. Habitatanalyse für revieranzeigende Individuen.....	18
6. Fazit und Ausblick.....	20
7. Danksagung.....	21
8. Literatur.....	22

1. EINLEITUNG

Auf Wiesen brütende Watvögel gehören zu den am stärksten gefährdeten Vogelgruppen in Deutschland (Südbeck *et al.* 2007). Sie stehen unter besonderem Schutz der EU-Vogelschutzrichtlinie, da es sich um Arten des Anhangs I (Alpenstrandläufer, Kampfläufer) oder um gefährdete Zugvogelarten nach Art. 4 (2) (Austernfischer, Bekassine, Großer Brachvogel, Kiebitz, Rotschenkel, Uferschnepfe) handelt. Für die genannten Arten sind dementsprechend Schutzgebiete zu schaffen. Schleswig-Holstein trägt eine besondere Verantwortung für den Schutz dieser Arten, da hier bedeutende Anteile der deutschen Bestände brüten (Südbeck *et al.* 2007, Knief *et al.* 2010). Für Kiebitze, Alpenstrandläufer, Kampfläufer, Uferschnepfen und Große Brachvögel existieren in Schleswig-Holstein bereits Artenschutzprojekte (EU-Projekt LifeLimosa, Kiebitz-Projekt im Rahmen des Bundesprogramms Biologische Vielfalt, Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz). Für die Bekassine ist dies jedoch noch nicht der Fall.

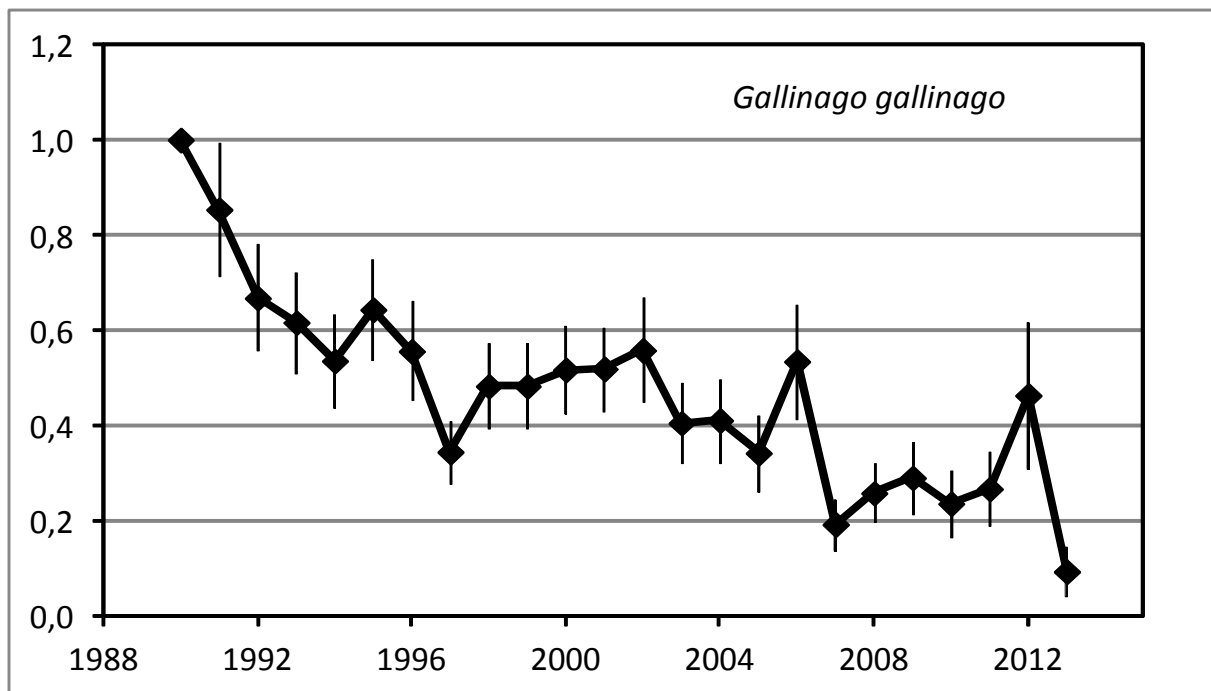


Abb. 1. Brutbestandsentwicklung der Bekassine in Schleswig-Holstein (TRIM-Index \pm Standardfehler, aus Hötker *et al.* 2013).

Bekassinen stehen in Deutschland auf der Roten Liste der Brutvögel (Südbeck *et al.* 2007) in Kategorie 1 als „vom Aussterben bedroht“. In der Roten Liste Schleswig-Holsteins (Knief *et al.* 2010) werden sie unter Kategorie 2 als „stark gefährdet“ geführt. Die Bestände der Art in Schleswig-Holstein waren in den letzten Jahrzehnten stark rückläufig und sind in den letzten Jahren geradezu eingebrochen (Abb. 1; Hötker *et al.* 2013, Koop & Berndt 2014). Diese Entwicklung ist vergleichbar mit der bundesweiten (vgl. Schröder & Schikore 2004, Gedeon *et al.* 2014) und macht ein schnelles Handeln erforderlich.

Die vorliegende Untersuchung soll daher eine Grundlage schaffen für die Entwicklung von Vorschlägen für ein Schutzprogramm. Habitatveränderungen in den Brutgebieten haben vermutlich entscheidenden Anteil an den Ursachen des Bestandsrückgangs (BirdLife International 2015),

weshalb wir uns auf die Bruthabitate konzentrieren: Konkret werden hier mittels eines Vergleichs von noch besiedelten mit nicht (mehr) besiedelten Räumen in Schleswig-Holstein Habitataspekte identifiziert, die derzeit für das Brutvorkommen der Art entscheidend sind. Im Einzelnen werden die Habitatpräferenzen der Bekassine auf zwei räumlichen Skalen untersucht: Erstens analysieren wir auf der Basis von Zählungsdaten für Wiesenvogelgebiete, welche Faktoren dafür entscheidend sind, ob und in welcher Anzahl Bekassinen als Brutvögel in bestimmten Großgebieten vorkommen. Zweitens untersuchen wir auf der Basis von Beobachtungen revieranzeigender Bekassinen, welche Habitataspekte lokal die Brutansiedlung von Bekassinen bestimmen.

2. LITERATURÜBERSICHT: HABITATWAHL DER BEKASSINE

Die Bekassine ist in Mittel- und Westeuropa ein Brutvogel v. a. von Nieder- und Hochmooren, von Seggen- und Binsensümpfen, von Verlandungszonen, Süßgewässeruferzonen und Feuchtwiesen (Glutz von Blotzheim *et al.* 1986, Gedeon *et al.* 2014, Koop & Berndt 2014, BirdLife International 2015). Nach derzeitigem Stand des Wissens sind die wichtigsten Eigenschaften von Bruthabitaten hohe Grundwasserstände, Bereiche mit weichem, feuchtem, offenen Boden, eine strukturreiche Vegetation, die ausreichend Deckung bietet und gleichzeitig weder zu hoch noch zu dicht ist, sowie eine sehr extensive oder gar keine Nutzung (Schröder & Schikore 2004, Gedeon *et al.* 2014, BirdLife International 2015). Auf die einzelnen Habitataspekte wird im Folgenden detaillierter eingegangen:

Wasserstand und Bodenfeuchte

Der Bestandsrückgang der Bekassine hängt eng mit weitreichenden Entwässerungsmaßnahmen in den von ihr besiedelten Habitaten zusammen (z. B. Glutz von Blotzheim 1986, Gedeon *et al.* 2014). Die Art hat dort Bestand, wo die Böden weiterhin weich (durch geringen Weidedruck und größere überflutete Flächen) und feucht (durch größere überflutete Flächen und organische Böden) sind (Smart *et al.* 2008). Adulte Bekassinen stochern zum Nahrungserwerb mit dem Schnabel im Boden und spüren so Invertebraten auf. Damit dies möglich ist, muss der Boden zugänglich und hinreichend weich sein (Glutz von Blotzheim 1986). Feuchter oder staunasser Boden ist weicher und leichter zu durchstochern als trockener (Green 1988). Größere Wasserflächen mit einer Tiefe von über 10 bis 15 cm sind allerdings für die Bekassine wegen ihrer relativ kurzen Beine nicht mehr nutzbar (Glutz von Blotzheim 1986, Green 1988) und werden gemieden (Herold 2012).

Diverse Studien belegen die Präferenz von Bekassinen für feuchte, nicht zu stark überflutete Gebiete und hohe Grundwasserstände. So zeigte Green (1988), dass der Beginn der Brutperiode der Bekassine vom Rückgang der Überflutung im jeweiligen Gebiet abhängt, während das Ende der Brutperiode davon abhängt, wie lange die Böden feucht bleiben und Bekassinen darin stochern können. Eine längere Brutperiode führt dabei zu einem höheren Bruterfolg der Studienpopulation, da mehr Nachgelege gezeitigt werden können. Mongin (2006) stellte fest, dass eine ausreichende Bodenfeuchte neben einer günstigen Vegetationsstruktur (s.u.) entscheidend für das Vorkommen der Art ist. In wiedervernässten Flusstalmooren findet sich das Abundanzmaximum der Bekassine bei Wasserständen nahe der Geländeoberkante, und im Vergleich zu anderen Arten ist sie besonders eng an bestimmte Wasserstände (10 cm unter bis 15 cm über Geländeoberkante) gebunden (Herold 2012). In trockenerer Umgebung werden gezielt feuchte Stellen aufgesucht (Herold 2012), einzelne trockene Stellen werden nur für die Nestanlage benötigt (BirdLife International 2015).

Auf großräumiger, regionaler Skala hängt das Vorkommen von Bekassinen eng mit einem großen Flächenanteil von Tümpeln und Blänken sowie mit einer hohen Grabendichte zusammen, außerdem mit bestimmter Vegetation (s.u.) (Gunnarsson *et al.* 2006). Auf kleinräumiger, lokaler Skala identifizierten Hoodless & Baines (2006) ähnliche Habitatpräferenzen mittels eines Vergleichs von tatsächlich von der Art genutzten mit zufällig ausgewählten Flächen. Neben geeigneten Vegetationsstrukturen (s.u.) wurden, insbesondere von nahrungssuchenden Bekassinen, feuchte Böden und die Nähe zu Gräben und Blänken bevorzugt.

Vegetation

Die Bekassine nutzt Flächen mit strukturreicher Vegetation, die (1) dem kryptischen Vogel ausreichend Deckung bietet, (2) gleichzeitig übersichtlich und nicht zu hoch ist, so dass Prädatoren frühzeitig erkannt werden können und (3) lückig genug ist, um Fortbewegung und Nahrungssuche auf offenem und schlammigem Boden zu erlauben (Glutz von Blotzheim 1986, Schröder & Schikore 2004, Mongin 2006, Gedeon *et al.* 2014, Koop & Berndt 2014, BirdLife International 2015). Konkret stellte Mongin (2006) eine Präferenz für eine Vegetationshöhe zwischen 20 und 40 cm fest. Bevorzugte Vegetationsstrukturen sind höheres Gras und Büten (Gunnarsson *et al.* 2006) sowie Grasbüschel und kleinräumig unterschiedliche Vegetationshöhen (Hoodless & Baines 2006). In Flusstalmooren werden niedrigere Seggenriede (Herold 2012) sowie durch einmalige Mahd am Ende der Vegetationsperiode offen gehaltene Bestände von Schilfrohr und Rohrglanzgras präferiert (Görn *et al.* 2015). Grasfluren werden dort ebenfalls stark, aber nicht bevorzugt genutzt, und ein Mindestanteil offener Schlammflächen ist in jedem Bekassinenrevier vorhanden (Herold 2012).

Die Toleranz gegenüber höherer Vegetation ist stärker ausgeprägt als bei anderen wiesenbrütenden Limikolen (z.B. Gunnarsson *et al.* 2006), variiert aber zwischen Teilpopulationen: Während sie bei den Bekassinen in nördlicher Taiga und Waldtundra stark ausgeprägt ist (BirdLife International 2015) und isländische Bekassinen Bereiche mit Büschen und Wäldchen sogar präferieren (Gunnarsson *et al.* 2006), brütet die Art in Mitteleuropa zwar auch auf Flächen mit Zwergsträuchern, einigen Büschen, kleinen Röhrichten und bis in lichte Bruchwälder, aber nur ausnahmsweise in größeren Gehölzen (Glutz von Blotzheim 1986, Schröder & Schikore 2004). In nordostdeutschen Flusstalmooren werden höhere Vegetationsstrukturen tendenziell, Gehölze sogar deutlich gemieden (Herold 2012).

Nutzungsintensität

Bekassinen wählen im Brutgebiet Flächen, die nicht oder nur mit sehr niedriger Intensität bewirtschaftet werden (Glutz von Blotzheim 1986, Gedeon *et al.* 2014). Unter den wiesenbrütenden Limikolen ist sie die diesbezüglich empfindlichste Art (Beintema 1986). Brutpaardichten auf melioriertem Grünland sind deutlich niedriger als auf nicht melioriertem (Hoodless *et al.* 2007), Brachen werden gegenüber bewirtschafteten Flächen bevorzugt (Herold 2012). Allerdings begünstigen bestimmte extensive Nutzungsformen die Bekassine: Im Niedermoorbereich weisen Flächen, auf denen die (einzige) Schilfmahd spät im Sommer erfolgt, signifikant höhere Brutpaardichten auf als Flächen aller anderen Nutzungsformen sowie Brachen (Görn *et al.* 2015; Beweidung nicht untersucht).

Insgesamt zieht sich die Bekassine vor diesem Hintergrund und angesichts der fortschreitenden Intensivierung der Landwirtschaft aus dem Wirtschaftsgrünland zurück und ist inzwischen überwiegend in Schutzgebieten zu finden (z.B. Nehls 2001, Smart *et al.* 2008, Gedeon *et al.* 2014), wo ein entsprechendes Management (hohe Bodenfeuchte, extensive Bewirtschaftung) noch möglich ist.

3. MATERIAL UND METHODEN

3.1. HABITATANALYSE FÜR BRUTBESTÄNDE IN SCHLESWIG-HOLSTEINISCHEN WIESEVOGELZÄHLGEBIETEN

Durch die Analyse der Bekassinenbrutbestände in Zählgebieten sollten Faktoren identifiziert werden, die auf der Landschaftsebene bestimmen, ob und, falls ja, wie viele Bekassinen in einem Gebiet vorkommen. Als abhängige Variable gingen die Bekassinenbrutbestände in die Analyse ein. Erklärende Faktoren wurden unter Berücksichtigung der vorliegenden Literatur und ökologischer Plausibilität gewählt. Die jeweiligen Datensätze wurden aus zur Verfügung stehenden geographischen Informationssystemen entnommen, durch die Auswertung von digitalen Luftbildern gewonnen (GeoBasis-DE/LVermGeo SH (www.LVermGeoSH.schleswig-holstein.de)), oder mittels eigener Feldarbeit erhoben, um dann Werte für jedes Wiesenvogelzählgebiet zu ermitteln. Im Folgenden wird näher auf die einzelnen Datensätze eingegangen (detaillierter in Hötker *et al.* 2012).

3.1.1. BRUTBESTANDSDATEN

Die analysierten Brutbestandsdaten der Bekassine entstammen einer Datenbank für schleswig-holsteinische Wiesenvogelzählgebiete, deren Aufbau und Datenquellen Hötker *et al.* (2011, 2012) bereits ausführlich beschrieben haben. Es wurden soweit möglich alle publizierten Daten zu Wiesenvogelbeständen in Schleswig-Holstein berücksichtigt.

In der Datenbank sind Zählergebnisse gespeichert, die auf vollständigen Erfassungen der Brutbestände im entsprechenden Gebiet beruhen. Die meisten Zählungen wurden 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.

Grundlage der Analyse waren die mittleren Bekassinenbrutbestände der Jahre 2008 - 2014. Diese Zusammenfassung der Daten schien vertretbar, da die Bestände in Schleswig-Holstein in diesem Zeitraum keinen eindeutigen Trend aufwiesen (Abb.1; Hötker *et al.* 2011, 2013). Für statistische Verfahren, die auf der Analyse ganzer Zahlen beruhen, wurden die mittleren Bestandszahlen gerundet.

Außendeichs liegende Zählgebiete wurden wegen Irrelevanz für die Art ausgeschlossen. Zählgebiete, für die innerhalb des gewählten Zeitraumes keine Erfassungen des Brutbestands vorlagen, wurden ebenfalls ausgeschlossen. Es verblieben 188 Gebiete (Abb. 2), deren Größe zwischen 7 und 4765 ha lag (Mittelwert 585 ha, Standardabweichung 737 ha). Für diese Gebiete wurden Daten zu den potentiell erklärenden Faktoren ermittelt.

3.1.2. ERKLÄRENDE VARIABLEN

Offenland und Grünland

Für die Errechnung des Offenland- und Grünlandanteils in den Wiesenvogelzählgebieten standen die Daten des EU-Programms CORINE Land Cover (CLC) von 2012 zur Verfügung. Dieses erfasst Landnutzung und Bodenbedeckung mittels Satellitendaten (www.corine.dfd.dlr.de) und ordnet die einzelnen Flächen je einer von 44 Landnutzungsklassen zu. Folgenden Landnutzungsklassen (CORINE-Code in Klammern) wurden als offen strukturierte Landschaft (Offenland) zusammengefasst: nicht bewässertes Ackerland (211), Wiesen und Weiden (231), komplexe Parzellenstruktur (242),

Landwirtschaft und natürliche Bodendeckung (243), natürliches Grünland (321), Heide und Moorheide (322), Sümpfe (411), Torfmoore (412), Salzwiesen (im Binnenland, 421). Drei dieser Nutzungsklassen wurden außerdem als Grünland zusammengefasst: Wiesen und Weiden (231), natürliches Grünland (321), Salzwiesen (im Binnenland, 421).

Geländehöhe und Geländeerelief

Zur Analyse von Geländehöhe und Geländeerelief wurde das Digitale Geländemodell (DGM) für Schleswig-Holstein (LVerGeo SH) herangezogen. Für jedes Wiesenvogelzählgebiet wurde durch Mittelung der Höhe aller Rasterzellen im Gebiet die *durchschnittliche Geländehöhe* (über NN) ermittelt. Die diesbezügliche Standardabweichung wurde weiter als Maß für die *Lebhaftigkeit des Geländeereliefs* errechnet.

In einem zweiten Schritt wurden um die Wiesenvogelzählgebiete Puffer mit einem Abstand von 1000 m gebildet. Die *relative Geländehöhe* des Wiesenvogelzählgebietes wurde danach errechnet als die Differenz zwischen der durchschnittlichen Geländehöhe des Gebietes selbst und der des umgebenden Pufferbereichs. Dieses Maß beschreibt also, wie viel tiefer oder höher sich die Wiesenvogelzählgebiete verglichen mit ihrer Umgebung befinden und erlaubt die Analyse hinsichtlich möglicher hydrologischer Korrelate.

Gruppen

Der Anteil geprüften Grünlands am Wiesenvogelzählgebiet wurde in den meisten Gebieten durch eine Kartierung typischer Gebietsabschnitte geschätzt. In den übrigen Gebieten wurden digitale Orthofotos ausgewertet. Die Schätzungen erfolgten in 10%-Schritten und wurden dann in Flächeneinheiten umgerechnet.

Böden

Der Anteil *organischer Böden* im jeweiligen Zählgebiet wurde anhand der Bodengesellschaftskarte des Landes Schleswig-Holstein (Maßstab 1:200.000) ermittelt. Diese unterteilt die Böden in 166 verschiedene Leitbodenformen. Diese Leitbodenformen wurden zunächst in 19 übergeordnete Bodentypen eingeteilt, dann wurden wiederum folgende 4 dieser 19 Bodentypen als organische Böden zusammengefasst: Niedermoorböden, Hochmoorböden, Organomarsch, Vega-Gley.

Die *Größe mittel und stark feuchten Grünlands* im jeweiligen Zählgebiet wurde anhand eines durch das LLUR zur Verfügung gestellten GIS-Datensatzes ermittelt, der die Daten der amtlichen Bodenschätzung zur Grundlage hat. Die beiden feuchtesten von neun vorliegenden bodenkundlichen Feuchtestufen (BKF) für Grünland wurden als Maß für die Größe des Feuchtgrünlandanteils zusammengefasst.

Die *Größe der Moorflächen* im jeweiligen Zählgebiet wurde anhand des Landschaftsinformationssystems Schleswig-Holstein (Lanis-SH, Stand 2013) ermittelt, das u. a. Informationen über die Ausdehnung verschiedener Moortypen enthält.

Flachwasserzonen

Die Fläche von Flachwasserzonen wurde in jedem Wiesenvogelzählgebiet ermittelt. Flachwasserbereiche lagen im Wesentlichen vor a) an Rändern von Tränkekuhlen für Weidevieh (vor allem auf Eiderstedt, teilweise auch in anderen Regionen), b) an Rändern größerer Gewässer, und c) als temporäre Überschwemmungsflächen. Zusätzlich war auch in vielen Gräben flaches Wasser

vorhanden. Dies war allerdings, da Gräben oft steile Ufer aufwiesen und/oder verschilft waren, für Bekassinen häufig kaum nutzbar. Aus diesem Grund gingen nur Gräben ab einer Wasserbreite von etwa 2 m in die Berechnungen ein.

Da keine flächendeckenden Daten zu Wassertiefen zur Verfügung standen und eine Erhebung im Feld bei weitem zu aufwändig gewesen wäre, wurden die Ausdehnungen der Flachwasserbereiche an Tränkekahlen und Gewässerrändern anhand von Stichproben hochgerechnet.

Tränkekahlen waren die nach den Gräben mit Abstand häufigste Gewässerform. Die Größe der Flachwasserzone an einer durchschnittlichen Tränkekahle wurde wie folgt bestimmt: Es wurden 28 Kahlen beispielhaft ausgewählt. Die Auswahl der zu messenden Tränkekahlen konnte nicht nach dem Zufallsprinzip erfolgen, sondern musste sich nach ihrer Zugänglichkeit richten, die wiederum von der Betretungserlaubnis durch den Flächenbesitzer und der Abwesenheit bedrohlicher Weidetiere abhing. An diesen 28 Tränkekahlen erfolgten exakte Vermessungen der Flächenausdehnung. In allen vier Himmelsrichtungen wurde ein Uferprofil erstellt, indem von der Uferlinie 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 bis 25 cm war. Die vier Messwerte an einer Kühle wurden gemittelt um die mittlere Breite des Flachwasserbereichs zu ermitteln. Da es einerseits zu aufwändig war, anhand der Geometrie jeder einzelnen Kühle die Ausdehnung der Flachwasserzone zu berechnen, andererseits aber die Kahlen überwiegend eine kompakte Form hatten und sich nicht sehr wesentlich von einer Kreisfläche unterschieden, wurden folgende Vereinfachungen vorgenommen. Die Ausdehnung der Kühle 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 Kühle ergab sich die jeweilige Fläche der Flachwasserzone. Die durchschnittliche Größe der Flachwasserfläche einer Tränkekahle betrug 48 m². In einem letzten Schritt wurden alle Kahlen innerhalb der selektierten Wiesenvogelzählgebiete auf der Basis von Luftbildern erfasst. Die Gesamtfläche des Flachwassers in Tränkekahlen wurde in jedem Wiesenvogelzählgebiet durch die Multiplikation der Zahl der Kahlen im Gebiet mit der durchschnittlichen Ausdehnung der Flachwasserzone pro Kühle abgeschätzt.

Zur Ermittlung der Größe der Flachwasserbereiche am Rand von Gewässern wurden zunächst sämtliche größeren Gewässer (exklusive Tränkekahlen, Mindestgröße 100 m², Gräben ab ca. 2 m Breite) in den Wiesenvogelzählgebieten anhand von Luftbildern digitalisiert. Gewässer, die offensichtlich nicht für Bekassinen geeignet waren (z. B. Kiesgruben, Fischteiche, Flussläufe und Gräben mit steilen Ufern, Salzwasserlebensräume), wurden nicht berücksichtigt. Die Entscheidung, ein Gewässer nicht zu berücksichtigen, basierte in den meisten Fällen auf dem genauen Kenntnis der Gewässer. An typischen Gewässern wurden dem Vorgehen bei Tränkekahlen entsprechend 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 der Gesamtheit der Messdaten wurde die mittlere Breite der Flachwasserzone ermittelt (13,54 m). Das weitere Vorgehen war analog zu dem bei Tränkekahlen. 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 von Orthofotos 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 Tränkekühen und Gewässer sowie der temporären Gewässer. Letztere wurden in vollem Umfang addiert, da sie gerade zur Ansiedlungsphase der Bekassinen in den meisten Jahren ihre größte Ausdehnung hatten.

Offenheit der Landschaft

Sämtliche flächenhafte (Gehölze, Gebäude), linienhafte (Baum- und Buschreihen, Deiche) und punktuelle (Einzelbäume, Strommasten, Windkraftanlagen) Strukturen, die die landschaftliche Offenheit in den Wiesenvogelzählgebieten einschränken, wurden anhand von Luftaufnahmen digitalisiert. Danach wurden Puffer mit einem Abstand von 100 m um diese Strukturen erzeugt. Der Abstand von 100 m entsprang einer von mehreren Fachexperten entwickelten Vermutung über die Wirkung der betrachteten Strukturen. Eine differenziertere Analyse der Wirkungsweise einzelner Strukturen hätte den Untersuchungsrahmen gesprengt.

Auf dieser Basis wurde ein Index für die landschaftliche Offenheit entwickelt: der Radius des größten von diesen Strukturen ungestörte Kreises innerhalb des Zählgebietes. Zu dessen Ermittlung wurden in einem ersten Schritt pro Wiesenvogelzählgebiet jeweils 150 Zufallspunkte außerhalb der Störstrukturen- und Pufferfläche generiert. Weiter wurde die Entfernung eines jeden Zufallspunktes zur nächstliegenden Pufferfläche berechnet und für jedes Wiesenvogelzählgebiet der Maximalwert aus diesen berechneten Entfernungen ermittelt. Dieses 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 Verkehrswege

Um den potenziell störenden Einfluss von Straßen und Wegen zu überprüfen, wurde der Grad der Zerschneidung der einzelnen Wiesenvogelzählgebiete ermittelt. Dazu wurde die effektive Maschenweite m_{eff} für jedes Gebiet berechnet (im Folgenden mit „Meff“ bezeichnet). Diese gibt Auskunft über die Wahrscheinlichkeit, dass 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 zerschnitten ist, und erreicht den höchsten Wert, wenn das Gebiet durch keinerlei trennende Elemente beeinträchtigt ist.

Es wurde dabei wie folgt vorgegangen: Zunächst war es notwendig, sogenannte Zerschneidungsgeometrien zu erstellen. Dazu wurden das digitale Verzeichnis von Kreis-, Land- und Bundesstraßen sowie Autobahnen von OpenStreetMap Deutschland (OpenStreetMap-Mitwirkende, Stand 2013) in ein GIS exportiert und zu einer Verkehrsflächengeometrie vereinigt. Die

Verkehrsflächen wurden vereinfacht, wobei unwesentliche Biegungen entfernt wurden, ohne dass die wesentliche Form sich änderte, und die Verkehrsflächen wurden aggregiert (Aggregationsentfernung 25 m), um kleinere Lücken im Straßennetz zu schließen. Die Zerschneidungsgeometrie (die Gesamtheit der unzerschnittenen Teilflächen) für jedes Wiesenvogelzählgebiet wurde dann erzeugt, indem die gesamte erzeugte Verkehrsflächengeometrie aus der Fläche des Zählgebietes entfernt wurde. Zur Berechnung der effektiven Maschenweite (Meff) jedes Zählgebietes wurde dann das Meff-Tool für ArcGIS 9.3 verwendet (Lang *et al.* 2008).

Variablensatz

Aus dem oben beschriebenen Vorgehen ergab sich folgende Liste potentieller Einflussfaktoren mit Werten für jedes Wiesenvogelzählgebiet zur weiteren Analyse:

- Gebietsgröße [ha]
- Größe des Offenlands [ha]
- Größe des Grünlands [ha]
- Höhe (durchschnittliche Geländehöhe über NN) [m]
- Lebhaftigkeit des Reliefs (Standardabweichung der durchschnittliche Geländehöhe über NN) [m]
- relative Höhe (Höhendifferenz Gebiet – Umgebung) [m]
- Größe begrüpten Grünlands [ha]
- Anteil organischer Böden [%]
- Größe des Feuchtgrünlands (Flächengröße mittel und stark feuchten Grünlands) [ha]
- Größe der Moorflächen [ha]
- Größe der Flachwasserflächen [ha]
- Offenheitsindex (Radius des größten von Störkulissen ungestörten Kreises) [m]
- Meff (effektive Maschenweite)

3.1.3. STATISTISCHE METHODEN

Statistische Analysen erfolgten unter Verwendung des Programms R (Version 3.2.2, R Development Core Team 2015), GIS-Analysen mithilfe von ESRI ArcGIS 10.0 und der Erweiterung Spatial Analyst.

Weil viele Wiesenvogelzählgebiete nicht von Bekassinen besiedelt waren, also viele Nullwerte bei den Brutpaarzahlen vorlagen und die resultierende Verteilung folglich stark rechtsschief war, war es aus statistischen Gründen nötig, die Modellierung der großräumigen Habitatpräferenzen in zwei Schritten durchzuführen: Zunächst wurde überprüft, welche Faktoren dafür verantwortlich sind, dass Bekassinen ein Gebiet überhaupt besiedeln. Im zweiten Schritt wurde dann überprüft, welche Faktoren in der Teilmenge der besiedelten Gebiete dafür verantwortlich sind, wie viele Bekassinenpaare dort vorkommen.

Für beide Teilanalysen wurde zunächst ermittelt, inwieweit die erklärenden Variablen miteinander korrelieren. Um die Multikollinearität auf ein für die Modellierung akzeptables Maß zu senken, wurde der Variablensatz daraufhin reduziert: Nur einer von zwei Faktoren, die stark korrelierten

(Pearson-Korrelationskoeffizient $\geq 0,5$), verblieb jeweils in der Analyse, und zwar derjenige, dem nach bisherigem Wissensstand und biologischer Plausibilität die höhere Erklärungsmacht zugeschrieben wurde.

Die Modellierung erfolgte mittels Generalisierter Linearer Modelle (GLM, soweit nötig mit Überstreuungs-Korrektur), die Modellauswahl mittels Rückwärtsselektion (vgl. Zuur *et al.* 2009). Nicht signifikante Faktoren wurden aber nur dann aus dem Modell entfernt, wenn sich dadurch das Akaike-Informationskriterium (AIC) des Modells nicht oder nicht wesentlich (d.h. um weniger als 2 Einheiten gegenüber dem Modell mit dem besten AIC) verschlechterte (Burnham & Anderson 2002). Diese Selektionsüberprüfung mit Hilfe des AIC war allerdings bei der Modellierung der Größe der Bekassinenbrutbestände wegen der nötigen Überstreuungs-Korrektur nicht möglich. Das resultierende, die Daten am besten erklärende Modell wurde nach den in Zuur *et al.* (2009) genannten Methoden überprüft. Die Erklärungsmacht des Modells wurde anhand der erklärten Devianz (erklärte Devianz = (Null-Devianz - verbleibende Devianz)/(Null-Devianz)) bewertet.

3.2. HABITATANALYSE FÜR REVIERANZEIGENDE INDIVIDUEN

Durch die Analyse der Habitatwahl revieranzeigender Bekassinen sollten die Habitataspekte identifiziert werden, die lokal für die Ansiedlung und Habitatnutzung brütender Bekassinen entscheidend sind. Der Untersuchungsansatz war die Charakterisierung der Habitatpräferenzen mittels eines Vergleiches des tatsächlich genutzten Habitats mit dem in der unmittelbaren Umgebung zur Verfügung stehenden Habitat. Zu diesem Zweck wurden Habitataufnahmen jeweils einerseits am Aufenthaltsort einer revieranzeigenden Bekassine durchgeführt, andererseits an einem im Umkreis von 1000 m um diesen Beobachtungspunkt liegenden Zufallspunkt.

3.2.1. DATENAUFNAHME

Die Datenaufnahme fand zwischen mittlerer Maidekade und mittlerer Junidekade 2015 statt, um balzende Durchzügler weitestgehend auszuschließen (vgl. Andretzke *et al.* 2005). Ort der Erhebungen war die Eider-Treene-Sorge-Niederung, der Verbreitungsschwerpunkt der Bekassine in Schleswig-Holstein (Koop & Berndt 2014; Abb. 2). Ziel war es, möglichst effizient revieranzeigende Bekassinen zu finden. Deshalb wurden v. a. Gebiete aufgesucht, in denen in jüngerer Vergangenheit höhere Bestandszahlen festgestellt worden waren und für die Revierkarten vorlagen. Im Einzelnen wurden in folgenden Gebieten Daten aufgenommen: Alte-Sorge-Schleife, Dellstedter Nordermoor, Delver Koog, Hartshoper Moor, Hohner See, Seether Ostermoor, Tetenhusener Moor, Wildes Moor (bei Schwabstedt). Wege und Flächen wurden möglichst flächendeckend angelaufen.

Als revier-/brutanzeigend wurden Bekassinen dann eingestuft, wenn sie balzten (Meckern), warnten (tückernde Erregungsrufe), verleiteten, sicherten (incl. Scheinschlaf) oder nur sehr flach und über eine sehr kurze Entfernung davonflogen (vgl. Andretzke *et al.* 2005). Um die zweifache Aufnahme desselben Reviers (also Pseudoreplikation) durch die Erfassung beider Altvögel auszuschließen, wurde bei Beobachtung zweier revieranzeigender Vögel in geringer Entfernung zueinander immer nur der zuerst beobachtete berücksichtigt. In die Datenerfassung einfließen konnte eine Beobachtung weiter nur dann, wenn die jeweilige Bekassine am Boden ausreichend genau lokalisierbar war. Dies wurde so definiert, dass es möglich sein musste, den Aufenthaltsort des Vogels am Boden sicher auf die Fläche eines Kreises mit 50 m Radius einzugrenzen. Dieser imaginäre Kreis wurde so positioniert, dass der wahrscheinlichste Aufenthaltsort an seinem Mittelpunkt lag. Der

Kreis bzw. sein Mittelpunkt (im Folgenden auch als Beobachtungspunkt oder Bekassinenpunkt bezeichnet) war dann Basis für die Habitataufnahme.

Ausgehend vom Beobachtungspunkt wurde wie folgt ein Zufallspunkt im Umkreis von 1000 m erzeugt: Auf der Erfassungskarte wurde der Beobachtungspunkt eingezeichnet und mit diesem als Mittelpunkt ein Quadrat konstruiert, dessen Seiten in Nord-Süd- bzw. West-Ost-Richtung ausgerichtet waren und dessen Seitenlänge 2000 m in der Realität entsprach. Um zu ermitteln, welcher Anteil der Gesamtseitenlänge des Quadrates ausgehend von dessen Nordwestecke in Ost- und in Südrichtung abgetragen werden sollte, wurden auf einem Taschenrechner zwei Zufallszahlen zwischen 0 und 1 erzeugt. Abschließend wurde geprüft, ob der erzeugte Zufallspunkt mehr als 1000 m vom Beobachtungspunkt entfernt war. War dies der Fall, wurde ersatzweise ein neuer Zufallspunkt erzeugt.

Folgende Habitatparameter wurden auf Grundlage der vorliegenden Literatur und vermuteter ökologischer Relevanz gewählt und an jedem Beobachtungspunkt sowie jedem Zufallspunkt erhoben:

- Flächennutzung (Kategorien: keine, Mahd, Rinderweide)
- Beweidungsintensität (Kategorien: keine, extensiv (bis 4 Rinder/ha), intensiv (über 4 Rinder/ha))
- Vegetationsart, die im Umkreis von 50 m dominiert (Kategorien: genutzt und homogen niedrig (<20cm), genutzt und homogen hoch (>20 cm), genutzt und uneinheitliche Höhe, Grünbrache, Moorbrache, Hochmoor, Gehölz, Röhricht)
- Anteil der folgenden Flächentypen an der Gesamtfläche im Umkreis von 50 m (Kategorien: 0%, >0-5%, 5-10%, 10-25%, 25-50%, >50%):
 - Fläche mit niedriger Vegetation (<20 cm)
 - Fläche mit hoher Vegetation (>20 cm)
 - Fläche mit Flatterbinsen (*Juncus effusus*)
 - Schlammflächen
 - Flachwasserflächen
 - Gegrüppelte Flächen
- Ufer (im Umkreis von 50 m; Kategorien: keine, offen, offen und zugewachsen, zugewachsen)
- kürzeste Entfernung zu folgenden potentiell störenden Strukturen (Kategorien: 0-50 m, 50-100 m, 100-250 m, 250-500 m, >500 m):
 - Röhricht (>1 m Höhe)
 - Busch (>1 m Höhe)
 - Gehölz (>5 m Höhe)
 - Wald (>5 m Höhe, ≥ 100 Bäume)
 - Gebäude
 - bewohntes Gebäude
 - geschlossene Bebauung (≥ 10 Häuser)
 - Weg (befestigter Feldweg bis Gemeindeweg)
 - Straße (Kreisstraße bis Autobahn)
 - Windkraftanlage
 - Hoch- oder Mittelspannungsleitung
- kürzeste Entfernung zu Flachwasserbereich (Kategorien: 0-50 m, 50-100 m, >100 m).

Die Flächennutzung wurde nach Augenschein und durch Rücksprache mit Flächenmanagern festgestellt, Flächenanteile wurden geschätzt und Entfernungen wurden mit Hilfe von Karte und Lineal geschätzt. Die Grenze zwischen hoher und niedriger Vegetation wurde auf 20 cm festgesetzt, um Vegetation, in der Bekassinen vollständige Deckung finden, von solcher zu trennen, wo dies nicht der Fall ist. Die Flatterbinse wurde erfasst, weil sie im Zusammenhang mit dem Flächenmanagement von Feuchtgrünland für den Naturschutz als „Problempflanze“ in der Diskussion steht (z. B. Rasran & Jeromin 2010). In Absprache mit dem Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein wurde auf die Ermittlung des Bruterfolges in den Untersuchungsgebieten verzichtet.

3.2.2. STATISTISCHE METHODEN

Statistische Analysen erfolgten unter Verwendung des Programms R (Version 3.2.2, R Development Core Team 2015).

Aufgrund der kleinen Stichprobe war eine multifaktorielle Modellierung nicht sinnvoll. Stattdessen wurde für jeden Habitataspekt einzeln getestet, ob es einen Verteilungsunterschied zwischen Beobachtungs- und Zufallspunkten gab. Die Verteilungen über nominal skalierte Variablen wurden mittels eines zweiseitigen Exakten Tests nach Fisher getestet, die über ordinal skalierte Variablen mittels eines zweiseitigen Vorzeichen-tests. Letzterer berücksichtigt dabei die vorliegende Gepaartheit der Stichproben (Beobachtungspunkt - Zufallspunkt), Wertepaare mit Gleichstand wurden ausgeschlossen.

Wenn für nominal skalierte Variablen ein signifikanter Verteilungsunterschied festgestellt wurde, wurde in *Post-hoc*-Tests (mit nach Bonferroni korrigiertem Signifikanzniveau) die Verteilung von Beobachtungs- und Zufallspunkten in jeder einzelnen Wertekategorie gegen die entsprechende Verteilung in der zusammengefassten Gesamtheit der übrigen Wertekategorien getestet. So wurde ermittelt, hinsichtlich welcher Wertekategorien genau sich Beobachtungs- von Zufallspunkten unterscheiden. Da bei ordinal skalierten Variablen die Gepaartheit der Stichproben im statistischen Test dadurch berücksichtigt werden konnte, dass der Vorzeichen-test Unterschiede innerhalb der Paare und nicht die allgemeine Verteilung der Daten analysiert, waren *Post-hoc*-Tests hier nicht sinnvoll.

4. ERGEBNISSE

4.1. HABITATANALYSE FÜR BRUTBESTÄNDE IN SCHLESWIG-HOLSTEINISCHEN WIESEVOGELZÄHLGEBIETEN

Für den Zeitraum zwischen 2008 und 2014 lagen für 188 Zählgebiete Bestandserfassungen vor; in 42 dieser Gebiete wurden überhaupt Bekassinenbrutpaare festgestellt, die übrigen waren unbesetzt (Abb. 2).

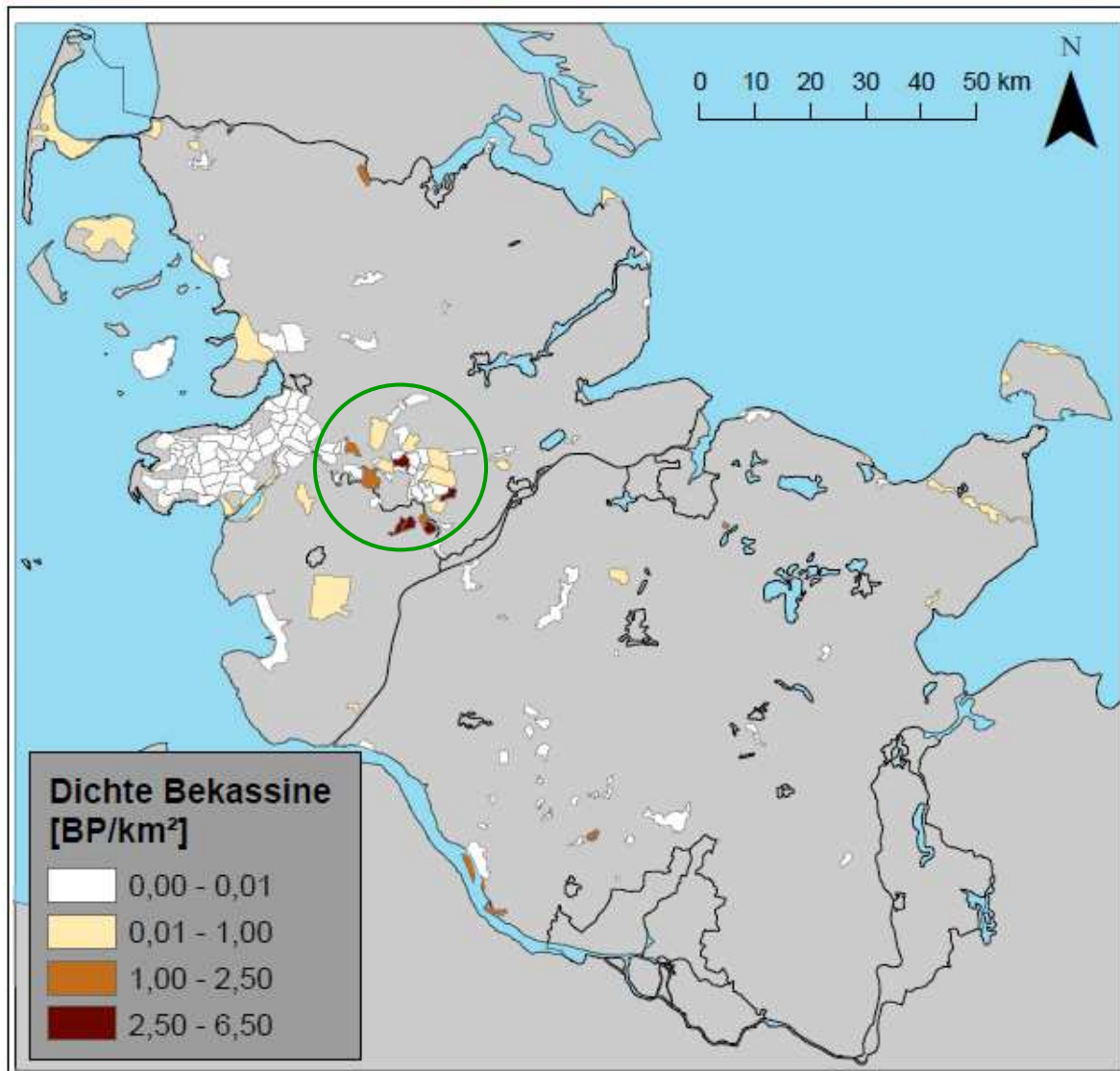


Abb. 2. Mittlere Brutbestandsdichten von Bekassinen [Brutpaare/km²] zwischen 2008 und 2014 in 188 schleswig-holsteinischen Wiesenvogelzählgebieten. Der grüne Kreis markiert die Eider-Treene-Sorge-Niederung, Verbreitungsschwerpunkt der Art in Schleswig-Holstein.

Modellierung des Vorkommens brütender Bekassinen

Nach Reduktion der Multikollinearität im Variablensatz enthielt das globale Modell noch folgende acht Faktoren: Größe des Offenlands, Höhe, Größe begrüpten Grünlands, Anteil organischer Böden,

Größe des Feuchtgrünlands, Größe der Flachwasserflächen, Offenheitsindex, Meff. Das Modell, das laut Akaike-Kriterium das Vorkommen (ja oder nein) brütender Bekassinen in den Zählgebieten am besten erklärte, enthielt den Anteil organischer Böden und die Größe der Flachwasserflächen als signifikante Einflussfaktoren und zusätzlich die Größe gegruppten Grünlands als nichtsignifikanten Einflussfaktor (Tab. 1). Alle drei Faktoren hatten einen positiven Einfluss auf das Vorkommen brütender Bekassinen. Die durch dieses Modell erklärte Devianz betrug 22,0%.

Tab. 1. Modell (GLM, Binomialverteilung) zur Erklärung des Bekassinenvorkommens in Wiesenvogelzählgebieten in Schleswig-Holstein (N=188, erklärte Devianz 22,0%).

Variable	Koeffizienten-Schätzung	SE	z-Wert	p	Signifikanz
(y-Achsenabschnitt)	-3,16655	0,47172	-6,713	<0,0001	***
Größe gegruppten Grünlands	0,00105	0,00056	1,870	0,0614	
Anteil organischer Böden	0,02779	0,00592	4,693	<0,0001	***
Größe der Flachwasserflächen	0,06384	0,02188	2,917	0,0035	**

Modellierung der Größe der Bekassinenbrutbestände

Nach Reduktion der Multikollinearität im Variablensatz enthielt das globale Modell noch folgende sechs Faktoren: Höhe, Lebhaftigkeit des Reliefs, relative Höhe, Anteil organischer Böden, Größe des Feuchtgrünlands, Meff. Das Modell, das die Größe der Brutbestände in den Zählgebieten am besten erklärte, enthielt nur einen signifikanten Einflussfaktor: Der Anteil organischer Böden hatte einen positiven Einfluss auf die Brutbestandsgröße (Tab. 2). Die durch das Modell erklärte Devianz betrug 12,3%.

Tab. 2. Modell (GLM, Poisson-Verteilung mit Überstreuungs-Korrektur) zur Erklärung der Größe der Bekassinenbrutbestände in Wiesenvogelzählgebieten in Schleswig-Holstein (N=42, erklärte Devianz 12,3%).

Variable	Koeffizienten-Schätzung	SE	t-Wert	p	Signifikanz
(y-Achsenabschnitt)	0,91326	0,37766	2,418	0,0202	*
Anteil organischer Böden	0,00973	0,00480	2,027	0,0494	*

4.2. HABITATANALYSE FÜR REVIERANZEIGENDE INDIVIDUEN

Es konnten Habitataufnahmen an 29 Punktepaaren (Beobachtungs- und Zufallspunkt) durchgeführt werden. Unterschiede zwischen Beobachtungs- und Zufallspunkten waren hinsichtlich der drei Habitataspekte Ufer, Anteil von Schlammflächen und Anteil von Flachwasserflächen nachweisbar:

Die Verteilung der beiden Punktegruppen über die verschiedenen Uferstrukturtypen (Abb. 3) war signifikant unterschiedlich ($p < 0,05$, Exakter Tests nach Fisher). Dieser Unterschied konnte in *Post-hoc*-Tests (bei einem nach Bonferroni korrigierten Signifikanzniveau von $0,05/4 = 0,0125$) aber keiner einzelnen Wertekategorie eindeutig zugeordnet werden (alle Unterschiede nicht signifikant, Exakter Test nach Fisher). Tendenziell lassen marginal signifikante *Post-hoc*-Tests aber auf eine Meidung ausschließlich zugewachsener Ufer ($p = 0,020$) und auf eine Präferenz für Flächen mit einer Kombination von offenen und zugewachsenen Ufern ($p = 0,021$) schließen.

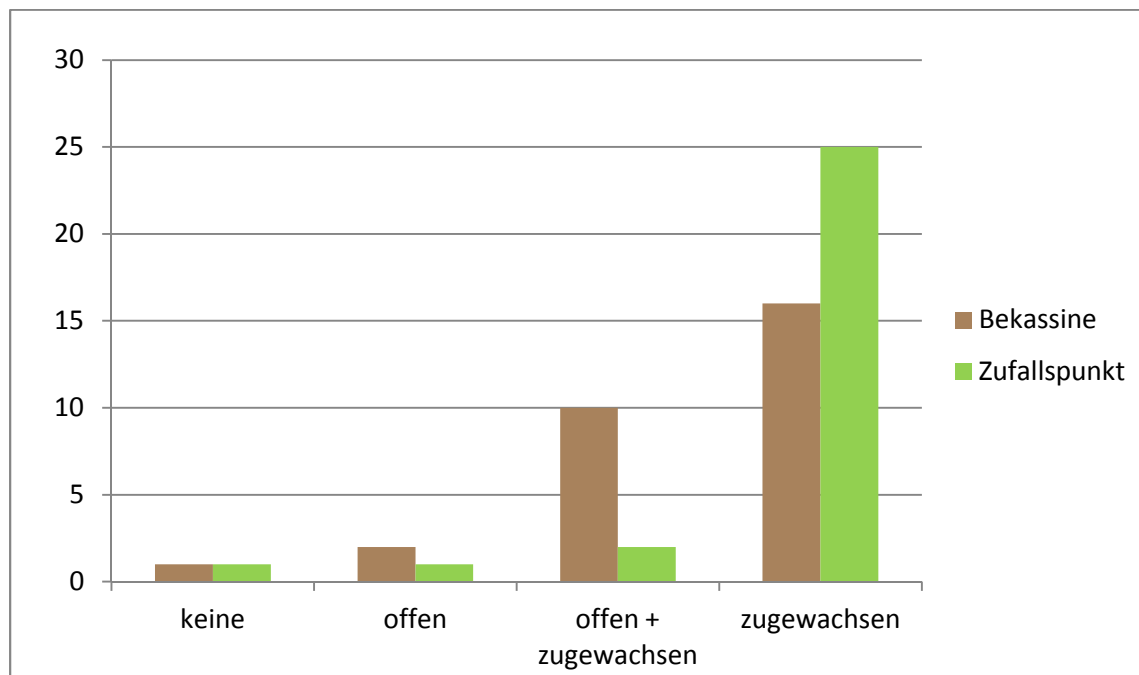


Abb. 3. Häufigkeit verschiedener Ufertypen an Bekassinen- und Zufallspunkten (insgesamt jeweils n=29).

Beobachtungs- und Zufallspunkte unterschieden sich bezüglich des Anteils von Schlammflächen in ihrer Umgebung (Abb. 4) signifikant voneinander: Bei allen 15 ungleichen Wertepaaren war der Schlammflächenanteil am Bekassinenpunkt höher als am Zufallspunkt ($p < 0,001$, Vorzeichentest).

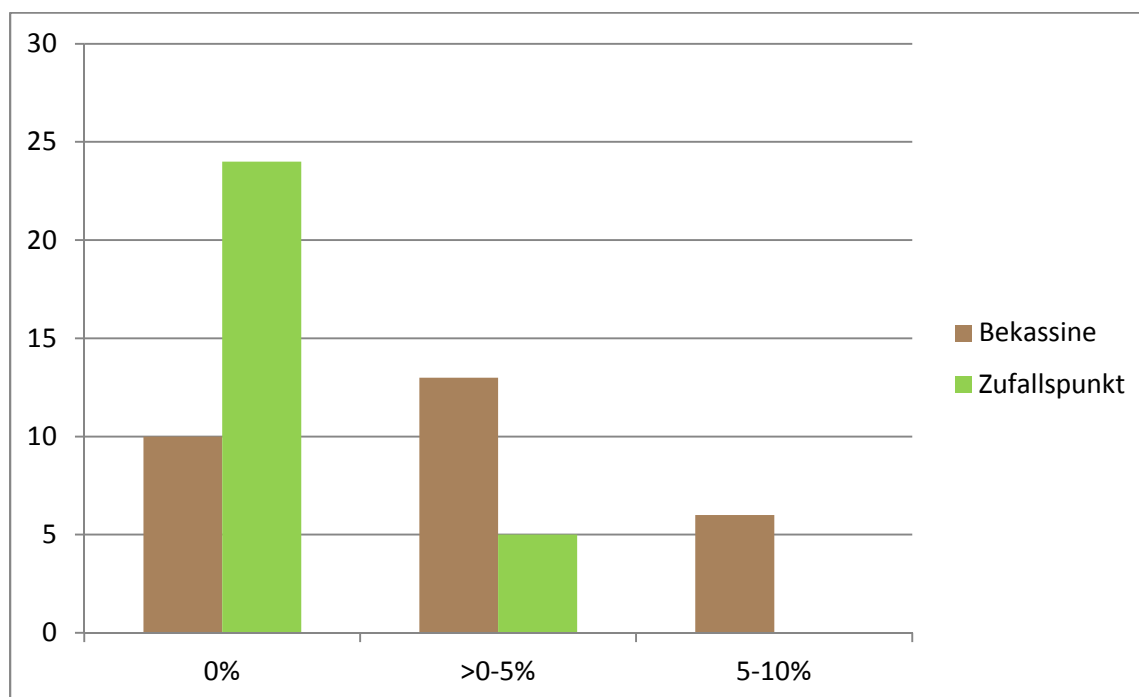


Abb. 4. Häufigkeit verschiedener Schlammflächenanteile im 50m-Umkreis der Bekassinen- und Zufallspunkte (insgesamt jeweils n=29).

Auch hinsichtlich des Anteils von Flachwasserflächen in der Umgebung gab es signifikante Unterschiede zwischen Beobachtungs- und Zufallspunkten (Abb. 5): Bei 8 von 9 ungleichen Wertepaaren war der Flachwasserflächenanteil am Bekassinenpunkt höher als am Zufallspunkt ($p < 0,05$, Vorzeichentest).

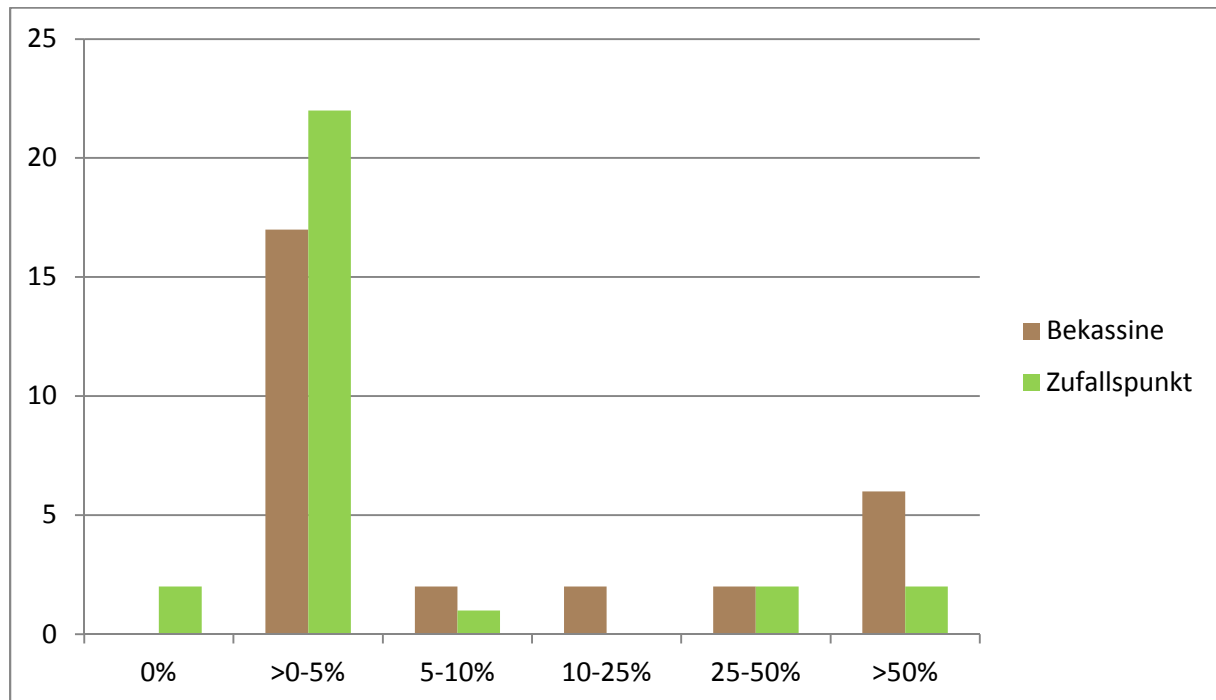


Abb. 5. Häufigkeit verschiedener Flächenanteile von Flachwasser im 50m-Umkreis der Bekassinen- und Zufallspunkte (insgesamt jeweils n=29).

Hinsichtlich aller anderen Habitataspekte lagen keine signifikanten Unterschiede zwischen Beobachtungs- und Zufallspunkten vor. Dies lag in einigen Fällen an ausgeprägt einseitigen Verteilungen von sowohl Bekassinen- als auch Zufallspunkten innerhalb der erfassten Wertebereiche, d. h. es dominierten Maximal- oder Minimalkategorien: Der Anteil hoher Vegetation betrug an mehr als 85% aller Punkte beider Typen über 50% (höchste Kategorie). Über 79% der Punkte beider Typen wiesen die maximale Entfernung (>500 m) zu Straßen auf, über 89% die maximale Entfernung (>500 m) zu bewohnten Gebäuden. Die Entfernung zu geschlossener Bebauung, Windkraftanlagen und Hoch- oder Mittelspannungsleitungen betrug für sämtliche erfasste Punkte über 500 m. Dagegen lagen über 93% der Bekassinen- und der Zufallspunkte weniger als 50 m (niedrigste Kategorie) vom nächsten Flachwasserbereich entfernt.

Hinsichtlich der Flächennutzung war ebenfalls keine signifikante Präferenz der Bekassinen feststellbar ($p=0,179$, Exakter Tests nach Fisher). Allerdings deutet die diesbezügliche Verteilung (Abb. 6) an, dass Bekassinen möglicherweise Flächen mit Rinderbeweidung den Mähwiesen und ungenutzten Flächen vorziehen.

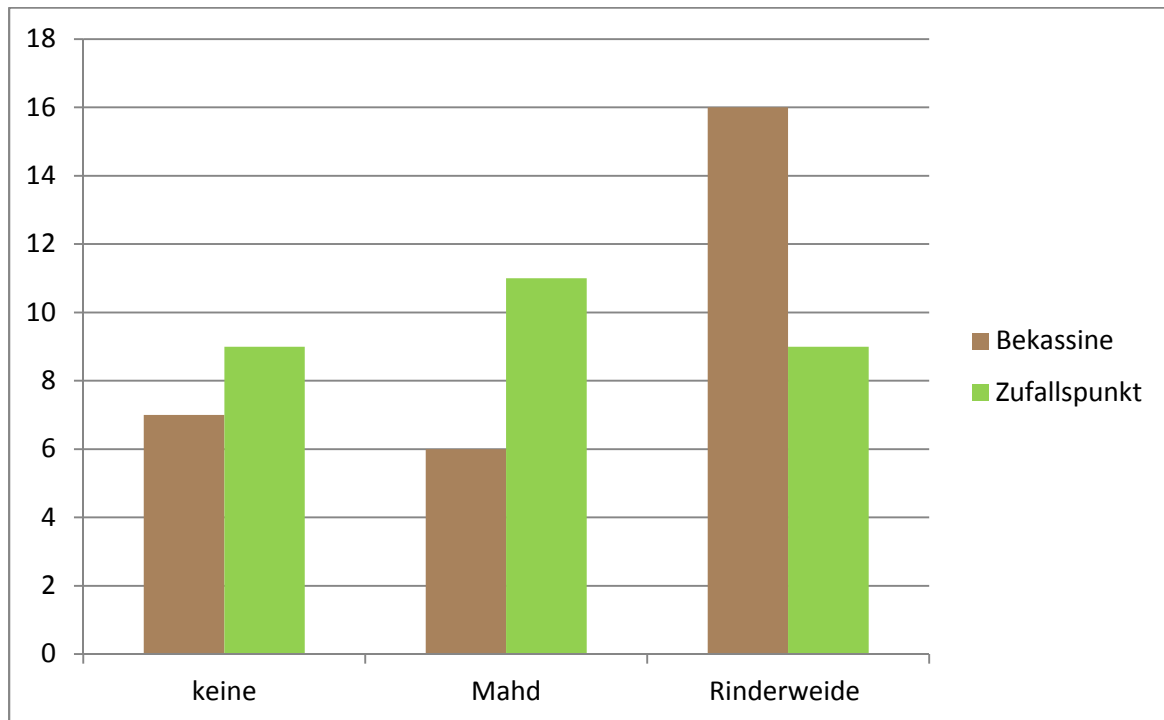


Abb. 6. Häufigkeit verschiedener Flächennutzungstypen an Bekassinen- und Zufallspunkten (insgesamt jeweils $n=29$).

5. DISKUSSION

5.1. HABITATANALYSE FÜR BRUTBESTÄNDE IN SCHLESWIG-HOLSTEINISCHEN WIESENOGELZÄHLGEBIETEN

Auf der Skalenebene der Zählgebiete identifizierte die Modellierung des Vorkommens von brütenden Bekassinen als wesentliche Einflussfaktoren den Anteil organischer Böden, die Größe der Flachwasserflächen und die Größe gegruppten Grünlands im Gebiet. Der Anteil organischer Böden war einziger signifikanter Faktor bei der Modellierung der Größe der Brutbestände.

Organische Böden zeichnen sich durch eine hohe Wasserspeicherkapazität aus. Böden sind dort besonders feucht, wo der Anteil organischer Böden und der Anteil überschwemmter Flächen hoch sind (Smart *et al.* 2008). Feuchte Böden wiederum sind weicher und Bekassinen können darin leichter sondieren (Green 1988). Es ist daher plausibel, die festgestellte Präferenz für Gebiete mit organischen Böden als Präferenz für Gebiete mit gut zugänglichen Nahrungsressourcen zu deuten. In den behandelten Zählgebieten machen Nieder- und Hochmoorböden über 80% der organischen Böden aus. Deshalb ist es auch denkbar, dass weitere Moorcharakteristika wie geringe Vegetationshöhe, Gehölzarmut oder niedrige Nutzungsintensität zu der gefundenen Präferenz beitragen. In der Literatur finden sich weitere Hinweise auf eine Präferenz von Bekassinen für Brutgebiete mit organischen Böden (Smart *et al.* 2008, BirdLife International 2015) bzw. auf Verbreitungslücken in Regionen mit mineralischen Böden (Prill 2006).

Noch klarer steht die gefundene Präferenz für Gebiete mit großen Flachwasserbereichen im Kontext der Nahrungsverfügbarkeit. Diese sind wichtige Orte der Nahrungsaufnahme (z.B. Green *et al.* 1990) und außerdem als überschwemmte Flächen Indikatoren für feuchte und weiche Böden (s.o.; Smart *et al.* 2008), die zur Nahrungsaufnahme benötigt werden. Gunnarsson *et al.* (2006) fanden ebenfalls auf Großgebietsebene eine Präferenz von Bekassinen für große Flächenanteile von Tümpeln und Blänken und für eine hohe Grabendichte. Die Autoren dieser Studie vermuten darüber hinaus, dass sie das Vorkommen der Bekassine deshalb besser vorhersagen können als das anderer auf Wiesen brütender Limikolen, weil sie besonders eng an diese feuchten Habitate gebunden ist (siehe auch Herold 2012).

Die Erklärung für den (statistisch nicht ganz eindeutigen) positiven Einfluss von gegruppten Flächen auf das Brutvorkommen von Bekassinen dürfte komplexer sein. Zunächst dienen Gruppen der Oberflächenentwässerung und sollten deshalb das Habitat von Bekassinen ungünstig beeinflussen (ebenso wie die hohe Grabendichte, die nach Gunnarsson *et al.* (2006) von Bekassinen präferiert wird). Allerdings werden Gruppen dort angelegt, wo Oberflächenentwässerung sinnvoll ist, also in Gebieten mit oberflächennahen Grundwasserständen, die wiederum günstig für Bekassinen sind (s. o.). Darüber hinaus führt die Anlage von Gruppen, also eines gewissen Reliefs in einer sonst flachen Fläche, zu einem günstigen kleinräumigen Habitatmosaik (vgl. Verhulst *et al.* 2011): Einerseits gibt es über eine größere Spanne von Wasserständen sowohl feuchte Stellen zur Nahrungsaufnahme in/an den Gruppen, als auch trockene Bereiche auf den Beeten dazwischen, die zur Nestanlage benötigt werden. Andererseits dürften diese unterschiedlichen hydrologischen Verhältnisse zu einem von Bekassinen bevorzugten lückigen Vegetationsmosaik führen (vgl. Hoodless & Baines 2006). Schließlich können terrestrische Invertebraten bei steigenden Wasserständen in den Gruppen auf die

trockeneren Beete ausweichen und bei sinkenden Wasserständen rekolonisieren, was die negativen Auswirkungen von Überschwemmungen auf die Nahrungsverfügbarkeit für Bekassinen (Ausden *et al.* 2001) mindert und das Nahrungsangebot auf kleinem Raum verbessert (vgl. Green *et al.* 1990).

Schließlich sei noch auf einen räumlich-statistischen Zusammenhang hingewiesen: Gruppenstrukturen sind, in unterschiedlichen Flächenanteilen, ganz überwiegend in den Küstenmarschen zu finden und fehlen in binnenländischen Zählgebieten oft ganz, während bei organischen Böden das Gegenteil der Fall ist: Sie finden sich, in unterschiedlichen Anteilen, hauptsächlich im Binnenland, während in den Nordseemarschen fast durchgehend mineralische Böden vorliegen (vgl. Hötter *et al.* 2012). Dies könnte möglicherweise erklären, warum beide Faktoren im besten Modell verblieben: Während der Anteil organischer Böden zur differenzierten Erklärung des Vorkommens der Bekassine in binnenländischen Gebieten beiträgt, tut der Anteil begrüppter Flächen dies für Zählgebiete in den Küstenmarschen. Auch ökologisch ist dies plausibel: Beide Faktoren sind Indikatoren sowohl für bestimmte hydrologische Verhältnisse als auch für bestimmte Vegetationsstrukturen (s. o.).

Die Ergebnisse der Modellierung der Größe der Brutbestände sollten wegen der kleinen Stichprobe mit Vorsicht interpretiert werden – ein typisches Problem von Arbeiten zu gefährdeten und (inzwischen) seltenen Arten. Das beste Modell für das Vorkommen brütender Bekassinen erklärte 22% der Devianz. Dies ist für ein ökologisches Modell kein ungewöhnlich niedriger Wert, insbesondere angesichts der Tatsache, dass im Rahmen der vorliegenden Studie direkt auf die Population wirkende Faktoren wie Nahrungsverfügbarkeit und Prädation nicht gemessen, sondern lediglich über Korrelate Berücksichtigung finden konnten.

5.2. HABITATANALYSE FÜR REVIERANZEIGENDE INDIVIDUEN

Auf der lokalen Skalenebene von Einzelrevieren stellten wir fest, dass Bekassinen tendenziell (*Post-hoc*-Tests nicht signifikant) Bereiche mit ausschließlich zugewachsenen Ufern meiden und solche mit einer Kombination aus zugewachsenen und offenen Ufern präferieren. Außerdem besetzten sie bevorzugt dort Reviere, wo der Anteil von Schlammflächen sowie der Anteil von Flachwasserflächen groß waren.

Ufer sind, zumindest in den für diese Untersuchung besuchten Gebieten, Zonen feuchten, weichen Bodens und deshalb wichtige Nahrungshabitate für die Bekassine (Green *et al.* 1990, Smart *et al.* 2008, Herold 2012). Es ist daher nicht verwunderlich, dass es im Umkreis von mehr als 95% der untersuchten Punkte Ufer gab. Die dortige Vegetationsstruktur scheint aber ebenfalls relevant zu sein bei der Wahl des Bruthabitats: Wo Bereiche mit wenig oder keiner Vegetation, in denen Bekassinen leicht den Boden zur Nahrungssuche sondieren und sich zu diesem Zweck fortbewegen können, zusammen vorkommen mit höherer Vegetation, die ihnen dabei Deckung vor Prädatoren bietet, siedelten sie sich tendenziell bevorzugt an (vgl. Hoodless & Baines 2006). Besonders plausibel wird dies im Licht der Vermutung, dass die Alarmbereitschaft der Bekassine während des Stocherns im Boden herabgesetzt ist (Glutz von Blotzheim 1986).

Schlamm- und Flachwasserflächen sind, wie oben erläutert, aufgrund ihrer Bodenbeschaffenheit ebenfalls wesentliche Nahrungshabitate – quasi erweiterte Uferbereiche. Dass solche Bereiche nicht nur auf Großgebietsebene im Zusammenhang mit dem Vorkommen von Bekassinen stehen, sondern auch auf Revierebene präferiert werden, unterstreicht die Wichtigkeit von auch kleinräumig verfügbaren feuchten Zonen (vgl. Green *et al.* 1990, Gunnarsson *et al.* 2006). Hoodless & Baines

(2006) kommen auf ebenfalls kleiner räumlicher Skala bezüglich Flachwasserflächen zu einem vergleichbaren Ergebnis, Herold (2012) bezüglich Schlammflächen.

Weitere Präferenzen oder Meidungen, die auf Basis der vorliegenden Literatur zu erwarten gewesen wären, konnten wir nicht feststellen. Das dürfte nicht nur daran liegen, dass diese möglicherweise nicht vorlagen (wie z.B. bezüglich der Flatterbinse (vgl. Herold 2012)) oder aufgrund der kleinen Stichprobe aus den Daten nicht deutlich wurden, sondern auch an Habitatwahlprozessen, die auf größerer räumlicher Skala wirken: Wie in Kap. 2 dargestellt, ist die Bekassine als Brutvogel inzwischen überwiegend in Schutzgebieten zu finden, wo sie auch für die vorliegende Untersuchung erfasst wurde. Auch wenn dies in erster Linie mit der niedrigen Bewirtschaftungsintensität und – damit verbunden – mit der Möglichkeit, hohe Wasserstände zu halten, zusammenhängen dürfte, gibt es vermutlich weitere relevante, mit diesen Bedingungen korrelierende Habitateigenschaften. Wenn diese aber bereits auf Großgebietsebene durchgehend vorliegen (wozu uns keine Daten vorliegen), dann wird ihre Relevanz auf Revierebene kaum feststellbar sein. So wurde die zu erwartende Präferenz für Deckung bietende Vegetation (z.B. Mongin 2006) über die Uferstruktur hinaus nicht festgestellt, vermutlich deshalb, weil höhere Vegetation in der Regel ohnehin den größten Teil der Flächen bedeckte. Störungsarmut ist ebenfalls eine regelmäßige Eigenschaft von Schutzgebieten, und so befand sich die große Mehrheit der aufgenommenen Bekassinen- und Zufallspunkte weit abseits von Straßen, Gebäuden, Windkraftanlagen und Stromleitungen. Die Tatsache, dass Offenheits- und Zerschnittenheitsmaße auch in unserer Untersuchung auf Zählgebietsebene nicht wesentlich zur Erklärung des Vorkommens von Bekassinen beitrugen, legt den Schluss nahe, dass solche Störungsquellen für die Habitatwahl tatsächlich nachrangig sind. Allerdings integrieren die hier genutzten Maße viele Störkulissentypen unterschiedlicher Qualität, was zwangsläufig eine gewisse Unschärfe mit sich bringt. Spezifischere und detailliertere Studien weisen dagegen durchaus Effekte nach: So reagieren wiesenbrütende Limikolen (alle Arten einschließlich der Bekassine zusammengefasst) zur Brutzeit z. B. empfindlich auf Windkraftanlagen, in deren Umgebung ihre Siedlungsdichten signifikant geringer sind (Hötker 2006), und speziell Bekassinenbestände nehmen stärker ab in Gebieten, die zu einem größeren Anteil nahe an Waldrändern liegen (Amar *et al.* 2011).

Im Hinblick auf die Flächennutzung fanden wir die Andeutung einer Bevorzugung von mit Rindern beweideten gegenüber gemähten oder ungenutzten Flächen. Dies wäre relevant für Management-Entscheidungen und auch deshalb interessant, weil grundsätzlich oft davon ausgegangen wird, dass ungenutzte Flächen oder solche mit höchstens sehr geringer Nutzungsintensität für Bekassinen am günstigsten sind (z. B. Beintema 1986, Gedeon *et al.* 2014). Ein wesentlicher Grund hierfür sind Gelegetverluste durch intensivere Flächennutzung: Green (1988) stellte einen Verlust von 8% der untersuchten Gelege durch Viehtritt fest (siehe auch Kohler & Rauer 1991) und zeigte, dass die Wahrscheinlichkeit solcher Verluste positiv mit der Rinderdichte auf einer Fläche korreliert. Zwei Aspekte könnten den scheinbaren Widerspruch erklären: Erstens wurden 44% der in der vorliegenden Untersuchung erfassten Weideflächen zur Brutzeit nicht beweidet (ohne Unterschied zwischen Bekassinen- und Zufallspunkten), und sämtliche beweidete Flächen, auf denen Bekassinen registriert wurden, wurden nur extensiv beweidet (d. h. im unteren Bereich der von Green (1988) untersuchten Viehdichten). Folglich dürften Viehtritt und Bodenverdichtung (vgl. Smart *et al.* 2008) nur eine sehr geringe Rolle gespielt haben. Zweitens führt extensive Rinderbeweidung in der Regel zu der von Bekassinen präferierten lückigen Vegetationsstruktur (vgl. Kap. 2 und Ergebnisse zur Uferstruktur) sowie bei hohen Wasserständen zu Wasserpfützen an durchgetretenen Stellen.

Deshalb empfiehlt die RSPB (2015) zur Gestaltung von Bruthabitaten für Bekassinen eine extensive Rinderbeweidung mit reduzierter Viehdichte zur Brutzeit. Mit demselben Ziel rät auch Herold (2012) nach Wiedervernässung von Flusstalmooren zur Förderung einer niedrigen, schütterten Vegetation durch eine entsprechend angepasste Nutzung. Grundsätzlich könnte diese sowohl in der Sommermahd von Röhrichflächen bestehen, die nach Görn *et al.* (2015) die Bekassinendichten signifikant erhöht, als auch in der hier diskutierten extensiven Beweidung von Feuchtgrünlandflächen.

6. FAZIT UND AUSBLICK

Die Ergebnisse dieser Studie für Schleswig-Holstein bestätigen grundsätzlich wesentliche bisherige Erkenntnisse zur Habitatwahl der Bekassine (vgl. Kap. 2): Gebiete mit großer Flachwasserfläche und organischen Böden werden präferiert, vermutlich auch begrüpte Flächen. Reviere werden dort etabliert, wo es große bzw. viele Schlamm- und Flachwasserflächen und abwechslungsreich strukturierte Ufer gibt. Bestehende zentrale Management-Empfehlungen wie Flächenvernässung und extensive Rinderbeweidung mit reduzierten Dichten zur Brutzeit (z. B. RSPB 2015) erscheinen vor diesem Hintergrund sinnvoll, wobei die Bedeutung der Beweidung aufgrund der geringen Stichprobengröße hier nicht abschließend geklärt werden konnte.

Diese ersten Ergebnisse wurden im November 2015 der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein vorgestellt, um auf dieser Grundlage Strategien im Flächenmanagement zu diskutieren. Es herrschte Einigkeit über die zentrale Bedeutung der Flächen(wieder)vernässung (vgl. Schröder & Schikore 2004, Herold 2012, Gedeon *et al.* 2014, Koop & Berndt 2014, BirdLife International 2015). Insbesondere wurde darauf hingewiesen, dass der Bereitstellung attraktiver feuchter Flächen zur Zeit der Ankunft und Reviergründung im Brutgebiet ab Ende März/Anfang April (Andretzke *et al.* 2005), z. B. durch teilweises Ablassen von Gewässern mit flachen Ufern, zentrale Bedeutung zukomme (vgl. Green 1988). Einerseits würden die eintreffenden Bekassinen so in geeignete Gebiete gelenkt, andererseits stehe so zum Zeitpunkt der Eibildung ein umfangreiches Nahrungsangebot zur Verfügung (vgl. Green 1988). Die mögliche Bedeutung extensiver Beweidung erregte aufgrund ihrer direkten Relevanz für das Flächenmanagement und bisheriger gegenteiliger Annahmen besonderes Interesse.

Als nächsten Schritt halten wir es vor diesem Hintergrund für vordringlich, das vorliegende Datenmaterial auf der feinen räumlichen Skalenebene zu ergänzen. Dies wird es erlauben, die für die Entwicklung von Schutzvorschlägen entscheidenden lokalen Habitatansprüche der Bekassine genauer und zuverlässiger zu beschreiben und insbesondere die Bedeutung der Flächennutzung besser zu beurteilen.

Darüber hinaus erscheinen folgende Untersuchungsansätze grundsätzlich sinnvoll:

1. Ein Überblick über Begleituntersuchungen bzw. Erfolgskontrollen zu größeren Habitatgestaltungsmaßnahmen im Grünland- und Moorbereich (z. B. Wiedervernässungen) könnte wichtige Erkenntnisse zu deren Wirksamkeit bezüglich der Bekassine liefern. Dabei wäre es besonders wichtig, auch die mittel- und langfristige Entwicklung der Gebiete zu betrachten und z. B. zu überprüfen, inwieweit Bekassinen wiedervernässte Moore wieder verlassen, wenn diese beginnen zuzuwachsen. Sollten entsprechende Daten nicht in ausreichendem Maße vorliegen bzw. zusammengetragen werden können, wäre u. U. auch ein vertikaler Untersuchungsansatz denkbar:

Dazu könnten z. B. Brutbestände in verschiedenen Mooren verglichen werden, deren Wiedervernässung unterschiedlich lange zurückliegt.

2. Eine bisher ungelöste Frage ist die nach dem optimalen Maß von Winterüberflutungen geeigneter Brutflächen, einer gängigen Managementmaßnahme für Bekassinen. Während umfangreiche, langanhaltende Überflutungen zu weichen Oberböden führen, reduzieren sie gleichzeitig die Biomasse im Boden lebender Makroinvertebraten massiv (Ausden *et al.* 2001). Es geht also letztlich um die Abwägung zwischen Nahrungszugänglichkeit und Nahrungsmenge, zumal aquatische Nahrungsorganismen offenbar nur eine minderwertige Alternative sind (Hoodless *et al.* 2007). In Gebieten mit sehr wasserleitfähigen Böden, d. h. insbesondere in ungeschädigten Torfmooren, können die Böden durch laterale Wasserleitung aus Gräben o. ä. feucht gehalten werden, ohne dass eine Überflutung nötig ist (Ausden *et al.* 2001). Bei anderen Böden ist dies aber kaum möglich, weshalb Untersuchungen bezüglich der Nahrungsorganismen lohnend erscheinen. In einem ersten Schritt könnte ein Vergleich der Abundanz bzw. Biomasse von Makroinvertebraten auf Flächen mit und ohne brütende Bekassinen klären, ob bzw. ab welchem Schwellenwert dieser Faktor überhaupt einen Einfluss hat (Smart *et al.* 2008). Bei der Interpretation wäre allerdings zu berücksichtigen, dass eine bevorzugte Ansiedlung auf besonders nassen, aber dadurch möglicherweise hinsichtlich Nahrungsangebot (und folglich Bruterfolg) ungünstigen Flächen nicht ausgeschlossen werden kann (vgl. Schlaepfer *et al.* 2002, Smart *et al.* 2008). Zweitens könnte durch einen Vergleich von Flächen mit unterschiedlichen Überflutungsregimes festgestellt werden, ob und unter welchen Bedingungen die Invertebratenabundanz/-biomasse kritisch reduziert wird (Smart *et al.* 2008).

3. Auch nach Anpassung von Beweidungs- und Überflutungsregimes an die bekannten Bedürfnisse der Bekassine nahmen ihre Brutbestände in britischen Untersuchungsgebieten weiter ab (Smart *et al.* 2008). Befunde dieser Art können mit dem unter Punkt 2 thematisierten Komplex zusammenhängen, aber auch mit aus anderen Gründen zu geringen Bruterfolgs- und Überlebensraten. Bezüglich der norddeutschen Population ist beispielsweise zu vermuten, dass ein wesentlicher Teil in Frankreich überwintert (Bairlein *et al.* 2014), wo die Art massiv bejagt wird (z.B. Tesson & Leray 2000). Auch zur Nestprädation ist wenig bekannt, in England fand Green (1988) 25% der untersuchten Gelege prädiert. Eine aktuelle Untersuchung solcher populationsökologischen Parameter wäre besonders aufschlussreich, aber bei dieser sehr kryptischen und heimlichen Art auch äußerst aufwendig und bei den niedrigen Dichten in Schleswig-Holstein kaum im erforderlichen Umfang umsetzbar.

7. DANKSAGUNG

Für ihre Mitwirkung am Wiesenvogelmonitoring in Schleswig-Holstein danken wir allen ehrenamtlichen und „amtlichen“ Zählerinnen und Zählern, ohne die die Daten zu Bekassinenbeständen nicht hätten zusammengestellt werden können. Natalie Busch, Claus Ivens, Hannes Matthiessen und Paul Trumpf unterstützten uns beim Ausmessen der Tränkekühen und Flachgewässer. Für wertvolle Anmerkungen zum Bericht danken wir Jutta Leyrer. Dem Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein danken wir für die Finanzierung dieser Studie.

8. LITERATUR

- Amar A, Grant M, Buchanan G, Sim I, Wilson J, Pearce-Higgins J, Redpath S (2011) Exploring the relationships between wader declines and current land-use in the British uplands. *Bird Study* 58:13-26
- Andretzke H, Schikore T, Schröder K (2005) Artensteckbriefe. In: Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K, Sudfeldt C (Hrsg.) *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*. Selbstverlag, Radolfzell, S. 135-695
- Ausden M, Sutherland WJ, James R (2001) The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. *Journal of Applied Ecology* 38:320-338
- Bairlein F, Dierschke J, Dierschke V, Salewski V, Geiter O, Hüppop K, Köppen U, Fiedler W (2014) *Atlas des Vogelzugs – Ringfunde deutscher Brut- und Gastvögel*. AULA-Verlag, Wiebelsheim
- Beintema AJ (1986) Nistplatzwahl im Grünland: Wahnsinn oder Weisheit? *Corax* 11:301-310
- BirdLife International (2015) Species factsheet *Gallinago gallinago*, European Red List Assessment. http://www.birdlife.org/datazone/userfiles/file/Species/erlob/summarypdfs/22693097_gallinago_gallinago.pdf [Abruf 22. September 2015]
- 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
- Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model selection and multimodel inference – a practical information-theoretic approach*, 2. Aufl. Springer, New York
- Esswein H (2007) Der Landschaftszerschneidungsgrad als Indikator für Biodiversität? *Treffpunkt Biologische Vielfalt* 7:157-164
- 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*. Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart
- Gedeon K, Grüneberg C, Mitschke A, Sudfeldt C, Eikhorst W, Fischer S, Flade M, Frick S, Geiersberger I, Koop B, Kramer M, Krüger T, Roth N, Ryslavý T, Stübing S, Sudmann SR, Steffens R, Vökler F, Witt K (2014) *Atlas deutscher Brutvogelarten*. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster
- Glutz von Blotzheim UN (Hrsg.) (1986) *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Bd. 7: Charadriiformes (2.Teil), 2. Aufl. AULA-Verlag, Wiesbaden
- Görn S, Schulze F, Fischer K (2015) Effects of fen management on bird communities in north-eastern Germany. *Journal of Ornithology* 156:287-296
- Green RE (1988) Effects of environmental factors on the timing and success of breeding of common snipe *Gallinago gallinago* (Aves: Scolopacidae). *Journal of Applied Ecology* 25:79-93
- Green RE, Hirons GJM, Cresswell BH (1990) Foraging habitats of female common snipe *Gallinago gallinago* during the incubation period. *Journal of Applied Ecology* 27:325-335
- Gunnarsson TG, Gill JA, Appleton GF, Gíslason H, Gardarsson A, Watkinson AR, Sutherland WJ (2006) Large-scale habitat associations of birds in lowland Iceland: Implications for conservation. *Biological Conservation* 128:265-275

- Herold B (2012) Neues Leben in alten Mooren – Brutvögel wiedervernässter Flusstalmoore. Haupt, Bern Stuttgart Wien
- Hoodless A, Baines D (2006) Breeding density and habitat use of Common Snipe in upland Britain. In: Ferrand Y (Hrsg.) Sixth European Woodcock and Snipe Workshop – Proceedings of an International Symposium of the Wetlands International Woodcock and Snipe Specialist Group, 25–27 November 2003, Nantes, France. International Wader Studies 13. Wetlands International, Wageningen, S. 95-101
- Hoodless AN, Ewald JA, Baines D (2007) Habitat use and diet of Common Snipe *Gallinago gallinago* breeding on moorland in northern England. Bird Study 54:182-191
- Hötker H (2006) Auswirkungen des "Repowerings" von Windkraftanlagen auf Vögel und Fledermäuse. Bericht für das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen
- Hötker H, Jeromin H, Thomsen K-M (2011) Bestandentwicklung der Wiesen-Limikolen in Schleswig-Holstein. Corax 22:51-70
- Hötker H, Jeromin H, Thomsen K-M (2012) Habitatmodell Uferschnepfe Schleswig-Holstein. Entwicklung eines Habitatmodells für Uferschnepfen *Limosa limosa* in Schleswig-Holstein – Einflüsse von Habitatparametern und Schutzmaßnahmen auf Verbreitung und Bestandsentwicklung, Untersuchungen 2011 und 2012. Projektbericht für das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen
- Hötker H, Jeromin H, Thomsen K-M (2013) Wiesenvögel in Schleswig-Holstein 2013. Projektbericht für das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen
- 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
- Knief W, Berndt RK, Hälterlein B, Jeromin K, Kiebusch JJ, Koop B (2010) Die Brutvögel Schleswig-Holsteins – Rote Liste. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel
- Kohler B, Rauer G (1991) Grazing to improve wader habitat on alkaline meadows in eastern Austria. Wader Study Group Bulletin 61(supplement: Waders breeding on wet grasslands):82-85
- Koop B, Berndt RK (2014) Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Bd. 7: Zweiter Brutvogelatlas. Wachholz, Neumünster
- Lang C, Schwarz-von Raumer H-G, Esswein H (2008) ArcGIS-Tool zur Analyse des Landschaftszerschneidungsgrades mit der Messgröße 'effektive Maschenweite'. Universität Stuttgart
- Mongin E (2006) Breeding biology and habitat selection of the Common and Great Snipe in Belarus. In: Ferrand Y (Hrsg.) Sixth European Woodcock and Snipe Workshop – Proceedings of an International Symposium of the Wetlands International Woodcock and Snipe Specialist Group, 25–27 November 2003, Nantes, France. International Wader Studies 13. Wetlands International, Wageningen, S. 82-88
- Nehls G (2001) Entwicklung der Wiesenvogelbestände im Naturschutzgebiet Alte-Sorge-Schleife, Schleswig Holstein. Corax 18, Sonderheft 2:81-101

- Prill H (2006) Bekassine – *Gallinago gallinago*. In: Eichstädt W, Scheller W, Sellin D, Starke W, Stegemann K-D (Hrsg.) Atlas der Brutvögel in Mecklenburg-Vorpommern. Steffen Verlag, Friedland, S. 186-187
- Rasran L, Jeromin H (2010) Problempflanzen im Fokus des Naturschutzmanagements von Dauergrünlandflächen (Literaturstudie). *Telma* 40:119-136
- R Development Core Team (2015) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Wien
- RSPB (2015) Farming for birds, Snipe. https://www.rspb.org.uk/Images/snipe_england_tcm9-207593.pdf [Abruf 3. November 2015]
- Schlaepfer MA, Runge MC, Sherman PW (2002) Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology and Evolution* 17:474–480
- Schröder K, Schikore T (2004) Wiesenvögel in der Naturlandschaft Niedersachsen: Überlegungen zu alternativen Schutzkonzepten. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 41:90-105
- Smart J, Amar A, O'Brien M, Grice P, Smith K (2008) Changing land management of lowland wet grasslands of the UK: impacts on snipe abundance and habitat quality. *Animal Conservation* 11:339–351
- 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
- Tesson J-L, Leray G (2000) Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir saison 1998–1999. La bécassine des marais et la bécassine sourde. *Faune Sauvage, Cahiers techniques* 251:160-167
- Verhulst J, Kleijn D, Loonen W, Berendse F, Smit C (2011) Seasonal distribution of meadow birds in relation to in-field heterogeneity and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142:161-166
- Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA, Smith GM (2009) *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York