

Nachhaltige Sicherung der Biodiversität in bewirtschafteten
Grünlandgebieten Norddeutschlands am Beispiel der
Wiesenvögel in der Stollhammer Wisch
(Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen) – einem Gebiet mit
gesamtstaatlicher Bedeutung für den Artenschutz



Dipl.-Biol. Sven Junker
Prof. Dr. Heinz Düttmann
Prof. Dr. Rainer Ehrnsberger



Hochschule Vechta

Institut für Naturschutz und Umweltbildung
Institut für Didaktik der Naturwissenschaften

Driverstr. 22

49377 Vechta

Zusammenfassung	3
Kapitel 1: Schlupferfolg und Kükenmortalität von Kiebitzen (<i>Vanellus vanellus</i>) auf unterschiedlich gemanagten Grünlandflächen in der Stollhammer Wisch.....	11
Kapitel 2: Schlupferfolg und Kükenmortalität von Uferschnepfen (<i>Limosa limosa</i>) auf unterschiedlich gemanagten Grünlandflächen in der Stollhammer Wisch.....	47
Kapitel 3: Welche Faktoren beeinflussen die Nistplatzwahl von Kiebitz und Uferschnepfe?.....	77
Kapitel 4: Welche Faktoren beeinflussen die Wahl des Aufzuchthabitats von Kiebitz und Uferschnepfe?.....	124
Kapitel 5: Videoüberwachung von Wiesenvogelgelegen: Methodik und Erfahrung.....	151
Kapitel 6: Projektmanagement.....	159
Kapitel 7: Wissenschaftliche Vorträge und Veröffentlichungen.....	167
Kapitel 8: Konsequenzen für den Wiesenvogelschutz.....	171
Danksagung	185
Anhang	186

Zusammenfassung

Seit 30 Jahren werden erhebliche Bestandseinbrüche bei fast allen Wiesenvogelarten verzeichnet. Betroffen sind inzwischen nicht mehr nur anspruchsvolle Arten wie Kampfläufer (*Philomachus pugnax*) und Bekassine (*Gallinago gallinago*), sondern auch ehemals häufige Wiesenvögel wie Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Diese Negativentwicklung beschränkt sich nicht nur auf konventionell bewirtschaftete Flächen. Selbst in vielen durch Agrar-Umweltprogramme und Schutzgebietsauflagen optimierten Grünlandgebieten gehen die Brutbestände zurück, wenn auch mit gedämpfter Amplitude.

Die vorliegende Studie beschäftigt sich am Beispiel von Kiebitz und Uferschnepfe mit den Ursachen des Biodiversitätsverlustes in den Avizönoten norddeutscher Grünlandgebiete. Da nach Literaturbefunden weder für den Kiebitz noch für die Uferschnepfe eine erhöhte Adultsterblichkeit nachgewiesen wurde, bleibt aus populationsökologischer Sicht nur eine zu geringe Reproduktionsrate als Erklärung für die zu beobachtenden Bestandseinbußen. Die Reproduktionsrate wird in erster Linie durch die Faktoren Gelegegröße, Schlupferfolg und Kükenmortalität bestimmt. Die vorliegende Arbeit hat besonders die Faktoren Schlupferfolg und Kükenmortalität bei Kiebitz und Uferschnepfe in den Mittelpunkt der Untersuchung gestellt, da es für Veränderungen in der Gelegegröße keine Anhaltspunkte gibt. Als Untersuchungsgebiet wurde die Stollhammer Wisch, ein großflächiges, küstennahes Grünlandgebiet im Landkreis Wesermarsch (Niedersachsen) gewählt. Dieses Gebiet eignet sich für eine solche Studie in besonderem Maße, da es nach wie vor individuenreiche Brutbestände von Kiebitz und Uferschnepfe besitzt. Darüber hinaus werden hier unterschiedliche Formen der Grünlandbewirtschaftung praktiziert. Im Rahmen einer Langzeitstudie sind vergleichend in vier unterschiedlich gemanagten Teilgebieten der Stollhammer Wisch die Schlupf- und Überlebensraten von Kiebitz- und Uferschnepfenküken ermittelt worden. Die Untersuchungen erstreckten sich für den Kiebitz über 4 (2001 – 2004) und die Uferschnepfe über 3 Jahre (2002 – 2004). Die Größe der Teilgebiete variierte zwischen 20 und 40 ha, ihre Bewirtschaftung unterschied sich wie folgt: In den Teilgebieten Kirchweg und Großer Schmeerpott erfolgte eine konventionelle Grünlandbewirtschaftung ohne Beschränkungen in der Weideviehdichte und der maschinellen Bearbeitung der Flächen. Im Gegensatz zum Teilgebiet Kirchweg sind im Untersuchungsgebiet Großer Schmeerpott direkte Gelegeschutzmaßnahmen durchgeführt worden. Diese beinhalteten das Markieren und Sichern aufgefundenener Gelege, um sie so vor Zerstörung durch Flächenbearbeitung und

Viehtritt zu schützen. Das Teilgebiet Flagbalger Sieltief wurde überwiegend im Vertragsnaturschutz bewirtschaftet. Neben einer Bewirtschaftungsruhe im Frühjahr bestanden hier Beschränkungen in der Weideviehdichte (nicht mehr als zwei Großvieheinheiten pro Hektar bis zum 15.06. eines Jahres) und in der Terminierung der ersten Mahd (nicht vor dem 16.05. eines Jahres). Die Bewirtschaftung des Teilgebietes Zwickweg Süd entsprach im Wesentlichen derjenigen des vorangegangenen Gebietes. Allerdings wies dieses Gebiet durch Stauhaltungen einen deutlich höheren Wasserspiegel sowie in den Wintermonaten auch partiell überflutete Bereiche auf. Ein weiterer Unterschied zum Gebiet Flagbalger Sieltief betraf die Terminierung der ersten Mahd, die hier nicht vor dem 16.06. eines jeden Jahres gestattet war.

Über alle Teilgebiete hinweg blieb der Brutbestand der Uferschnepfe in den Jahren 2001 bis 2004 in etwa konstant, während die Bestände des Kiebitzes sogar leicht zunahmen. Die Entwicklung in den einzelnen Teilgebieten unterschied sich jedoch dramatisch: In den konventionell bewirtschafteten Teilräumen Kirchweg und Großer Schmeerpott gingen die Brutbestände beider Arten drastisch zurück, was im Falle des Gebietes Kirchweg sogar zur Aufgabe des Brutgebietes führte. Deutliche Bestandszuwächse, sowohl beim Kiebitz als auch bei der Uferschnepfe, hatte dagegen das wiedervernässte Teilgebiet Zwickweg Süd zu verzeichnen. Im Untersuchungsgebiet Flagbalger Sieltief zeigten die Brutbestände beider Limikolen über den Gesamtzeitraum hinweg starke Bestandsschwankungen.

Ein Schlupferfolg von Kiebitz- und Uferschnepfengelegen war im konventionell bewirtschafteten Untersuchungsgebiet Kirchweg nicht feststellbar. Zwar wurden in den ersten Untersuchungsjahren immer wieder territoriale Paare angetroffen, doch blieben Gelegenachweise trotz aufwendiger Suche aus. Da das Gebiet intensiv mit Schafen beweidet wurde, ist davon auszugehen, dass auftretende Gelege bereits unmittelbar nach der Ablage zerstört worden sind. Ab dem Jahr 2004 wurde das Gebiet Kirchweg schließlich nicht mehr von Kiebitz und Uferschnepfe besiedelt (s. o.). Dass auch in konventionell bewirtschafteten Grünlandgebieten ein hoher Schlupferfolg erzielt werden kann, zeigen die Ergebnisse aus dem Teilgebiet Großer Schmeerpott. Die hier durchgeführten direkten Gelegeschutzmaßnahmen führten bei beiden Arten, Kiebitz und Uferschnepfe, zu Schlupferfolgen, die sich nicht von den Schlupfergebnissen in den Vertragsnaturschutzgebieten (Flagbalger Sieltief, Zwickweg Süd) unterschieden. In den drei Teilgebieten variierte der Schlupferfolg von Kiebitz- und Uferschnepfengelegen zwischen den Untersuchungsjahren erheblich. Besonders in 2001 traten bei beiden Arten hohe Gelegeverluste und geringe Schlupferfolge (von jeweils ca. 13 %, n = 57 Kiebitzgelege,

n = 37 Uferschnepfengelege) auf. In den darauf folgenden Jahren 2002 – 2004 stieg der Schlupferfolg deutlich an. Er lag beim Kiebitz zwischen 50 und 65 % und bei der Uferschnepfe zwischen 36 und 55 % aller auftretenden Gelege (n = 140 Kiebitzgelege, n = 42 Uferschnepfengelege). Gelegeverluste wurden sowohl durch landwirtschaftliche Einflüsse als auch Prädatoren verursacht, wobei Prädationsverluste in fast allen Jahren deutlich überwogen. Besonders in 2001 lag das tägliche Prädationsrisiko mit jeweils rd. 5 % bei beiden Arten außerordentlich hoch. Durch den Einsatz von Thermologgern konnte gezeigt werden, dass die Mehrzahl der Gelegeverluste von Raubsäugern verursacht wurde: In 14 von 20 aufgezeichneten Prädationsereignissen gingen die Gelege in der Nacht bzw. in der Dämmerung verloren. Prädationsereignisse mittels einer digitalen Videoanlage aufzuzeichnen, schlugen fehl: Alle mit Kameras bestückten Gelege schlüpften erfolgreich. Für das Jahr 2001 kann trotzdem hinreichend belegt werden, dass die meisten prädierten Gelege wahrscheinlich dem Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) zum Opfer fielen. So wiesen erfolgreiche Gelege u. a. eine signifikant größere Distanz zu einem später lokalisierten Fuchsbau auf als ausgeraubte Nester. Eine Analyse der Jagdstrecken belegt für die Stollhammer Wisch, dass der Rotfuchs erst im Laufe der 1980er Jahre in das Gebiet eingewandert ist und sich dort etabliert hat. Die verstärkt durchgeführte Bejagung des Rotfuchses hat ganz offensichtlich zu keiner nachhaltigen Bestandsabnahme geführt, da die Abschusszahlen über die Jahre hinweg nicht sinken. Positive Effekte einer Rotfuchsbejagung im Frühjahr auf den Reproduktionserfolg von Kiebitz und Uferschnepfe sind dennoch nicht auszuschließen: So traten in 2002 nach Auflösung eines besetzten Fuchsbaus mit 11 Jungfüchsen über einen Monat hinweg keine Gelegeverluste mehr auf.

Die landwirtschaftlich bedingten Verluste bei Kiebitz- und Uferschnepfengelegen gingen ausschließlich auf Viehtritt zurück. Die Verluste waren insgesamt gering und über die Jahre hinweg konstant. Zwischen den Untersuchungsgebieten bestand im Ausmaß dieser Verluste ein annähernd signifikanter Unterschied zwischen dem wiedervernässten Gebiet Zwickweg Süd und den Gebieten Flagbalger Sieltief respektive Großer Schmeerpott. Letztere wiesen deutlich geringere Trittverluste auf als das Untersuchungsgebiet Zwickweg Süd. Zwei Faktoren können für diesen Befund allein oder in Kombination verantwortlich sein, das Beweidungssystem und die Wiedervernässung. Im Gebiet Zwickweg Süd wird vornehmlich mit Pferden beweidet. Diese sind deutlich bewegungsaktiver als die in den anderen Gebieten eingesetzten Milchkühe und Rinder. Darüber hinaus könnte die Wiedervernässung des Gebietes die Raumnutzung der Weidetiere beeinflussen. Die Kükenüberlebensrate wurde mittels terrestrischer Radiotelemetrie untersucht. Insgesamt wurden dabei über die vier

Untersuchungsjahre hinweg 243 Kiebitz- und 44 Uferschnepfenküken mit Minisendern versehen. Da fast alle Küken unmittelbar nach dem Schlupf die Untersuchungsgebiete verließen, war eine „gebietspezifische“ Auswertung der Kükenmortalität nicht möglich.

Eine Einteilung der Küken in Alterklassen zeigte, dass Kiebitzküken bis zu einem Alter von 9 Tagen und Uferschnepfenküken bis zu einem Alter von 5 Tagen eine geringere tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit besitzen als ältere Küken der gleichen Art. Ähnlich wie bei den Gelegen schwankte auch die Kükenmortalität zwischen den Untersuchungsjahren erheblich. Besonders hohe Verluste traten bei Kiebitzküken in 2001, und bei Uferschnepfenküken in 2002 auf. Hauptsächlich für die auftretenden Kükenverluste waren in allen Jahren Prädatoren. So gingen bei beiden Arten über den Gesamtzeitraum betrachtet mehr als 70 % aller Kükenverluste auf Prädation zurück. Das Prädationsrisiko variierte allerdings erheblich zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren. Als Kükenprädatoren konnten insgesamt 12 Vogel- und Säugetierarten nachgewiesen werden, wobei die Verluste durch Vögel überwogen. Allerdings waren methodisch bedingt Kükenverluste durch Raubsäuger deutlich schwerer nachzuweisen als solche durch Greif- und Rabenvögel. Unter den nachgewiesenen Vögeln war der Mäusebussard (*Buteo buteo*) für die meisten Kükenverluste verantwortlich, während die Rabenkrähe (*Corvus c. corone*) diesbezüglich keine herausragende Stellung einnahm. Unter den nachgewiesenen Raubsäugetieren gingen die meisten Kükenverluste auf das Hermelin (*Mustela erminea*) zurück. Der Einfluss der einzelnen Prädatoren auf das Überleben von Kiebitz- und Uferschnepfenküken variierte zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren erheblich.

Weitere Kükenverluste wurden durch Schlechtwetterperioden verursacht. Hier zeigten sich Kiebitzküken deutlich empfindlicher als Uferschnepfenküken. Während letztere nur in früh ontogenetischen Stadien dem Schlechtwetter zum Opfer fielen, traten witterungsbedingte Verluste bei Kiebitzküken noch im Alter von mehr als 3 Wochen auf. Allerdings waren auch bei ihnen die witterungsbedingten Verluste unmittelbar nach dem Schlupf am größten.

Landwirtschaftlich bedingte Kükenverluste traten in allen Untersuchungsjahren deutlich hinter den Prädationsverlusten zurück. Bedingt durch unterschiedliche Habitatansprüche unterschieden sich die landwirtschaftlich bedingten Verlustursachen bei Kiebitz- und Uferschnepfenküken. Da Kiebitzküken vornehmlich kurzwüchsige Grünlandflächen zur Nahrungssuche nutzen (vgl. Kapitel 3) – meist handelt es sich um frisch gemähte oder beweidete Flächen – sind sie vor allem durch Viehtritt gefährdet. Uferschnepfenküken dagegen suchen langwüchsige Grünländer auf, um hier Arthropoden von der Vegetation. Sie laufen hier Gefahr ausgemäht zu werden. Weitere landwirtschaftliche bedingte Kükenverluste

resultieren aus steilwandigen Entwässerungsgräben, die von den Landwirten selbst angelegt werden. Geschieht dies unmittelbar vor Beginn der Brutzeit und führen diese Gräben zudem noch wenig Wasser, so fungieren diese Gräben als tödliche Kükenfallen. In alljährlich stattfindenden Gesprächen mit den bewirtschafteten Landwirten konnten die landwirtschaftlich bedingten Kükenverluste im Laufe des Forschungsprojektes deutlich minimiert werden. Durch die Verlegung der Graben-Unterhaltungsarbeiten in den Spätherbst sowie die Schaffung flacherer Uferprofile gingen diesbezügliche Kükenverluste erheblich zurück. Verluste von Uferschnepfenküken durch Ausmahd lassen sich ebenfalls verhindern, wenn während der ersten Mahd sogenannte Fluchtstreifen (3 – 5 m breit) entlang der Flurstücksgrenzen und Entwässerungsgräben belassen werden. In diese können sich die Uferschnepfenküken zurückziehen. Allerdings verlangt dieses Vorgehen auch eine angepasste Mahd von innen nach außen bzw. ein bahnenweises Mähen der Flächen von links nach rechts. Auf diese Weise werden die Uferschnepfenküken beim Mähen nicht eingekreist, sondern gelangen auf ihrer Flucht in die verbleibenden, hochwüchsigen Grasstreifen. Diese Grasstreifen können beim zweiten Schnitt ebenfalls gemäht werden. Eine Reduzierung der durch Viehtritt verursachten Kükenverluste lässt sich letztlich nur durch Anpassung der Weideviehdichte erreichen, wobei hier auch das Beweidungssystem (hier: Alter und Art der Weidetiere) Berücksichtigung finden muss. Der Reproduktionserfolg des Kiebitzes in der Stollhammer Wisch lag in 3 der 4 Untersuchungsjahre (knapp) oberhalb des für stabile Populationen benötigten Wertes von 0,8 flüggen Küken pro Brutpaar. Lediglich in 2001 war der Bruterfolg bei weitem nicht ausreichend. Ähnliches gilt auch für die Uferschnepfe. Hier wurde lediglich in 2002 kein ausreichender Reproduktionserfolg erzielt. Eine Korrelation des Bruterfolges beider Arten mit Wühlmausfängen aus der ca. 100 km entfernt liegenden Hase-Niederung bei Meppen lässt vermuten, dass der Reproduktionserfolg von Wiesenvögeln möglicherweise an die Wühlmausdichte gekoppelt ist: In Jahren mit geringen Wühlmausdichten wechseln die im Grünland beheimateten Prädatoren möglicherweise zu Eiern und Küken von Wiesenvögeln über. Ob diese Hypothese tatsächlich zutrifft, müssen zukünftige Untersuchungen zeigen.

Der zweite Teil der Studie beschäftigt sich mit der Habitatwahl adulter Kiebitze und Uferschnepfen sowie ihrer Küken in der Stollhammer Wisch. Da in vielen mitteleuropäischen Ländern zwischenzeitlich Agrar-Umweltprogramme eingerichtet wurden, um die sinkenden Wiesenvogelbestände zu stützen, sind Untersuchungen zu Lebensraumansprüchen dieser Arten besonders gefordert. Ihre Ergebnisse können zur Lebensraumoptimierung über entsprechend angepasste Agrar-Umweltprogramme beitragen.

Die Untersuchung war so konzipiert, dass unbesiedelte bzw. nicht genutzte Zufallspunkte mit Nist- bzw. Aufzuchthabitaten verglichen wurden. Die Zufallspunkte wurden bereits vor Beginn der Brutsaison festgelegt. In Bezug auf die Nistplatzwahl wurde der Einfluss der folgenden Variablen näher untersucht: Vegetationshöhe, Bodenwassergehalt, Distanz zum nächsten brütenden Artgenossen, Distanz zum nächsten besetzten Greif- oder Rabenvogelnest, Distanz zum nächsten Wasser führenden Graben, Distanz zum nächsten Feldgehölz, Biomasse an epigäischer Arthropodenfauna und Biomasse an Boden-Makroinvertebraten. Für die Wahl der Aufzuchthabitate sind mit Ausnahme der Variablen „Distanz zum nächsten brütenden Artgenossen“ die gleichen Parameter untersucht worden. Bedingt durch das umfangreiche Untersuchungsprogramm konnten nicht alle Parameter in allen Jahren (2002 – 2004) untersucht werden. Darüber hinaus variierte die Zahl der Zufalls- und Gelege- bzw. Kükenpunkte zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren.

Die mittels binärer logistischer Regression durchgeführte Analyse zur Nistplatzwahl zeigte zunächst für beide Arten einen hoch signifikanten Einfluss der Variablen „Distanz zum nächsten brütenden Artgenossen“. Danach suchen Kiebitze und Uferschnepfen für die Nistplatzwahl bevorzugt die Nähe von Nachbarn. Da dieser Faktor bereits mehr als 80 bzw. 90 % des Datensatzes richtig klassifiziert, lassen sich für andere Faktoren keine signifikanten Einflüsse mehr nachweisen. Aus diesem Grund wurde eine zweite Regressionsanalyse ohne den Faktor „Artgenosse“ durchgeführt. Sie zeigte, dass sich die Standorte der Kiebitz-Erstgelege durch eine große Entfernung zu Feldgehölzen auszeichneten. Gleiches galt auch die Uferschnepfengelege in 2004, nicht aber für die Kiebitz-Nachgelege. Eine Meidung besetzter Raben- oder Greifvogelhorste war für keine der beiden untersuchten Limikolenarten nachweisbar. Ein solches Verhalten bietet sich vor allem dann an, wenn Brutvogelarten gegenüber ihren Prädatoren später zur Fortpflanzung schreiten. Diese Situation trifft allerdings auf Kiebitz und Uferschnepfe nicht zu. Beide Arten beginnen entweder zeitgleich oder sogar früher mit der Brut als Raben- und Greifvögel. Vor diesem Hintergrund erscheint die Einhaltung eines möglichst großen Nistabstandes zu Hecken und Feldgehölzen eine sinnvolle Adaptation zur Minimierung des Prädationsrisikos.

Die Vegetationshöhe spielte in Bezug auf die Nistplatzwahl weder für die Erstgelege des Kiebitzes noch die Uferschnepfengelege eine Rolle: Die gemessenen Vegetationshöhen an den Niststandorten unterschieden sich nicht signifikant von den Vegetationshöhen an den unbesiedelten Zufallspunkten. Da Uferschnepfen allerdings etwas später mit der Brut beginnen als Kiebitze, weisen ihre Niststandorte zum Zeitpunkt der Eiablage eine höhere

Vegetation auf. Dass kurzwüchsige Grünlandflächen für die Nistplatzwahl des Kiebitzes in der Tat von Bedeutung sind, zeigte sich bei Betrachtung der Nachgelege. Sie wurden ausschließlich auf kurzwüchsigen, frisch gemähten Flächen gefunden. Da solch frisch gemähte Flächen vielfach unmittelbar an Feldgehölze angrenzten, kann vermutet werden, dass die Kurzwüchsigkeit dieser Grünlandflächen für die Nistplatzwahl der Zweitgelege eine höhere Rolle spielte als die Nähe der Feldgehölze.

Sowohl die Erst- als auch die Zweitgelege der Kiebitze in der Stollhammer Wisch wurden bevorzugt in unmittelbarer Nähe von Gräben und Grüppen gefunden. Ob hier ein kausaler Zusammenhang besteht, muss allerdings offen bleiben. Bedingt durch abgelagertes Bodenmaterial aus den Gräben besitzt der Untergrund in Grabennähe meist eine deutlich andere Färbung als das angrenzende Grünland. Für Uferschnepfen-Niststandorte ließ sich keine solche Präferenz für Graben- und Grüppennähe nachweisen. Ebenfalls ohne nachweisbaren Einfluss auf die Nistplatzwahl von Kiebitz und Uferschnepfe waren der Bodenwassergehalt resp. die damit in Zusammenhang stehende Bodenpenetrabilität. Auch das Nahrungsangebot hatte keinen signifikanten Einfluss auf die Nistplatzwahl beider Vogelarten. Dies galt sowohl für die Boden-Makroinvertebraten wie Regenwürmer und Tipula-Larven als auch für die epigäisch lebende Arthropodenfauna. Bei der Interpretation letztgenannter Befunde muss berücksichtigt werden, dass beide Limikolenarten hochmobil sind und somit benachbarte, nahrungsreichere Standorte leicht aufzusuchen vermögen. . Kiebitz- und Uferschnepfenküken legten häufig bereits am ersten Lebenstag weite Distanzen zurück. Dies zeigt, dass Nist- und Aufzuchthabitate nicht unbedingt identisch sein müssen. Die gewählten Kükenhabitate unterschieden sich zwischen beiden Arten z. T. deutlich. Die von Kiebitzküken aufgesuchten Flächen bestachen in allen Untersuchungsjahren durch eine kurzwüchsige Vegetation. Eine solche Bevorzugung kurzwüchsiger Flächen war bei Uferschnepfenküken nicht feststellbar. Möglicherweise steht die unterschiedliche Habitatwahl beider Arten in Zusammenhang mit der Morphologie der Küken. Die kurzbeinigen, gedrungenen Kiebitzküken dürften in hochwüchsigen Grünlandflächen Lokomotionsprobleme haben. Uferschnepfenküken mit ihren langen Beinen und ihrem schmalen Körperbau sollten sich dagegen leicht in solchen Grünländern bewegen können. Kiebitzküken suchten ferner in einem der beiden Untersuchungsjahre gezielt in der Nähe von Gräben und Grüppen nach Nahrung. Dabei nutzten sie häufig auch die ausgetrockneten Gräben selbst. Welche Faktoren für diese Habitatwahl direkt oder indirekt verantwortlich waren, muss offen bleiben. Fest steht aber, dass die Küken gerade in den niederschlagsarmen Perioden verstärkt in den Grüppen anzutreffen waren. Eine Meidung von Feldgehölzen durch Kiebitzküken ließ sich ebenfalls

nur in einem Untersuchungsjahr (2003) nachweisen. Besetzte Raben- oder Greifvogelnester wurden dagegen nicht gemieden. Im Gegenteil, in einem Untersuchungsjahr (2004) lagen die Aufzuchthabitate sogar signifikant näher an solchen Horsten als die Kontrollpunkte. Für die Habitatwahl der Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch spielten Eigenschaften der Landschaft und des Bodens mit einer Ausnahme keine nachweisbare Rolle. Diese Ausnahme betraf den Bodenwassergehalt. Er war in den Kükenhabitaten signifikant höher als an den ungenutzten Kontrollpunkten.

Eine Meidung besetzter Raben- oder Greifvogelhorste durch Uferschnepfenküken ließ sich ebenfalls nicht nachweisen. Dieses Ergebnis entspricht den Befunden an Kiebitzküken.

Hinsichtlich des Nahrungsangebotes an Boden-Makroinvertebraten und epigäisch lebenden Arthropoden unterschieden sich die von Kiebitz- und Uferschnepfenküken zur Nahrungssuche aufgesuchten Positionen nur geringfügig von den Kontrollpunkten. Möglicherweise ist das Nahrungsangebot in der Stollhammer Wisch für beide Arten und ihre Küken kein limitierender Faktor. Dafür spricht auch der Befund, dass außer nach lang andauernden Schlechtwetterperioden keine verhungerten Limikolenküken gefunden wurden.

Die durchgeführten Habitatanalysen machen deutlich, dass die Lebensraumsprüche von Kiebitz und Uferschnepfe zwar Übereinstimmungen aufweisen, aber eben nicht identisch sind. Beide Arten bevorzugen offene Grünlandgebiete als Bruthabitate, wobei vorzugsweise in lockeren Kolonien gebrütet wird. Die Neststandorte der Kiebitze finden sich besonders in der Nähe von Grüppen und Gräben und weisen zudem eine signifikant kürzere Vegetationshöhe auf als diejenigen der Uferschnepfe. Auch die Kükenhabitate beider Arten sind unterschiedlich. Während Kiebitzküken eine kurzwüchsige Grünlandvegetation benötigen, sind Uferschnepfenküken eher in hochwüchsigen Grünländern zu finden. Sollen beide Arten in einem Wiesenvogelgebiet auftreten, so muss diesen unterschiedlichen Habitatansprüchen Rechnung getragen werden. Dies kann nur bei ausreichend großen Schutzgebieten erfolgreich umgesetzt werden. In kleineren Grünlandgebieten muss aus populationsbiologischer Sicht ggf. eine Entscheidung zugunsten einzelner Zielarten erfolgen.

1 Schlupferfolg und Kükenmortalität von Kiebitzen (*Vanellus vanellus*) auf unterschiedlich gemanagten Grünlandflächen in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen)

1.1 Einleitung

Seit mehreren Jahrzehnten werden in Europa sinkende Bestände bei Wiesenvögeln beobachtet. Hiervon ist auch einer der populärsten Vertreter dieser Brutvogelgilde betroffen, der Kiebitz. Die Rückgänge machen inzwischen auch vor den Kerngebieten seiner mitteleuropäischen Verbreitung nicht mehr halt (Teunissen 2004, Melter 2004a, Seitz 2001, Nehls et al. 2001, Wilson et al. 2001, Schifferli 2001, Robertson & Berg 1992). Selbst die Einführung von wiesenvogelspezifischen Bewirtschaftungsauflagen (Vertragsnaturschutz) führte wider Erwarten nicht zu einer Besserung der Situation (Berendse et al. 2004 a, b, Kleijn et al. 2001). Die Gründe für den Populationsrückgang werden zurzeit erforscht. Anhand von Ringfundanalysen zeigt sich, dass der Rückgang nicht auf eine Erhöhung der Adult- und Juvenilsterblichkeit zurückgeht (Onnen & Zang 1995, Peach et al. 1994, Bak & Etrrup 1982, Kraak et al. 1940). Es gibt jedoch verstärkte Anzeichen für eine Änderung in der Reproduktivität: Mehrere Studien zeigen, dass der Reproduktionserfolg, gemessen in „flüggen Küken pro Brutpaar“, derzeit in vielen Gebieten nicht ausreichend ist (Blühdorn 2004, Köster et al. 2001, Wübbenhorst et al. 2000, Peach et al. 1994).

Der Reproduktionserfolg wird im Wesentlichen von den Faktoren Gelegegröße, Schlupferfolg und Kükenmortalität bestimmt. Die Ursachen für den unzureichenden Reproduktionserfolg sind deshalb vermutlich in Veränderungen in einem oder mehreren dieser Faktoren zu suchen. Für eine Abnahme der Gelegegröße (Eier pro Nest) innerhalb der letzten Jahrzehnte liegen aus der Literatur keine Hinweise vor. Im Gegenteil, in Großbritannien wurde sogar ein signifikanter Anstieg der mittleren Gelegegröße von 1962 bis 1999 festgestellt (Chamberlain & Crick 2003).

Langzeitstudien über Änderungen in der Schlupfrate und der Kükenmortalität des Kiebitzes sind rar. Beide demographische Parameter werden von einer Vielzahl Faktoren beeinflusst. Die wichtigsten Einflussgrößen sind sicherlich die landwirtschaftliche Bewirtschaftung, die Prädation und die Witterung. Zwar gibt es zeitliche und räumliche Unterschiede im Einfluss dieser Faktoren, jedoch scheinen die landwirtschaftlichen Einflüsse vor allem in konventionell bewirtschafteten Wiesenvogelgebieten eine wichtige Rolle sowohl für das

Überleben der Gelege als auch der Küken zu spielen. So berichten diverse Studien von hohen Gelege- und Kükenverlusten durch landwirtschaftliche Maschinen und Weidevieh, welche bewirken, dass kein ausreichender Reproduktionserfolg erzielt wird (Melter 2004b, Berg et al. 1992, 2002, Wübbenhorst et al 2000, Onnen 1989, Beintema & Müskens 1987). Nach Melter & Südbeck (2004) trifft diese Situation sogar auf Vertragsnaturschutzgebiete wie die Stollhammer Wisch zu. Neben landwirtschaftlich bedingten Verlusten nennen viele Autoren die Prädation von Gelegen und Küken als ein gravierendes Problem des Wiesenvogelschutzes. So wurde in Großbritannien durch Monitoring von Kiebitzgelegen nachgewiesen, dass Prädation aktuell die häufigste Ursache von Gelegeverlusten ist. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen verschiedene Untersuchungen in Wiesenvogelgebieten Norddeutschlands und den Niederlanden (Chamberlain & Crick 2003, Brandsma 2001, 2004, Köster et al 2001, Köster & Bruns 2004). Gelegeüberwachungen mittels Thermologger und Videokamera haben darüber hinaus gezeigt, dass vor allem nachtaktive Raubsäuger an den Gelegeverlusten beteiligt waren (Bellebaum 2001, Eikhorst & Bellebaum 2004, Blühdorn 2004). Hinsichtlich der Kükenmortalität und ihrer Verursachung liegen bislang nur wenige, möglicherweise nicht repräsentative Ergebnisse vor (Schoppenhorst 2004, Junker et al. 2004).

Die vorliegende Studie untersuchte über einen Zeitraum von 4 Jahren, 2001 – 2004, die Ursachen von Gelegeverlusten und Kükenmortalität an Kiebitzen in der Stollhammer Wisch. Dort werden die Grünlandflächen in definierten Varianten bewirtschaftet. Damit ergab sich die Möglichkeit, zeitliche und bewirtschaftungsbedingte Unterschiede in der Schlupfrate und der Kükenmortalität zu vergleichen. Auf diese Weise lässt sich auch die Signifikanz der Verluste in der Populationsdynamik dieser Vogelart beurteilen.

Im Einzelnen wurden folgende Fragestellungen untersucht:

1. Was sind die Ursachen für Gelegeverluste und Kükenmortalität in den verschiedenen Grünlandflächen und unterschieden sie sich zwischen den Jahren?
2. Ist der Bruterfolg in den verschiedenen Grünlandflächen ausreichend, um die Population stabil zu halten?
3. Haben Kiebitze auf Flächen mit Bewirtschaftungsverträgen höhere Schlupf- und Kükenüberlebensraten als auf konventionell bewirtschafteten Flächen, wo etwa die Gelege nur durch Markierungen geschützt werden?
4. Wie können Vertragsnaturschutz-Maßnahmen verbessert werden, um den Bruterfolg des Kiebitzes zu erhöhen?

1.2 Material und Methode

1.2.1 Untersuchungsgebiete

Die Studie wurde von 2001 bis 2004 in der Stollhammer Wisch durchgeführt. Die Stollhammer Wisch ist ein ca. 2.700 ha großes, küstennahes Feuchtgrünlandgebiet auf Kleiböden im nördlichen Niedersachsen (N53°31' E08°24'). Charakteristisch ist eine offene Landschaft mit einzelnen, von Bäumen umgebenen Hofstellen. Die Entwässerung erfolgt über ein aufwendiges Grabensystem von verschiedenen Größen und Tiefen. Die einzelnen Parzellen sind in regelmäßigen Abständen von Gruppen (kleine Entwässerungsgräben von ca. 30-50 cm Tiefe und 20-30 cm Breite) durchzogen. Diese Gruppen werden von den Landwirten selbst angelegt und in ca. dreijährigen Intervallen erneuert. Das Grabensystem wird fünfmal im Jahr auch zur Bewässerung genutzt. Der Großteil der hier vorherrschenden Landwirtschaft ist Milchviehhaltung, vereinzelt kommt auch Bullen- und Rindermast sowie Schaf- und Pferdehaltung vor. Die Hauptnutzung der Flächen erfolgt somit durch Beweidung und Mahd. Aufgrund der großen Bedeutung der Stollhammer Wisch als Wiesenvogelbrutgebiet begann das Land Niedersachsen ab 1993 auf freiwilliger Basis (im Rahmen des Niedersächsischen Feuchtgrünlandprogrammes) Bewirtschaftungsverträge mit den Landwirten abzuschließen. Diese Verträge sehen eine finanzielle Entschädigung für Landwirte vor, die durch Maßnahmen zur Steigerung der Attraktivität der Flächen für Wiesenvögel Einbußen in ihrem Erwerb erleiden. Derzeit werden mittels solcher Verträge ca. 800 ha Grünland in unterschiedlichen Varianten bewirtschaftet.

Die vorliegende Untersuchung behandelt 4 unterschiedlich bewirtschaftete Grünlandgebiete; sie konnte aber nur in 3 Gebieten über den vollen Zeitraum (2001 – 2004) durchgeführt werden. Ursächlich für das Ausscheiden eines der Gebiete war das vollständige Erlöschen der dortigen Kiebitzpopulation. Nachfolgend sollen die vier Untersuchungsgebiete kurz charakterisiert werden:

a) Großer Schmeerpott (GSP): konventionell bewirtschaftet mit Gelegeschutz

Das Untersuchungsgebiet GSP besteht aus 46 ha konventionell bewirtschaftetem Grünland. Die Beweidung wird hier mit Milchvieh, Mastbullen und Jährlingen in hohen Dichten praktiziert. Die erste Mahd der Wiesenflächen erfolgt wetterabhängig innerhalb der ersten 3 Maiwochen. Eine regelmäßige, jährliche Düngung aller Grünlandflächen mittels Gülle und Kunstdünger gehört im Untersuchungsgebiet GSP zur ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen

Nutzung. Die Düngergaben erfolgen entweder im Anschluss an die erste Mahd und/oder zusätzlich im Winter bzw. zeitigen Frühjahr. Das Aufreinigen und Loten der Gräben und Gruppen wird von den Landwirten selbst durchgeführt. Es findet im Herbst oder zeitigen Frühjahr statt. Im Untersuchungsgebiet GSP sind nach Möglichkeit alle Wiesenvogelgelege mittels Bambusstöcken markiert worden, um sie so bei maschineller Bearbeitung aussparen zu können.

b) Flagbalger Sieltief (FBS), überwiegend Vertragsnaturschutz

Das Grünlandgebiet FBS ist 45 ha groß und wird hauptsächlich mittels Bewirtschaftungsverträgen (Vertragstyp 01 und 02, siehe Anlage) gemanagt. Die vertraglichen Regelungen schreiben vor, dass flächendeckende Frühjahrsarbeiten wie Schleppen und Walzen bis zum 15. März abgeschlossen sein müssen. Zudem sehen sie eine Reduzierung der Weideviehdichte auf 2 Großvieheinheiten pro Hektar (GVE/ha) bis zum 15. Juni vor. Die Beweidung erfolgt ausschließlich mittels Milchvieh. Die Bewirtschaftungseinschränkungen erlauben zudem eine erste Mahd frühestens nach dem 15. Mai. Dabei muss entweder von innen nach außen oder alternativ bahnenweise gemäht werden. Keine Einschränkungen gibt es hinsichtlich der Düngung und des Wassermanagement, die somit in gleicher Weise erfolgen wie in GSP.

c) Zwickweg Süd (ZWS), Vertragsnaturschutz mit Wiedervernässung

Dieses Untersuchungsgebiet (25 ha) unterscheidet sich von den vorgenannten sowohl in der Größe als auch in den sehr umfangreichen Bewirtschaftungsaufgaben (Vertragstyp 05 und 19, siehe Anlage). Insbesondere ist eine Mahd erst nach dem 15. Juni erlaubt. Sie hat, ähnlich wie in FBS, bahnenweise oder aber von innen nach außen zu erfolgen. Obwohl eine Düngung außerhalb der Brutzeit (15.03. bis 15.06) möglich ist, verzichten die Landwirte entweder ganz auf sie oder aber düngen nur mäßig in unregelmäßigen Abständen (nicht jährlich). Im Gegensatz zu FBS, wo eine ausschließliche Milchviehbeweidung stattfindet, wird die Beweidung in ZWS hauptsächlich mit Pferden durchgeführt. Im Gegensatz zu allen anderen Gebieten erfolgt in ZWS eine partielle Überflutung der Grünlandflächen durch Rückstau von Niederschlagswasser im Winter. Auch in der anschließenden Brutzeit wird der Wasserspiegel hoch, d.h. 20-30 cm unter Flur, gehalten. Eine weitere Absenkung erfolgt erst ab dem 01.06. eines jeden Jahres.

d) Kontrollfläche Kirchweg (KKW), konventionell bewirtschaftet ohne Gelegeschutz

Das 18 ha große Untersuchungsgebiet Kirchweg befindet sich nördlich des Butjadinger Be- und Entwässerungskanals. Es wurde in 2002 zum ersten Mal als Kontrolle in die Untersuchung einbezogen. Zu diesem Zeitpunkt handelte es sich um ein ausschließlich konventionell bewirtschaftetes Grünlandgebiet. Inzwischen sind allerdings ca. 35 % der Flächen mit Verträgen der Varianten 01 und 02 versehen (siehe Anhang). Die Bewirtschaftung des Gebietes erfolgte seinerzeit durch eine intensive Schafbeweidung (ca. 30 Tiere/ha) im westlichen Teil bzw. durch Mahd im übrigen Teil.

Um als Kontrollgebiet zu fungieren, wurden aufgefundene Gelege nicht wie sonst üblich mit Bambusstöcken markiert, sondern lediglich mittels GPS eingemessen (s. u.).

1.2.2 Gelegekontrollen und Schlupferfolg

In allen Untersuchungsgebieten wurden die Flächen im Zeitraum Mitte März bis Mitte Juni per Fernglas (Optolyth Alpin NG 10x40) und Spektiv (Optolyth TBS 80, 30fache Vergrößerung) nach brütenden bzw. zu den Gelegen zurückkehrenden Kiebitzen abgesucht. Jedes lokalisierte Gelege wurde durch 2 Bambusstöcke im Abstand von jeweils 3m zum Nest markiert. In beweideten Flächen erfolgte keine Markierung, da Pferde und Rinder großes Interesse an den Stöcken zeigen und dabei die Umgebung zertreten. Neben dieser optischen Markierung wurden die Gelegepositionen mittels GPS (Garmin GPS 12) eingemessen. Wurden Gelege unvollständig gefunden, so konnte unter der Annahme, dass das Legeintervall einen Tag beträgt, das Datum der ersten Eiablage errechnet werden. Der voraussichtliche Schlupftermin liegt 26-29 Tage nach der Beendigung der Legephase (siehe Kooiker & Buckow 1997, Harrison & Castell 2004). Die Gelege wurden sowohl aus der Entfernung (> 100m) als auch durch Besuche im drei- bis viertägigen Intervallen kontrolliert. Die Intervalle wurden kurz vor dem errechneten Schlupftermin verkürzt. Diverse Studien zeigen, dass es keine Hinweise auf ein erhöhtes Prädationsrisiko durch solche Gelegebesuche gibt (Bart 1977, Galbraith 1987, Berg 1992, Fletcher et al. 2005). Gelege wurden als erfolgreich gewertet, wenn entweder geschlüpfte Küken angetroffen wurden oder aber kleine Eischalenfragmente in der leeren Nestmulde vorgefunden wurden. Gelegeverluste durch Viehtritt oder landwirtschaftliche Maschinen konnten im Gegensatz zu Prädationsverlusten leicht erkannt werden. Die Identifizierung von Prädationsereignissen erfolgte durch leere Nistmulden (ohne kleine Eischalenfragmente) oder Reste von Dotter bzw. spezifische Eischalenfragmente, die für bestimmte Prädatoren typisch sind (zum Vergleich siehe

Bellebaum & Boschert 2003). Zur Identifizierung der Prädatoren wurden Thermologger (Esys GmbH, Berlin, Genauigkeit: 0,5°C) eingesetzt, wodurch der Prädationszeitpunkt ermittelt werden konnte. Insgesamt wurden in drei Jahren 67 Gelege mit Thermloggern ausgestattet (2002: 10 Gelege, 2003: 24 Gelege, 2004: 33 Gelege). Desweiteren wurden 23 Kiebitznester mittels Infrarot-Videokameras überwacht (siehe Kapitel 5).

Der Schlupferfolg wurde getrennt für die einzelnen Gebiete und Jahre analysiert. Dazu wurde der Schlupferfolg nach Ermittlung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege und deren Standardabweichung (siehe Mayfield 1961, 1975 und Hensler & Nichols 1981) berechnet.

1.2.3 Kükenidentifizierung und Kükenüberlebensrate

Die Lokalisierung und Identifizierung der Küken erfolgte mittels terrestrischer Radiotelemetrie. Hierzu wurden 0,7 g schwere Mini-Sender (PIP3-tags, Biotrack, U.K.) mit einer 15 cm Peitschenantenne aus Federstahl eingesetzt. Die Sender wurden kurz nach dem Schlüpfen auf den Rücken der Tiere mittels hautfreundlichem Klebstoff (Skinbond, Smith & Nephews, U.K.) befestigt. Da die Sender eine Batterieleistung von ca. 30 Tagen haben, erhielten alle Küken ab einem Alter von 14 Tagen zusätzlich einen Metallring der Vogelwarte Helgoland sowie eine individuelle Farbringkombination der Wader Study Group (Norfolk, U.K.). Dadurch war es möglich, auch über die Lebensdauer der Sender hinaus Aussagen über das Schicksal der Küken zu machen. Wegen des Wachstums der Küken war es notwendig, die besenderten Individuen in Intervallen von 3-5 Tagen einzufangen, um die Sender nachzukleben. Die Reichweite der Sender hing von mehreren Faktoren ab, wie etwa der Höhe, Dichte und Feuchtigkeit der Vegetation und dem Verhalten des Kükens. Sender von nahrungssuchenden Küken hatten eine Reichweite von 300-500 m, die erheblich absank auf 50-100 m, wenn sich die Küken in Gräben und Bodensenken drückten.

In der vorliegenden Studie wurden die Schicksale von insgesamt 243 Kiebitzküken, mit einem Minimum von 26 Küken in 2001 und einem Maximum von 87 in 2004 untersucht. Da selbst junge Kiebitzküken an einem Tag mehr als 400 m zurücklegen können (Johansson & Blomqvist 1996), erfolgte die Bestimmung der Positionen der besenderten Individuen in der Regel täglich bis zum Flüggewerden oder Ableben. Hinsichtlich der Ursache des Ablebens wurden sowohl die tot aufgefundenen Küken als auch ihre Fundorte sorgfältig untersucht. Dies beinhaltete insbesondere die Autopsie der Küken und die Suche nach Hinweisen auf mögliche Prädatoren bzw. landwirtschaftliche Einflüsse.

Die Kükenüberlebensrate wurde aus den täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der telemetrierten Küken berechnet. Da sich die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit mit dem Alter der Vögel ändert (siehe Beintema et al. 1995), wurden separate Berechnungen für folgende Altersklassen durchgeführt: Altersklasse 1 (AK1): 0-4 Tage, Altersklasse 2 (AK2): 5-9 Tage, Altersklasse 3: (AK3) 10-14 Tage, Altersklasse 4 (AK4): 15-19 Tage und Altersklasse 5 (AK5): ≥ 20 Tage. Auf gleiche Weise wurden altersspezifisch a) das tägliche Prädationsrisiko, b) das Risiko von landwirtschaftlichen Aktivitäten getötet zu werden und c) das Risiko durch Witterungseinflüsse umzukommen, berechnet. Küken, deren Schicksal aufgrund von Senderverlust unklar blieb, wurden in der Analyse nur in den Altersklassen berücksichtigt, die sie nachweislich vollständig lebend durchlaufen hatten. Die Überlebensrate besendeter Küken wurde unter der Annahme, dass im Alter von 35 Tagen Flugfähigkeit erreicht wird (siehe Beintema et al. 1995, Harrison & Castell 2004), wie folgt berechnet:

$$F = U_1^a \cdot U_2^b \cdot \dots \cdot U_n^n$$

mit

F = Kükenüberlebensrate über den Zeitraum von 35 Tage

$U_{1\dots n}$ = tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit in den verschiedenen Altersklassen

a...n = Dauer der Altersklassen in Tagen

1.2.4 Reproduktionserfolg

Die alleinigen Ergebnisse der Radiotelemetrie bilden keine gute Grundlage für eine Abschätzung der Reproduktionsrate des Kiebitzes in der Stollhammer Wisch, da nur ein Bruchteil aller geschlüpften Küken besendert werden kann. Deshalb ist der Reproduktionserfolg anhand einer modifizierten Formel, die ursprünglich von Schekkerman & Müskens (2001) entwickelt wurde, berechnet worden. Diese Formel berücksichtigt die Kükenüberlebensrate auf der Grundlage der geschlüpften Küken der Gesamtpopulation. Letztere kann aus den Gelegedaten in Kombination mit einer Abschätzung der Wahrscheinlichkeit von Ersatzgelegen berechnet werden. Zusammenfassend wurde der Reproduktionserfolg anhand folgender Formel berechnet:

$$R = F \cdot C \cdot H \cdot [1+N_1 \cdot (1-H)] \cdot [1+N_2 \cdot (1-H)] \dots [1+N_n \cdot (1-H)]$$

mit

R = Reproduktionserfolg (flügge Küken pro Brutpaar)

F = Kükenüberlebensrate über den Zeitraum von 35 Tage (zur Berechnung siehe 1.2.3)

C = Anzahl Küken pro erfolgreichem Gelege

H = Schlupferfolg nach Mayfield (1961, 1975)

$N_{1\dots n}$ = Chance auf Ersatzgelege

1.2.5 Statistik

Unterschiede im Schlupferfolg und der Überlebensrate von Küken zwischen den Untersuchungsflächen und Jahren wurden mittels „Mayfield logistic regression“ analysiert. Diese Methode stellt eine Erweiterung der klassischen Mayfield-Methode dar, die die Aufnahme von erklärenden Variablen gestattet. Durch einen solchen Ansatz ist die „Mayfield logistic regression“ optimal, wenn Gelege und Küken zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Brutsaison gefunden werden und erklärende Variablen, die das Überleben beider (Gelege und Küken) beeinflussen, untersucht werden sollen (siehe Aebischer 1999, Hazler 2004).

1.3 Ergebnisse

Die Untersuchungen zum Schlupferfolg wurden von 2001 bis 2004 in den Gebieten GSP, FBS und ZWS durchgeführt. Im Gebiet KKW wurde erst im Jahr 2002 mit den Untersuchungen begonnen. Zu diesem Zeitpunkt wurden dort 5 Revierpaare Kiebitz festgestellt, wobei allerdings keine Gelege gefunden und eingemessen werden konnten. Da das Kontrollgebiet bereits frühzeitig intensiv mit Schafen beweidet wurde, nehmen wir an, dass alle vorhandenen Kiebitz- und Uferschnepfengelege bereits in einem frühen Stadium durch Viehtritt verloren gegangen sind. Im Folgejahr 2003 wurden in dem intensiv mit Schafen beweideten Kontrollgebiet noch 2 Kiebitzpaare festgestellt, jedoch trotz verstärkter Suche erneut ohne Gelegenachweise. Auch hier nehmen wir an, dass auftretende Gelege bereits frühzeitig durch Viehtritt zerstört worden sind. Im Jahr 2004 schließlich traten in KKW weder Kiebitz- noch Uferschnepfenpaare zur Brutzeit auf. Offensichtlich hat hier der Totalverlust der Gelege in letzter Konsequenz auch zum Erlöschen des gesamten Brutvorkommens geführt. Die folgenden Ergebnisse beziehen sich somit auf die verbliebenen Gebiete GSP, FBS und ZWS.

1.3.1 Schlupferfolg

Die Summe der gefundenen Gelege im gesamten Untersuchungsgebiet war im Zeitraum 2001 bis 2004 stabil (One-way-ANOVA: $F = 0,106$; $df = 3$; $p = 0,954$). In den einzelnen, unterschiedlich bewirtschafteten Teilgebieten, insbesondere FBS und ZWS, konnten jedoch bemerkenswerte Unterschiede in den Gelegeanzahlen gefunden werden. Während die Anzahl der Gelege im wiedervernässten Vertragsnaturschutzgebiet ZWS von 9 in 2001 auf 29 in 2004 anstieg, konnte im Vertragsnaturschutzgebiet FBS ein stetiger Rückgang von 16 auf 0 beobachtet werden (Tab. 1).

Trotz erheblicher Unterschiede in der Bewirtschaftung konnten wir keine signifikanten Differenzen im Schlupferfolg zwischen den Untersuchungsgebieten feststellen ($\chi^2 = 2,10$; $df = 2$; $p = 0,350$). Kiebitzgelege in konventionell bewirtschafteten Flächen mit Gelegeschutzmaßnahmen hatten somit den gleichen Schlupferfolg wie Gelege auf Grünlandflächen mit speziell angepasstem Bewirtschaftungsmanagement. Im Gegensatz dazu trat jedoch ein signifikanter Unterschied im Schlupferfolg zwischen den einzelnen Jahren auf ($\chi^2 = 36,41$; $df = 3$; $p < 0,001$). So lag insbesondere die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege in 2001 (siehe p-Werte in Tab. 1) signifikant niedriger als in den Folgejahren (pairwise-comparison: 2001 vs. 2002 – 2004: $t > 4,18$; $p < 0,001$; pairwise-comparison

zwischen den Jahren 2002 – 2004: $t < 0,92$; $p > 0,357$). Ein Interaktionseffekt für die beiden unabhängigen Variablen „Jahr“ und „Untersuchungsgebiet“ auf das Überleben von Kiebitzgelegen konnte nicht nachgewiesen werden ($\chi^2 = 1,37$; $df = 5$; $p = 0,928$).

a) Prädation

In Hinblick auf die Ursache von Gelegeverlusten war Prädation bei Weitem der wichtigste Faktor. Das tägliche Prädationsrisiko unterschied sich jedoch signifikant zwischen den einzelnen Jahren und Gebieten (Jahreseffekt: $\chi^2 = 26,9$; $df = 3$; $p < 0,001$; Gebietseffekt: $\chi^2 = 14,84$; $df = 2$; $p < 0,001$). Besonders in der Brutsaison 2001 waren prädationsbedingte Gelegeverluste außerordentlich hoch (siehe Tab. 1 und Tab. 2). Die tägliche Prädationswahrscheinlichkeit betrug in diesem Jahr 5,8 % über alle Untersuchungsgebiete hinweg. In den Folgejahren sank die Prädationsrate auf ein deutlich niedrigeres Niveau ab. Gleichzeitig stieg der Schlupferfolg signifikant an (siehe oben).

Mit Blick auf die Identifikation der Prädatoren fanden wir verstärkte Hinweise darauf, dass die meisten Gelege der Brutsaison 2001 von Rotfüchsen (*Vulpes vulpes*) ausgeraubt wurden. Während der gesamten Brutsaison wurden vermehrt Kadaver von gerissenen Enten und Hasen gefunden, für die nur der Rotfuchs in Frage kam. Nestkontrollen morgens und abends zeigten ferner, dass die meistens Gelege während der Dunkelheit verschwanden. Nachdem ein Fuchsbau in einem verlassen Gehöft lokalisiert wurde, zeigte sich, dass der Schlupferfolg proportional mit der Entfernung zu diesem Bau anstieg. Erfolgreiche Gelege hatten einen signifikant größeren Abstand zum Fuchsbau als ausgeraubte (Mann-Whitney-Test; $Z = -2,159$; $df = 48$; $p = 0,031$). So lastete auf den Kiebitzen im Teilgebiet FBS, welche am nächsten zum Fuchsbau siedelten, ein deutlich größeres Prädationsrisiko als auf Vögeln, die in ZWS oder GSP brüteten (pairwise-comparison: ZWS und GSP gegen FBS: $t = 3,62$; $p < 0,001$; ZWS gegen GSP: $t = 0,69$; $p = 0,493$).

Die Jagdstatistiken der letzten 30 Jahre weisen für unseren Untersuchungsraum einen signifikanten Anstieg der Fuchsabschüsse seit Beginn der 1990er Jahre auf. Während in den frühen 1980er Jahren jährlich zwischen 0 und 2 Füchsen im nördlichen Teil der Wesermarsch (14.200 ha Grünland) erlegt wurden, stieg ihre Zahl seit Beginn der 1990er Jahre auf durchschnittlich 30 bis 70 Tiere pro Jahr an (Abb. 1). Im Zeitraum 2002-2004 wurde die Fuchsbejagung besonders in und um unsere Untersuchungsgebiete herum intensiviert. Trotzdem konnte kein Absinken der Abschusszahlen beobachtet werden, was darauf schließen lässt, dass verstärkte Bejagung im Winter und Frühjahr keine langfristige Reduzierung des Fuchsbestandes nach sich zieht. Allerdings kann durch die Bejagung

offensichtlich ein Kurzzeit-Effekt erzielt werden. Ein solcher Effekt konnte während der Brutsaison 2002 dokumentiert werden. Nachdem aus einem Bau 11 Jungfüchse entnommen worden waren, reduzierten sich die Gelegeverluste für nahezu einen Monat auf Null (Abb. 2).

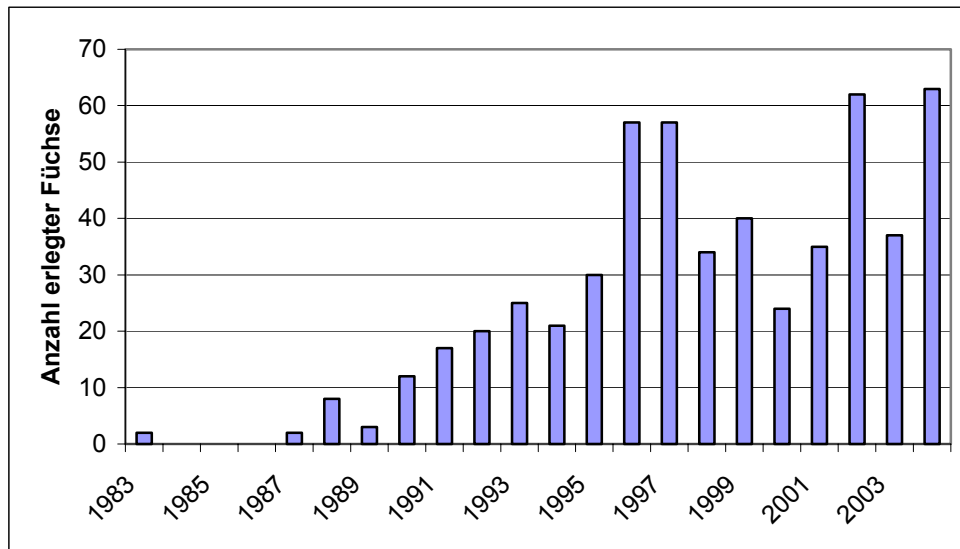


Abb. 1: Fuchsstrecke für die Stollhammer Wisch und angrenzende Wiesengebiete (ca. 14.200 ha). Auszug aus dem Jagdstreckenbericht Wesermarsch (H.-G. Conze-Wichmann, schriftl. Mitt.)

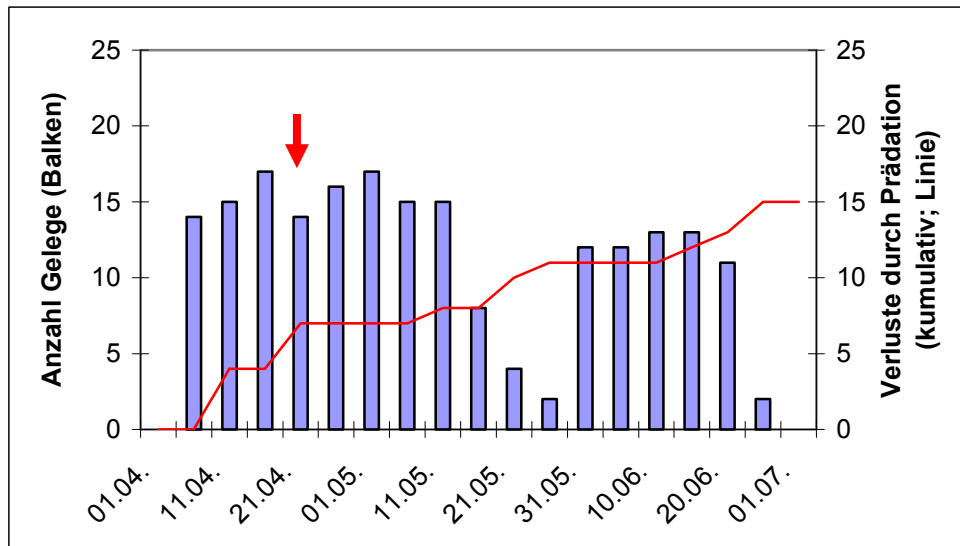


Abb. 2: Auftreten von Limikolengelegen in den verschiedenen Untersuchungsgebieten der Stollhammer Wisch sowie auftretende Gelegeverluste durch Prädation im Laufe der Brutsaison 2002. Der Pfeil zeigt den Zeitpunkt des Abschusses von 11 Jungfüchsen an.

Von 2002 bis 2004 wurden Thermologger zur Identifizierung des Prädationszeitpunktes eingesetzt. Zwar war die tägliche Prädationswahrscheinlichkeit in diesem Zeitraum insgesamt signifikant geringer als in der Brutsaison 2001 (s.o.) dennoch zeigte sich, dass von 5

ausgeraubten Gelegen 4 in der Nacht und nur eines am Tag prädiert worden war. Zur Überwachung der Gelege wurden von 2002 bis 2004 auch Infrarot-Videokameras eingesetzt. In diesem Zeitraum wurde jedoch keines der 23 videoüberwachten Kiebitzgelege ausgeraubt (siehe Kapitel 5).

Ähnlich wie Beintema & Müskens (1987) konnten wir feststellen, dass Prädatoren, nachdem sie ein Ei genommen haben, in der Regel wiederkehren, um auch die verbliebenen Eier zu holen.

b) Landwirtschaftliche Einflüsse

Gelegeverluste durch landwirtschaftliche Aktivitäten wurden ausschließlich durch Viehtritt verursacht. Allgemein betrachtet traten die landwirtschaftlich bedingten Verluste deutlich hinter den Prädationsverlusten zurück (Tab. 1). Das tägliche Viehtritt-Risiko veränderte sich im Laufe der Untersuchungsjahre nicht ($\chi^2 = 1,72$; $df = 3$; $p = 0,633$). Wir konnten jedoch interessanterweise einen annähernd signifikanten Unterschied im Trittrisiko zwischen den Gebieten feststellen ($\chi^2 = 5,71$; $df = 2$; $p = 0,058$). Ein Vergleich der drei Gebiete zeigt, dass die Gelegeverluste durch Viehtritt im wiedervernässten Vertragsnaturschutzgebiet ZWS am höchsten waren. Dieses Gebiet wurde durch Pferde und (junge) Rinder beweidet (Tab. 1, Tab. 2). Ein Interaktionseffekt zwischen den Parametern „Untersuchungsgebiet“ und „Jahr“ auf das Viehtrittisiko für Kiebitzgelege trat nicht auf ($\chi^2 = 5,18$; $df = 5$; $p = 0,394$).

c) Andere Verlustursachen

Weitere Gelegeverluste wurden durch u. a. durch Aufgabe und Witterungseinflüsse verursacht (Tab. 1). Zudem entstanden Teilverluste von Gelegen durch unfruchtbare Eier.

Insgesamt betrug der Schlupferfolg unter Einbezug der Gelegegröße und Teilverlusten 3,60 Küken pro erfolgreiches Gelege in 2001. In den Folgejahren lag er nur unwesentlich niedriger: 2002: 3,56; 2003: 3,57; 2004: 3,27.

Tab. 1: Anzahl zerstörter Kiebitzgelege durch Prädation (P), landwirtschaftliche Flächenbearbeitung (L), Viehtritt (V) und andere (A) Ursachen (z. B. Witterung) in den unterschiedlich bewirtschafteten Untersuchungsgebieten (GSP, FBS, ZWS) der Stollhammer Wisch im Zeitraum 2001-2004. Nesttage stellt die Summe der Expositionstage aller gefundenen Gelege dar (Mayfield 1961). Die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit ist p mit ihrer Standardabweichung sd. Schlupferfolg ist die Wahrscheinlichkeit für Gelege, den Schlupfzeitpunkt unzerstört zu erreichen.

Jahr	Gebiet	Anzahl Gelege	Schlupfgröße	Ursache Gelegeverlust				Verluste gesamt	Nesttage	p	sd	Schlupferfolg
				P	L	V	A					
2001	GSP	32	3,56	19	0	1	3	23	419	0,948	0,0111	19,1
	FBS	16	0,00	15	0	0	1	16	185	0,920	0,0207	7,6
	ZWS	9	4,00	6	0	2	0	8	94	0,922	0,0288	7,9
	gesamt	57	3,60	40	0	3	4	47	698	0,937	0,0095	13,3
2002	GSP	32	3,45	8	0	1	2	11	620	0,983	0,0053	58,0
	FBS	5	3,33	1	0	0	1	2	68	0,971	0,0205	40,7
	ZWS	14	3,89	2	0	2	1	5	179	0,973	0,0123	42,6
	gesamt	51	3,56	11	0	3	4	18	867	0,980	0,0048	52,9
2003	GSP	21	3,63	2	0	1	2	5	384	0,987	0,0058	67,0
	FBS	4	3,33	0	0	1	0	1	73	0,986	0,0136	65,6
	ZWS	15	3,55	2	0	1	1	4	237	0,983	0,0084	59,5
	gesamt	40	3,57	4	0	3	3	10	694	0,986	0,0045	64,2
2004	GSP	20	3,58	5	0	0	3	8	381	0,979	0,0073	52,5
	FBS	0	0,00	0	0	0	0	0	0	---	---	0,0
	ZWS	29	3,10	2	0	2	4	8	427	0,982	0,0066	56,2
	gesamt	49	3,27	7	0	2	7	16	808	0,981	0,0049	54,5
2001 - 2004	GSP	105	3,54	34	0	3	10	47	1804	0,975	0,0038	45,1
	FBS	25	3,33	16	0	1	2	19	326	0,974	0,0074	0,49,1
	ZWS	67	3,33	12	0	7	6	25	937	0,945	0,0130	17,3
	gesamt	197	3,44	62	0	11	18	91	3067	0,959	0,0183	0,28,5
										0,974	0,0053	44,2
										0,965	0,0140	0,41,6
										0,971	0,0031	40,4
										0,971	0,0059	0,46,2

Tab. 2: Tägliche Wahrscheinlichkeit (p) und Standardabweichung (sd) für Prädation und Zerstörung durch landwirtschaftliche Einflüsse (einschließlich Viehtritt) von Kiebitzgelegen auf unterschiedlich bewirtschafteten Grünlandflächen der Stollhammer Wisch im Zeitraum 2001-2004. Nesttage stellt die Summe der Expositionstage aller gefundenen Gelege dar (Mayfield 1961).

Jahr	Gebiet	Anzahl Gelege	Nest-tage	landwirtschaftliche Einflüsse			Prädation		
				Verluste	p	sd	Verluste	p	sd
2001	GSP	32	419	1	0,0024	0,00238	19	0,0453	0,01016
	FBS	16	185	0	0,0000	0,00000	15	0,0811	0,02007
	ZWS	9	94	2	0,0213	0,01488	6	0,0638	0,02521
	total	57	698	3	0,0043	0,00248	40	0,0573	0,00880
2002	GSP	32	620	1	0,0016	0,00161	8	0,0129	0,00453
	FBS	5	68	0	0,0000	0,00000	1	0,0147	0,01460
	ZWS	14	179	2	0,0112	0,00786	2	0,0112	0,00786
	total	51	867	3	0,0035	0,00199	11	0,0127	0,00380
2003	GSP	21	384	1	0,0026	0,00260	2	0,0052	0,00367
	FBS	4	73	1	0,0137	0,01360	0	0,0000	0,00000
	ZWS	15	237	1	0,0042	0,00421	2	0,0084	0,00594
	total	40	694	3	0,0043	0,00249	4	0,0058	0,00287
2004	GSP	20	381	0	0,0000	0,00000	5	0,0131	0,00583
	FBS	0	0	0	---	---	0	---	---
	ZWS	29	427	2	0,0047	0,00330	2	0,0047	0,00330
	total	49	808	2	0,0025	0,00175	7	0,0087	0,00326
2001 - 2004	GSP	105	1804	3	0,0017 ø 0,0017 0,0031	0,00096 ø 0,00165 0,00306	34	0,0188 ø 0,0191 0,0491	0,00320 ø 0,00605 0,01197
	FBS	25	326	1	ø 0,0046 0,0075	ø 0,00453 0,00281	16	ø 0,0319 0,0128	ø 0,01156 0,00367
	ZWS	67	937	7	ø 0,0103 0,0036	ø 0,00756 0,00108	12	ø 0,0220 0,0202	ø 0,01058 0,00254
	total	197	3067	11	ø 0,0036	ø 0,00218	62	ø 0,0211	ø 0,00468

1.3.2 Kükenüberlebensrate

Kiebitzküken sind hochmobil. Innerhalb ihres ersten Lebenstages können sie bereits Distanzen von 400 m und mehr zurücklegen (vgl. Junker et al. 2004, Johansson & Blomqvist 1996). Dabei werden auch Gewässer schwimmend überwunden. Fast immer überschreiten die Küken dabei auch die Grenzen der Untersuchungsgebiete. Deshalb war eine management-spezifische Auswertung der Kükenschicksale (hier: Vergleich des Überlebens von Kiebitzküken zwischen den verschiedenen Untersuchungsgebieten) im vorliegenden Fall nicht möglich.

Zur Untersuchung der Kükenmortalität erfolgte eine Einteilung der Küken in Alterklassen. Erwartungsgemäß zeigte sich, dass sich die Überlebenswahrscheinlichkeit mit dem Alter der Küken verändert ($\chi^2 = 130,47$; $df = 4$; $p < 0,001$).

Besonders in den ersten Tagen nach dem Schlupf liegt die Überlebenswahrscheinlichkeit deutlich unter derjenigen älterer Küken (Tab. 3.; pairwise-comparison Alterklasse 2 gegen 1: $t = 5,28$; $p < 0,001$; Alterklasse 3 gegen 1: $t = 7,31$; $p < 0,001$; Alterklasse 4 gegen 1: $t = 6,81$; $p < 0,001$; Alterklasse 5 gegen 1: $t = 6,43$; $p < 0,001$).

Küken im Alter von 5 – 9 Tagen haben eine besser Überlebenschance als frisch geschlüpfte, überleben jedoch immer noch signifikant schlechter als ältere Individuen (Tab. 3; pairwise-comparison Alterklasse 3 gegen 2: $t = 3,51$; $p < 0,001$; Alterklasse 4 gegen 2: $t = 4,11$; $p < 0,001$; Alterklasse 5 gegen 2: $t = 3,16$; $p = 0,002$).

Ab einem Alter von etwa 10 Tagen ändert sich die Überlebenswahrscheinlichkeit bis zum Zeitpunkt des Flüggewerdens nicht mehr signifikant (Tab. 3.; pairwise-comparison Alterklasse 4 gegen 3: $t = 1,34$, $p = 0,180$; Alterklasse 5 gegen 3: $t = 0,04$; $p = 0,969$; Alterklasse 5 gegen 4: $t = -1,24$; $p = 0,216$).

Die Überlebenswahrscheinlichkeit der Kiebitzküken unterschied sich auch zwischen den Untersuchungsjahren ($\chi^2 = 13,57$; $df = 3$; $p = 0,004$). Der paarweise Vergleich zeigt einen signifikanten Unterschied zwischen den beiden auffälligsten Untersuchungsjahren 2001 und 2003 ($t = 2,13$; $p = 0,033$; Tab. 3). Die Differenzen zwischen den übrigen Jahren waren statistisch nicht signifikant ($t < 1,52$; $p > 0,129$).

Neben den jährlichen und altersbezogenen Unterschieden wurde die Kükenüberlebenswahrscheinlichkeit signifikant von einem Interaktionseffekt der Parameter „Altersklasse“ und „Untersuchungsjahr“ beeinflusst ($\chi^2 = 26,01$; $df = 11$; $p = 0,006$). Das bedeutet, dass sich die Überlebenswahrscheinlichkeit von Küken einer bestimmten

Alterklasse nicht konstant ist, sondern sich zwischen den Untersuchungsjahren unterscheidet. So hatten im Jahr 2001 Küken im Alter zwischen 4-14 Tagen eine signifikant niedrigere Überlebensrate als Küken der gleichen Alterklasse in den folgenden beiden Jahren (Gesamteffekt: $\chi^2 = 13,7$; $df = 3$; $p = 0,003$; pairwise-comparison: 2001 gegen 2002 bzw. 2003: $t > 2,56$; $p < 0,01$). Dieser Effekt verschwindet, wenn jüngere bzw. ältere Küken zwischen den Untersuchungsjahren verglichen werden.

Die Ursachen der Kükenverluste lassen sich folgenden Gruppen zuordnen:

Prädation (Sender wurde eindeutig von Prädator entfernt bzw. Sender wurde an häufig von Prädator genutztem Ort gefunden, z. B. Ansitzwarte, Horst, Bau)

landwirtschaftliche Einflüsse (Viehtritt, maschinelle Bearbeitung, Ertrinken in Entwässerungsgruppen)

Witterungseinflüsse (nach Kaltwettereinbrüchen tot aufgefundene, abgemagerte Küken)

Daneben traten einige wenige Einzelschicksale auf, die keiner Gruppe zugeordnet werden konnten. Der Anteil der besenderten Küken mit unklarem Schicksal schwankte zwischen 17 und 31 % pro Jahr.

Tab. 3: Anzahl getöteter Kiebitzküken durch Prädation (P), landwirtschaftliche Flächenbearbeitung (L), Viehtritt (V), Witterung (W) und andere (A) Ursachen (z. B. Tod im Straßengraben) in den verschiedenen Alterklassen in der Stollhammer Wisch im Zeitraum 2001-2004. Kükentage stellt die Summe der Lebensstage der besenderten Kiebitzküken dar (nach Mayfield 1961). Die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit ist p mit ihrer Standardabweichung sd.

Jahr	Alters- klasse	Anzahl Küken	Kükenverluste durch					Verluste gesamt	Küken- tage	p	sd
			P	L	V	W	A				
2001	0-4	26	8	0	0	2	0	10	91	0,901	0,0328
	5-9	16	6	0	0	2	1	9	113	0,926	0,0255
	10-14	7	3	0	1	0	0	4	86	0,956	0,0227
	15-19	2	0	0	0	0	0	0	35	1,000	0,0000
	≥ 20	0	0	0	0	0	0	0	0	---	---
2002	0-4	76	19	7	2	5	0	33	220	0,870	0,0241
	5-9	31	2	3	2	1	0	8	252	0,969	0,0110
	10-14	20	0	1	3	0	0	4	271	0,985	0,0073
	15-19	14	0	0	0	0	0	0	239	1,000	0,0000
	≥ 20	5	1	0	1	0	0	2	124	0,984	0,0113
2003	0-4	54	21	0	0	0	0	21	173	0,892	0,0248
	5-9	24	2	0	0	1	0	3	206	0,986	0,0083
	10-14	17	1	0	1	0	0	2	232	0,991	0,0061
	15-19	14	0	0	0	0	0	0	261	1,000	0,0000
	≥ 20	12	4	0	0	0	0	4	334	0,988	0,0060
2004	0-4	87	21	0	1	1	4	27	286	0,914	0,0173
	5-9	55	21	0	0	2	1	24	443	0,949	0,0108
	10-14	30	4	0	0	1	0	5	410	0,988	0,0054
	15-19	17	6	0	0	1	0	7	327	0,979	0,0080
	≥ 20	10	3	0	0	2	0	5	286	0,983	0,0077
2001 - 2004	0-4	243	69	7	3	8	4	91	770	0,894 ø 0,894	0,0116 ø 0,0247
	5-9	126	31	3	2	6	2	44	1014	0,958 ø 0,957	0,0064 ø 0,0139
	10-14	74	8	1	5	1	0	15	999	0,985 ø 0,980	0,0038 ø 0,0104
	15-19	47	6	0	0	1	0	7	862	0,992 ø 0,995	0,0031 ø 0,0020
	≥ 20	27	8	0	1	2	0	11	744	0,985 ø 0,985	0,0044 ø 0,0083

Tab. 4: Tägliche Wahrscheinlichkeit (p) und Standardabweichung (sd) für Prädation, Tod durch landwirtschaftliche Einflüsse (einschließlich Viehtritt) und Tod durch Witterungseinflüsse für Kiebitzküken in der Stollhammer Wisch im Zeitraum 2001-2004. Kükentage stellt die Summe der Lebenstage der besenderten Kiebitzküken dar (nach Mayfield 1961).

Jahr	Alters- klasse	Küken- tage	landwirtschaftliche Einflüsse			Prädation			Witterung		
			n	p	sd	n	p	sd	n	p	sd
2001	0-4	91	0	0,0000	0,00000	8	0,0879	0,02968	2	0,0220	0,01537
	5-9	113	0	0,0000	0,00000	6	0,0531	0,02109	2	0,0177	0,01240
	10-14	86	1	0,0116	0,01156	3	0,0349	0,01979	0	0,0000	0,00000
	15-19	35	0	0,0000	0,00000	0	0,0000	0,00000	0	0,0000	0,00000
	≥ 20	0	0	---	---	0	---	---	0	---	---
2002	0-4	220	9	0,0409	0,01335	19	0,0864	0,01894	5	0,0227	0,01005
	5-9	252	5	0,0198	0,00878	2	0,0079	0,00559	1	0,0040	0,00396
	10-14	271	4	0,0148	0,00733	0	0,0000	0,00000	0	0,0000	0,00000
	15-19	239	0	0,0000	0,00000	0	0,0000	0,00000	0	0,0000	0,00000
	≥ 20	124	1	0,0081	0,00803	1	0,0081	0,00803	0	0,0000	0,00000
2003	0-4	173	0	0,0000	0,00000	21	0,1214	0,02483	0	0,0000	0,00000
	5-9	206	0	0,0000	0,00000	2	0,0097	0,00683	1	0,0049	0,00484
	10-14	232	1	0,0043	0,00430	1	0,0043	0,00430	0	0,0000	0,00000
	15-19	261	0	0,0000	0,00000	0	0,0000	0,00000	0	0,0000	0,00000
	≥ 20	334	0	0,0000	0,00000	4	0,0120	0,00595	0	0,0000	0,00000
2004	0-4	286	1	0,0035	0,00349	21	0,0734	0,01542	1	0,0035	0,00349
	5-9	443	0	0,0000	0,00000	21	0,0474	0,01010	2	0,0045	0,00319
	10-14	410	0	0,0000	0,00000	4	0,0098	0,00485	1	0,0024	0,00244
	15-19	327	0	0,0000	0,00000	6	0,0183	0,00742	1	0,0031	0,00305
	≥ 20	286	0	0,0000	0,00000	3	0,0105	0,00602	2	0,0070	0,00493
2001 - 2004	0-4	770	10	0,0130 ø 0,0111	0,00408 ø 0,00421	69	0,0896 ø 0,0923	0,01029 ø 0,02222	8	0,0104 ø 0,0121	0,00365 ø 0,00723
	5-9	1014	5	0,0049 ø 0,0050	0,00220 ø 0,00220	31	0,0306 ø 0,0295	0,00541 ø 0,01090	6	0,0059 ø 0,0078	0,00241 ø 0,00610
	10-14	999	6	0,0060 ø 0,0077	0,00244 ø 0,00580	8	0,0080 ø 0,0122	0,00282 ø 0,00724	1	0,0010 ø 0,0006	0,00100 ø 0,00061
	15-19	862	0	0,0000 ø 0,0000	0,00000 ø 0,00000	6	0,0070 ø 0,0046	0,00283 ø 0,00186	1	0,0012 ø 0,0008	0,00116 ø 0,00076
	≥ 20	744	1	0,0013 ø 0,0027	0,00134 ø 0,00268	8	0,0108 ø 0,0102	0,00378 ø 0,00667	2	0,0027 ø 0,0023	0,00190 ø 0,00164

a) Prädation

Ähnlich wie bei den Gelegeverlusten war Prädation die Hauptursache für Kükenverluste (Tab. 3, Tab. 4). Im Untersuchungszeitraum 2001 bis 2004 waren Prädatoren für 72 % der eindeutigen Kükenverluste verantwortlich. Der Einfluss der Prädatoren schwankte zwischen 47 – 93 % pro Jahr.

Besonders innerhalb der ersten 10 Lebenstage ist das tägliche Prädationsrisiko für Küken signifikant höher als für ältere Küken. Das höchste Prädationsrisiko trugen Küken im Alter von 0 bis 4 Tagen nach dem Schlupf (pairwise-comparison Altersklasse 2 gegen 1: $t = -4,79$; $p < 0,001$; Altersklasse 3 gegen 1: $t = -6,48$; $p < 0,001$; Altersklasse 4 gegen 1: $t = -5,99$; $p < 0,001$; Altersklasse 5 gegen 1: $t = -5,57$; $p < 0,001$).

Auch Küken der Altersklasse 2 (5 – 9 Tage) sind deutlich gefährdeter als ältere Artgenossen (pairwise-comparison Altersklasse 3 gegen 2: $t = -3,40$; $p < 0,001$; Altersklasse 4 gegen 2: $t = -3,32$; $p < 0,001$; Altersklasse 5 gegen 2: $t = -2,60$; $p = 0,009$).

Dagegen ändert sich das Prädationsrisiko bei Küken älter als 10 Tagen nicht mehr nachweislich signifikant bis zum Zeitpunkt des Flüggegerdens (pairwise-comparison Altersklasse 4 gegen 3: $t = -0,25$; $p = 0,800$; Altersklasse 5 gegen 3: $t = 0,60$; $p = 0,550$; Altersklasse 4 gegen 5: $t = 0,80$; $p = 0,421$).

Das tägliche Prädationsrisiko ist zwischen den Jahren signifikant verschieden ($\chi^2 = 9,81$; $df = 3$; $p = 0,020$). In 2001 beispielsweise, war das tägliche Prädationsrisiko signifikant höher als in den zwei Folgejahren ($t > 2,59$; $p < 0,012$), während die Unterschiede in den Untersuchungsjahren 2002 bis 2004 (fast) nicht signifikant waren ($t < 1,86$; $p > 0,062$). Abgesehen von diesen jährlichen und altersbezogenen Einflüssen zeigte die statistische Analyse einen signifikanten Interaktionseffekt dieser beiden Parameter hinsichtlich der Prädationsrisikos für Küken ($\chi^2 = 31,11$; $df = 11$; $p = 0,001$).

In 21 Fällen der Kükenprädation konnte der Verursacher ermittelt bzw. eingegrenzt werden. In der Stollhammer Wisch konnten 12 verschiedene Arten von Beutegreifern als Verursacher festgestellt werden, wobei der größere Anteil der Kükenverluste auf Vögel zurückzuführen war. Der Einfluss der einzelnen Prädatoren variierte, ähnlich dem täglichen Prädationsrisiko, artenabhängig von Jahr zu Jahr. Jedoch ist in zwei der vier Untersuchungsjahre der Mäusebussard (*Buteo buteo*) als wichtigster Kükenprädator festgestellt worden, während Rotfüchse (*Vulpes vulpes*) und Rabenkrähen (*Corvus corone*) nur in Einzelfällen nachgewiesen werden konnten (Tab. 5).

Tab. 5 Identifizierte Prädatoren von Kiebitzküken in der Stollhammer Wisch im Untersuchungszeitraum 2001 bis 2004.

	2001	2002	2003	2004
Raubsäuger (gesamt)		4	5	1
Rotfuchs (<i>Vulpes vulpes</i>)		1	1	
Hermelin (<i>Mustela erminea</i>)		3	2	1
Steinmarder (<i>Martes foina</i>)			1	
Hauskatze (<i>Felis sylvestris f. catus</i>)			1	
Vögel (gesamt)	1	9	9	32
Mäusebussard (<i>Buteo buteo</i>)			3	24
Rabenkrähe (<i>Corvus corone corone</i>)		3	1	1
Elster (<i>Pica pica</i>)	1			
Schleiereule (<i>Tyto alba</i>)			2	
Waldkauz (<i>Strix aluco</i>)				1
Rohrweihe (<i>Circus aeruginosus</i>)		1		
Wanderfalke (<i>Falco peregrinus</i>)				1
Silbermöwe (<i>Larus argentatus</i>)		1		
nicht identifizierte Vögel		4	3	5
nicht identifizierte Prädatoren	10	11	14	21
Prädation (gesamt)	11	24	28	54

b) Landwirtschaftliche Einflüsse

Im Untersuchungszeitraum 2001 bis 2004 kamen insgesamt 22 Küken durch landwirtschaftliche Einflüsse ums Leben. Hervorzuheben ist allerdings, dass kein besondertes Kiebitzküken durch landwirtschaftliche Flächenbearbeitung (z.B. Mahd, Düngung, Kreiseln oder Schwaden) getötet wurde, da Kiebitzküken hohe und dichte Vegetation meiden (siehe Kapitel 4). Die Verluste beschränken sich auf Viehtritt und Ertrinken bzw. Erfrieren in Entwässerungsgrüppen.

Das Risiko, durch landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmaßnahmen ums Leben zu kommen, nimmt signifikant mit fortschreitendem Alter der Kiebitzküken ab ($\chi^2 = 17,26$; $df = 4$; $p = 0,002$). Innerhalb der ersten 4 Tage nach dem Schlüpfen beispielsweise, ist dieses Risiko erheblich höher als im Alter von 3 Woche und mehr ($t = 2,08$; $p = 0,038$).

Insgesamt 11 Küken kamen von 2001 bis 2004 durch Viehtritt ums Leben. Dabei handelte es sich in der Regel um Küken im Alter von bis zu zwei Wochen. Die höchsten Verluste durch Viehtritt traten in 2002 auf. Hier waren 8 besonderte Küken betroffen.

Schon im Rahmen der Pilotstudie im Jahr 2001 wurde beobachtet, dass trockene Grüppen von Kiebitzküken zur Nahrungssuche und als Versteck genutzt werden (siehe Krawczynski et al.

2001). Die steilen Ufer sind jedoch für die Küken in der Regel nicht zu erklimmen, so dass wasserführende Gruppen zu einer tödlichen Falle für Wiesenvogelküken werden können. In der Brutsaison 2002 wurden 11 besenderte Kiebitzküken tot aus frisch gefrästen Gruppen geborgen. Die Küken stammten durchweg aus den jüngsten Alterklassen (siehe Tab. 3). Zwar sind Kiebitzküken hervorragende Schwimmer, jedoch kühlen sie im Wasser schnell aus, was schließlich auch zum Tode führt. Durch Gespräche im Rahmen des Arbeitskreises Feuchtgrünland wurde mit den Landwirten vereinbart, in Zukunft Gruppen a) nur noch im Herbst zu erneuern und b) nach Möglichkeit auf Gruppenfräsen mit flacheren Profilen zurückzugreifen. Wo dies nicht möglich ist, sollten von Hand Ausstiegsmöglichkeiten für Wiesenvogelküken geschaffen werden. Der Erfolg dieser Maßnahme ist aus Tab. 4 direkt ersichtlich: In den Jahren 2003 und 2004 kam kein einziges besendertes Wiesenvogelküken mehr in Entwässerungsgruppen ums Leben. Das spiegelt sich auch in der Gesamtstatistik wieder: Das Risiko durch landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmaßnahmen ums Leben zu kommen, nahm für Kiebitzküken im Laufe der Untersuchungsjahre signifikant ab ($\chi^2 = 35,37$; $df = 3$; $p < 0,001$).

c) Witterungseinflüsse

In den Jahren 2001, 2002 und 2004 traten während der Schlupf- und Aufzuchtzeit Kaltwettereinbrüche mit Regen (in 2001 sogar mit Schnee) auf. Diese Witterungseinbrüche führten zum Verlust von insgesamt 18 Kiebitzküken (siehe Tab. 3). Wetterabhängige Kükenverluste traten bei Küken bis zu einem Alter von 3 Wochen auf. Dabei zeigten vor allem Küken der jüngsten Alterklasse eine größere Anfälligkeit für Witterungseinflüsse als ältere Küken (Gesamteffekt: $\chi^2 = 10,09$; $df = 4$; $p = 0,039$). Insbesondere zeigte die statistische Analyse signifikante Unterschiede der witterungsabhängigen Verluste zwischen 0-4 tage alten Küken und Küken älter als 10 Tagen ($t > 1,98$; $p < 0,048$).

Witterungsabhängige Kükenverluste variierten erwartungsgemäß von Jahr zu Jahr (Gesamteffekt: $\chi^2 = 8,49$; $df = 3$; $p = 0,037$). Insbesondere im Untersuchungsjahr 2001 war das Risiko, durch Witterungsumstände ums Leben zu kommen, erheblich höher als in den meisten anderen Jahren (pairweise comparison: 2004 gg. 2001: $t = 1,94$; $p = 0,052$; 2003 gg. 2001: $t = 2,39$; $p = 0,017$; 2002 gg. 2001: $t = 1,23$; $p = 0,218$).

1.3.3 Reproduktionserfolg

Aufgrund der starken Gelege- und Kükenverluste war der Reproduktionserfolg in der Brutsaison 2001 mit 0,19 Küken pro Brutpaar gering. In den Folgejahren stieg die Zahl der flüggen Küken pro Brutpaar auf Werte zwischen 0,82 und 1,28 an. Über alle vier Untersuchungsjahre betrachtet wurde somit ein durchschnittlicher Reproduktionserfolg von 0,78 flüggen Küken pro Brutpaar erreicht.

Die meisten Gelege- und Kükenverluste wurden von Prädatoren verursacht, deren Hauptbeutetier Wühlmäuse (*Microtus spec.*) sind. Da diese Prädatoren, wie z.B. Mäusebussard (*Buteo buteo*), Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) und Hermelin (*Mustela erminea*), auf andere Nahrungsquellen ausweichen müssen, wenn die Wühlmausdichte gering ist, wurde untersucht, ob es Zusammenhänge zwischen dem Reproduktionserfolg von Kiebitzen und der Wühlmausedichte gibt. Informationen zu Wühlmausdichten im Weser-Ems-Raum erhielten wir aus der Haseaue bei Meppen. Hier wurden in einem Langzeitprojekt mittels standardisierter Lebendfangmethoden Populationsschwankungen von Feldmaus (*Microtus arvalis*), Erdmaus (*Microtus agrestis*) und Rötelmaus (*Clethrionomys glareolus*) festgehalten (R. Schröpfer, Universität Osnabrück, schriftl. Mitt.).

Obwohl der Stichprobenumfang für einen statistischen Ansatz zu gering war, lassen die vorliegenden Daten einen signifikanten Einfluss der Wühlmausdichte auf den Reproduktionserfolg des Kiebitzes im nördlichen Niedersachsen vermuten: Bei niedriger Dichte wurde ein hoher Prädationsdruck auf Kiebitzgelege und -küken festgestellt, der sich anschließend in einer niedrigen Reproduktionsrate niederschlug (Abb. 3).

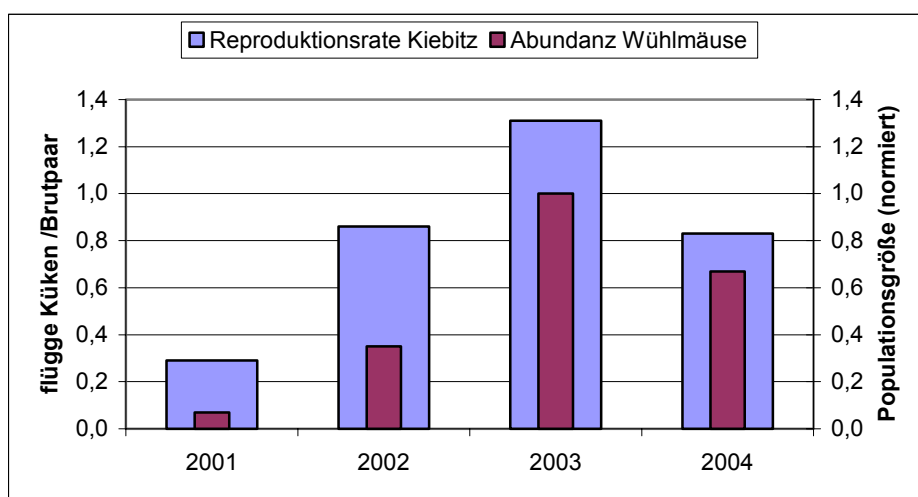


Abb. 3: Reproduktionsrate von Kiebitzen in der Stollhammer Wisch im Vergleich mit der Dichte von Wühlmauspopulationen im Weser-Ems-Raum. Zur Normierung der Größe der Wühlmauspopulation wurde das Jahr 2003 als Referenzjahr (Populationsgröße = 1,0) gewählt.

1.4 Diskussion

1.4.1 Statistische Aspekte

Die Genauigkeit der Berechnung von Schlupfraten und Kükenüberlebensraten nach der von Mayfield (1961, 1975) entwickelten Methode ist maßgeblich von der Probengröße abhängig. Zum Erreichen einer maximalen Genauigkeit sind tausende von „Nesttagen“ oder „Kükentagen“ notwendig (Beintema 1992, Beintema et al. 1995): Obwohl die vorliegende Studie über 4 Jahre angelegt war, waren die Anzahl der Nesttage bzw. der Kükentage natürlich begrenzt und erreichten nicht die für eine hochakkurate Berechnung der Reproduktionsrate geforderte Anzahl. Eine maximale Genauigkeit in der Berechnung der Schlupfrate und der Kükenüberlebensrate zu erlangen war jedoch nicht das Hauptziel dieser Studie. Wie schon eingangs beschrieben, sollte das Hauptaugenmerk auf die Kausalfaktoren gerichtet werden, die den Reproduktionserfolg des Kiebitzes beeinflussen, namentlich der Einfluss von Landwirtschaft und Prädation. Aus diesem Grund wurde die statistische Analyse mittels multivariater Verfahren (logistische Regression mit binärem Ansatz) durchgeführt, da dieser Ansatz die Varianz der Daten in der Berechnung berücksichtigt.

1.4.2 Verursachung von Gelegeverlust und Kükenmortalität

a) Landwirtschaftliche Bewirtschaftung

In der vorliegenden Studie spielten Gelegeverluste durch die Landwirtschaft nur eine untergeordnete Rolle. Das ist keinesfalls überraschend, da schließlich in zweien der drei Untersuchungsgebiete eben diese durch Bewirtschaftungsverträge ausgeschlossen werden sollten. Zudem stellte sich heraus, dass der direkte Gelegeschutz durch Markierung eine erfolgreiche Maßnahme im konventionell bewirtschafteten Untersuchungsgebiet GSP ist. In Grünlandgebieten ohne Schutzmaßnahmen können landwirtschaftliche Aktivitäten allerdings verheerende Verluste anrichten. In Großbritannien beispielsweise, untersuchten Chamberlain & Crick (2003) die täglichen Verlustraten von Kiebitzgelegen auf verschiedenen landwirtschaftlich genutzten Flächen. Sie fanden heraus, dass die höchsten Verluste auf Flächen nach Grünlanderneuerung (Drainage und Neuansaat) auftraten, insbesondere bei Beweidung. Ähnliche Ergebnisse sind auch von anderen konventionell bewirtschafteten Grünlandflächen aus Mitteleuropa bekannt (Melter & Südbeck 2004, Melter 2004a,b,

Beintema & Müskens 1987). Als Konsequenz dieser Ergebnisse wurden in vielen Staaten Maßnahmen zum Schutz von Wiesenvögeln eingeführt. Diese Schutzmaßnahmen beinhalten in der Regel zeitliche Beschränkungen für die maschinelle Flächenbearbeitung sowie eine Reduzierung der Weideviehdichte. Obwohl diese Beschränkungen mit Sicherheit die Schlupfraten in unseren Untersuchungsgebieten gesteigert haben, gab es Hinweise, dass das Beweidungssystem eine entscheidende Rolle spielen kann. Dieser Effekt wurde beim Entwurf der Bewirtschaftungsverträge nur unzureichend berücksichtigt. Dies betrifft insbesondere die Bewirtschaftung mit Pferden, die einen deutlich höheren Verlust pro Weidetier verursachen können als eine Beweidung mit Milchvieh. Möglicherweise wurde dieser Effekt sogar noch durch die Wiedervernässung verstärkt, da sich sowohl Pferde als auch Wiesenvogelgelege sich auf die trockenen Flächen konzentrierten. Offensichtlich ist jedenfalls, dass die Verluste durch Viehtritt nicht ausschließlich von der Weideviehdichte abhängen. Besonders hochmobile Tiere, wie z. B. Pferde und junge Rinder, verursachen höhere Verluste als weniger bewegliche Tiere (siehe auch Beintema & Müskens 1987).

Hinsichtlich der Kiebitzküken konnten wir zwei landwirtschaftliche Einflüsse identifizieren, die sich stark auf die Kükenmortalität auswirken: 1.) Entwässerungsgruppen als Fallgruben und 2.) Viehtritt. Kiebitzküken zeigen häufig extensive Wanderbewegungen, bei denen sie Hindernisse wie Straßen und Gräben überwinden müssen (vgl. Johansson & Blomquist 1996). Gräben stellen für die Küken kein Problem dar, solange sie Wasser führen und die Uferböschungen nicht zu steil sind. Selbst Gräben von 10m Breite werden problemlos überwunden (eigene Beobachtungen). Problematisch ist allerdings die Kombination aus steilen Grabenufern mit niedrigem Wasserstand, wie sie bei Entwässerungsgruppen häufig der Fall ist. Unter diesen Umständen können die Kiebitzküken die Gräben nicht wieder verlassen, nachdem sie hineingefallen sind. Selbst die Küken größerer Limikolen, wie z. B. der Uferschnepfe (*Limosa limosa*), wurden tot in solchen Entwässerungsgruppen gefunden (eigene Beobachtungen).

Kiebitzküken bevorzugen zur Nahrungssuche Grünland mit kurzer Vegetation, wie sie auf beweideten Flächen und frisch gemähten Wiesen zu finden ist (Beintema et al. 1991, 1995, Nehls 1996). Deshalb konnten wir, im Gegensatz zur Uferschnepfe, keine Verluste bei Kiebitzküken durch die Mahd feststellen. Die Probleme für die jungen Kiebitze gingen von Weideviehdichten aus. Da Kiebitzküken sich bei Gefahr instinktiv ducken und unbeweglich sitzen bleiben, ist das Risiko, besonders für junge Küken, bei hohen Weideviehdichten zertreten zu werden, sehr hoch (diese Untersuchung). In unserem Forschungsprojekt bestanden allerdings für einen großen Teil der Weideflächen Beschränkungen in der

Weideviehdichte, was das Ausmaß der Viehtrittschäden sicherlich reduziert hat. Hier wären weitere Untersuchungen notwendig, um das Ausmaß von Kükenverlusten in Relation zur Weideviehdichte und dem Beweidungssystem zu quantifizieren.

b) Prädation

In der vorliegenden Studie war Prädation die häufigste Verlustursache für Gelege und Küken. Dieses Ergebnis ist kaum überraschend, schließlich wurden in den von uns untersuchten Gebieten umfangreiche Schutzmaßnahmen durchgeführt, um Verluste durch die Landwirtschaft zu minimieren. Allerdings gibt es Hinweise in der Literatur, dass die Prädationsrate auch außerhalb von Schutzgebieten bzw. Vertragsnaturschutzgebieten in den letzten Jahren angestiegen ist. In Großbritannien beispielsweise, waren die Gelegeverluste durch Prädation in den 1990er Jahren deutlich höher als in den Jahrzehnten zuvor (Chamberlain & Crick 2003). Kritischer sieht es sogar noch in verschiedenen Grünlandgebieten Norddeutschlands und der Niederlande aus: hier wurden Prädationsraten festgestellt, die hoch genug sind, um die Populationsbestand verschiedener Wiesenvögel inklusive des Kiebitzes regelrecht zu gefährden (Blühdorn 2004, Brandsma 2002, Eikhorst & Mauruschat 2002, Köster et al. 2001). Allerdings gibt es sowohl in den Niederlanden als auch in Norddeutschland regional deutliche Unterschiede bei den Prädationsereignissen. Aktuell sind hohe Prädationsraten vor allem in weiter im Inland gelegenen Geest-Gebieten zu finden, während die Prädationsraten in den küstennahen Grünlandmarschen niedriger sind. Nichtsdestotrotz treten auch in den Küstenregionen gebietsweise hohe Prädationsraten auf (Teunissen & Schekkerman 2004, Hötker et al. 2004, Gruber 2004, Junker et al. 2004, Köster et al. 2004).

Hinsichtlich der Identifizierung der Prädatoren fanden wir deutliche Unterschiede zwischen Gelegeprädatoren und Kükenprädatoren. Analog zu anderen Studien zeigten unsere Thermologger-Aufzeichnungen, dass nächtliche Säugetiere die häufigsten Gelegeprädatoren sind (Eikhorst & Bellebaum 2004, Bellebaum 2001). Selbst bei Prädationsereignissen zur Tagzeit können Raubsäuger nicht ausgeschlossen werden, da beispielsweise Musteliden wie das Hermelin sowohl tag- als auch nachtaktiv sind. Blühdorn (2004) überwachte Kiebitzgelege mittels Videokameras und identifizierte den Rotfuchs als häufigsten Gelegeprädatoren. In unserer Studie fanden wir indirekte Beweise, dass der Rotfuchs für einen Großteil der Gelegeprädation, vor allem im Untersuchungsjahr 2001, verantwortlich war. Allerdings ist das Spektrum und die Dichte der Prädatoren regional stark unterschiedlich (Heydon et al. 2001). Deshalb ist es auch nicht verwunderlich, dass Schekkerman (pers. Mitt.)

bei Videoüberwachungen von Wiesenvogelgelegen in verschiedenen Regionen der Niederlande keine herausragende Position des Rotfuchses als Gelegeprädatoren nachweisen konnte. Jedoch konnte auch er die Tendenz bestätigen, dass hohe Gesamtprädatorenraten mit einem hohen Anteil an nächtlichen Prädatorenereignissen korrelieren. Folglich scheinen also prädatorenbedingte niedrige Reproduktionsraten hauptsächlich durch Raubsäuger verursacht zu werden.

In Bezug auf die Verursacher der Kükenprädatoren konnten wir im Verlauf der Studie mindestens 12 Arten als Prädatoren identifizieren. Diese Zahl wird vermutlich sogar noch zu niedrig sein, da wir bei 48 % der Prädatorenfälle den Prädatoren nicht näher identifizieren konnten. Im Gegensatz zu den ausgeraubten Gelegen wurden die meisten Kükenprädatoren von Vögeln verursacht. Ähnliche Ergebnisse erhielt Schekkerman (pers. Mitt.) bei seinen telemetrischen Untersuchungen in verschiedenen Regionen der Niederlande. Er fand ebenso heraus, dass besonders Mäusebussard, Graureiher (*Ardea cinerea*) und verschiedene Möwenarten (*Larus spec.*) einen größeren Teil der Kükenprädatoren verursachten als Raubsäuger. Ähnlich wie in unserer Studie variierte auch dort der Einfluss der einzelnen Prädatoren in den unterschiedlichen Jahren und zusätzlich zwischen den Regionen. In telemetrischen Studien ist jedoch stets zu beachten, dass, methodisch bedingt, Prädatorenereignisse durch Vögel deutlicher leichter nachzuweisen sind: So rupfen und verzehren Vögel wie Bussarde und Eulen ihre Beutetiere an speziellen Orten, wobei sie die Sender in der Regel vorab entfernen. Größere Raubsäuger dagegen verschlingen kleinere Beutetiere wie Limikolenküken häufig im Ganzen, oft sogar inklusive des aufgeklebten Senders. Darüber hinaus erhöht ein Greifvogel, der ein totes Küken in seinen Horst einträgt, die maximale Reichweite des Senders. Ein Raubsäuger dagegen, der seine Beute vergräbt oder in seinen Bau einbringt, setzt die Reichweite damit deutlich herunter.

Was aber sind die Ursachen für diese starken prädatorenabhängigen Verluste von Gelegen und Küken in vielen Wiesenvogelgebieten Mitteleuropas? Es gibt starke Hinweise, dass die Dichten einiger Prädatoren in den vergangenen Jahrzehnten angestiegen sind. Dies trifft besonders auf den Rotfuchs zu. Aufgrund von Tollwutimmunsisierung und einer Senkung des Jagddrucks konnten in fast allen europäischen Staaten steigende Fuchsbestände festgestellt werden (Bellebaum 2003, Bresinski & Panek 2000, Reynolds 2000). Diese Anstiege gingen einher mit einer Besiedlung neuer Habitate, z. B. Grünland und Marschen (diese Studie, Goldyn et al. 2003, Panek & Bresinski 2002, Brandsma 2002). In Bezug auf die Tollwutimmunsisierung weisen viele Studien auf die Wichtigkeit von Krankheitserregern und Parasiten in der Populationsdynamik ihrer Wirte hin. Im Einzelnen zeigte sich, dass besonders

die zyklischen Ausbrüche von Tollwut und Staupe für eine erhebliche Reduzierung der Populationsdichten ihrer Zielspezies, des Rotfuchses, sorgten. Dies hatte zur Folge, dass die Abundanzen der meisten Beutetiere in dieser Zeit stark anstiegen, was wiederum zeigt, dass der Rotfuchs in der Lage war, diese Populationen zu limitieren (Reynolds 2000, Lindström et al. 1994, MacDonald 1980). Ähnliche Ergebnisse sind aus verschiedenen englischen Feldexperimenten bekannt, bei denen Rotfüchse mit unterschiedlicher Intensität bejagt wurden (Hoodless & McKendry 2003, Tapper et al. 1996). Da aufgrund der Tollwutimmunsierung Zeitperioden mit wenigen Füchsen nicht mehr auftreten, sind Änderungen der Energieflüsse und Artenbeziehungen eine logische Folge. Das gilt insbesondere dann, wenn andere effektive Mechanismen der Prädatorenkontrolle, beispielsweise das Abschöpfen von Überschussbeständen, minimiert oder ganz aufgegeben werden.

In biologischen Lebensgemeinschaften treten häufig Änderungen in der Artenzusammensetzung nach Neubesiedlung oder durch Einführung neuer Arten auf. Die Ergebnisse solcher Prozesse sind oft unvorhersehbar: sie reichen von friedlicher Koexistenz bis zur Auslöschung der ursprünglichen Art (Short et al. 2002, Jackson & Green 2000, Gebhardt et al. 1998, Schröpfer & Stubbe 1992, Savidge 1987). Die Jagdstreckenberichte weisen auf eine erfolgreiche Besiedlung unseres Untersuchungsgebietes Stollhammer Wisch durch den Rotfuchs innerhalb der letzten 15 bis 20 Jahre hin. Ein anderer Raubsäuger, der Marderhund (*Nyctereutes procynoides*), wird möglicherweise in der nahen Zukunft folgen: ursprünglich im Fernen Osten beheimatet, jedoch nach Osteuropa eingeführt, breitet er sich zur Zeit westwärts aus und besiedelt Mittel- und Westeuropa. Dabei profitiert er von der Tollwutimmunsierung (Dolch 1995, Fink 1989). Die Konsequenzen durch diese neuen Prädatoren für die Wiesenvogelpopulationen sind bislang unbekannt, jedoch von höchster Bedeutung in Hinblick auf (Arten-) Schutzprogramme. Die vorläufigen Ergebnisse dieser und auch anderer Studien lassen jedoch darauf schließen, dass der Rotfuchs einen starken Einfluss auf die Populationsbiologie von Wiesenvögeln haben kann, zumindest im regionalen Bereich (siehe auch Brandsma 2002, Blühdorn 2004).

Es ist sehr wahrscheinlich, dass das derzeitige hohe Prädationsrisiko in zahlreichen Grünlandgebieten Mitteleuropas durch Änderungen in der Landschaftsstruktur gefördert wird. Aufgrund der derzeitigen wirtschaftlichen Bedingungen werden Feuchtwiesen häufig brach liegengelassen oder aufgeforstet (Pegel 2004, Drangmeister & Knickrehm 1993). Aus beiden Prozessen resultieren weniger offene Landschaften und ein Anstieg von waldbewohnenden Vögeln einschließlich Eulen und Greifvögeln (Busche 1995, 2002). Einige Raubsäuger wie

beispielsweise der Rotfuchs, profitieren auch von diesen Habitatänderungen (siehe Valkema et al. 1999). Da Berg et al. (1992) eine höhere Überlebenswahrscheinlichkeit für Kiebitznester, die weit entfernt von Bäumen, Hecken und Wäldern lagen, herausgefunden haben, ist es wahrscheinlich, dass die oben angeführten Änderungen der Landschaftsstrukturen den Reproduktionserfolg von Kiebitzen und anderen Wiesenvogelarten beeinflussen. Eine weitere Ursache für das steigende Prädationsrisiko kann auch in der landwirtschaftlichen Aufwertung der Grünlandflächen der letzten Jahrzehnte liegen. Bei Kiebitzengelegen auf Flächen, die durch Drainage, regelmäßige Neuansaat und hohe Düngereinträge aufgewertet wurden, konnten höhere Prädationsraten festgestellt werden als auf ursprünglichen Grünlandflächen (Baines 1990, 1994). Die Mechanismen, durch die Habitatveränderungen und Prädationseinflüsse miteinander interagieren, sind jedoch bislang kaum erforscht, da nur wenige adäquate Untersuchungen vorliegen (Review bei Evans 2004).

c) Witterungsverluste

In Feldstudien und Laborexperimenten konnte gezeigt werden, dass die hohen Energiebedürfnisse der eigenständig Nahrung suchenden Wiesenvogelküken durch die Aktivität und die Thermoregulation verursacht werden. Da nur ein kleiner Anteil der insgesamt verstoffwechselten Energie im Gewebe eingelagert wird, können Engpässe in der Nahrungszufuhr sehr bald zur Wachstumsstagnation oder sogar zum Tod des Kükens führen (Schekkerman & Visser 2001). Solche Nahrungsengpässe treten vor allem während Schlechtwetterperioden auf, wenn die Elterntiere ihre Küken hudern müssen und diese deshalb wenig Zeit zur Nahrungssuche aufwenden können. Nach Beintema & Visser (1989a, b) sind Kiebitzküken bei Kaltwettereinbrüchen mehr gefährdet als die Küken von Uferschnepfe und Rotschenkel, die schneller die Homöothermie erreichen. Unter Feldbedingungen kann es bis zu 4 Wochen dauern, bis Kiebitzküken die thermische Unabhängigkeit erreichen. Im Rahmen unserer telemetrischen Untersuchungen haben wir während länger andauernder Kälteperioden Kiebitzküken bis zu einem Alter von 23 Tagen verloren, im Gegensatz zu Uferschnepfenküken gleichen Alters. Der Hauptanteil bei den Witterungsverlusten lag jedoch bei Kiebitzküken der Alterklassen 1 und 2. Damit konnten wir frühere Feldstudien bestätigen, die eine größere Gefährdung von jungen Küken durch Kaltwettereinbrüche aufzeigten.

1.4.3 Reproduktionserfolg

In den drei Untersuchungsjahren 2002 bis 2004 war der Reproduktionserfolg marginal höher als die 0,8 Küken pro Brutpaar, die für eine stabile Population gefordert werden (vergleiche Peach et al. 1994). Allerdings konnte diese Marke im Untersuchungsjahr 2001 bei Weitem nicht erreicht werden. Aus diesem Grund sollte die Kiebitzpopulation annähernd konstant oder nur leicht ansteigend für den Verlauf der vier Untersuchungsjahre sein, was auch anzeigt, dass Migration wenig Einfluss auf die Populationsgröße in der Stollhammer Wisch hat. Dies ist in der Tat auch aus Monitoring-Daten ersichtlich, die exakt mit unseren Ergebnissen korrespondieren: Nach dem unzureichenden Bruterfolg im Jahr 2001 sank die Kiebitzpopulation im Untersuchungsjahr 2002. In den folgenden Jahren wurde ein leichter Anstieg der Kiebitzpopulationen beobachtet, was vermutlich auf den erheblich besseren Reproduktionserfolg zurückzuführen ist (siehe auch Melter & Pfützke 2004).

Für Habitate, in denen die Vogelpopulationen in erster Linie durch Prädation geregelt werden, jedoch kleine Säugetiere (v. a. Nager) und nicht Gelege, Küken und Vögel die wichtigsten Beutetiere darstellen, ist es offensichtlich, dass der Reproduktionserfolg der Vögel mit der Dichte der bevorzugten Beutetiere verknüpft ist. Dies wurde bereits für arktische Limikolen und Gänse nachgewiesen (Lindström et al. 1994, Underhill et al. 1993, Marcström et al. 1988, Summers 1986). In Bezug auf Wiesenlimikolen fanden Beintema & Müskens (1987) Hinweise, dass der Schlupferfolg von Kiebitzen und Uferschnepfen in den Niederlanden mit der Dichte von Wühlmäusen korreliert. Die vorliegende Studie stützt und erweitert diese Erkenntnisse durch die zusätzlichen Untersuchungen zur Mortalität von Kiebitzküken. Ausgehend von unseren Ergebnissen ist es sehr wahrscheinlich, dass nicht nur der Schlupferfolg sondern der gesamte Reproduktionserfolg bei Kiebitzen mit der Populationsdichte von Wühlmäusen korreliert, zumindest wenn die Schäden durch landwirtschaftliche Einflüsse gering sind.

1.5 Literatur

- Aebischer, N.J. (1999): Multi-way comparisons and generalised linear models of nest success: extensions of the Mayfield method. *Bird Study* **46**, 22-31.
- Baines, D. (1990): The roles of predation, food and agricultural practice in determining the breeding success of the Lapwing (*Vanellus vanellus*) on upland grasslands. *J. Anim. Ecol.* **59**, 915-929.
- Baines, D. (1994): Factors determining the breeding success and distribution of lapwings *Vanellus vanellus* on marginal farmland in Northern England. In: Tucker, G.M., S.M. Davies, and R.J. Fuller (eds.): The ecology and conservation of lapwings *Vanellus vanellus*. Peterborough, 41-42.
- 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.
- Bart, J. (1977): Impact of human visitations on avian nesting success. *Living Bird* **16**, 187-192.
- Beintema, A. (1992): Mayfield moet: oefeningen in het berekenen van uitkomstsucces. *Limosa* **65**, 155-162.
- Beintema, A.J. & G.J.D.M. Müskens (1987): Nesting success of birds breeding in dutch agricultural grasslands. *J. Appl. Ecol.* **24**, 743-758.
- Beintema, A.J. & G.H. Visser (1989a): Growth parameters in chicks of charadriiform birds. *Ardea* **77**, 169-180.
- Beintema, A.J. & G.H. Visser (1989b): The effect of weather on time budgets and development of chicks of meadow birds. *Ardea* **77**, 181-192
- Beintema, A.J., J.B. Thissen, D. Tensen & G.H. Visser (1991): Feeding ecology of charadriiform chicks in agricultural grassland. *Ardea* **79**, 31-44.
- Beintema, A.J., O. Moedt & D. Ellinger (1995): Ecologische Atlas van de Nederlandse Weidevogels. Schuyt & Co., Haarlem.
- Bellebaum, J. (2001): Prädation auf Wiesenbrüter in Brandenburg: Untersuchungsmethoden und erste Ergebnisse. *UFZ-Bericht 2/2001*, 117-122.
- Bellebaum, J. (2003): Bestandsentwicklung des Fuchses in Ostdeutschland vor und nach der Tollwutimpfung. *Z. Jagdwiss.* **49**, 41-49.
- Bellebaum, J. & M. Boschert (2003): Bestimmung von Predatoren an Nestern von Wiesenvögeln. *Vogelwelt* **124**, 83-91.

- Berg, A. (1992): Factors affecting nest-site choice and reproductive success of Curlews *Numenius arquata* on farmland. *Ibis* **134**, 355-360.
- Berg, A., T. Lindberg & K.G. Källebrink (1992): Hatching success of lapwings on farmland: differences between habitats and colonies of different sizes. *J. Anim. Ecol.* **61**: 469-476.
- Berg, A., M. Jonsson, T. Lindberg & K.G. Källebrink (2002): Population dynamics and reproduction of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* in a meadow restoration area in central Sweden. *Ibis* **144**, E131-E140.
- Berendse, F., D.E. Chamberlain, D. Kleijn, & H. Schekkerman (2004a): Declining biodiversity in agricultural landscapes and the effectiveness of agri-environment schemes. *Ambio* **33**, 499-502.
- Berendse, F., R. Smit, N. Gilissen, J. Smit, B. Brak & R. Groeneveld (2004b): Ecological effectiveness of agri-environment schemes in different agricultural landscapes in the Netherlands. *Conservation Biology* **18**, 775-786.
- Blühdorn, I. (2004): Development and breeding biology of a population of Lapwings *Vanellus vanellus* during the agricultural extensification of their breeding site. *Wader Study Group Bull.* **103**, 21-22.
- Brandsma, O. (2002): Invloed van de Vos (*Vulpes vulpes*) op de weidevogelstand in het reservaatgebied Giethoorn-Wanneperveen. *De Levende Natuur* **103**, 126-131.
- Brandsma, O. (2004): The influence of foxes on the number of grassland birds in the nature reserve Giethoorn-Wanneperveen. *Wader Study Group Bull.* **103**, p. 16.
- Bresinski, W. & M. Panek (2000): The condition of red fox population in Poland in the end of the nineties. In: Kubiak, S. (ed.): Zwierzyna drbna jako element bioroznorodności środowiska przyrodniczego. Materiały II krajowej, Włocławek, 7.09. – 9.09.2000. *Włocławskie Towarzystwo Naukowe*, 163-171.
- Busche, G. (1995): Niederungen: Wiesenvögel schwanden, Waldvögel sind gekommen – Dauerkonflikt um einen Lebensraum. *Die Heimat* **102**, 175-184.
- Busche, G. (2002): Trockene Moore in Dithmarschen – veränderte Brutvogelbestände. *Zeitschrift Dithmarschen*, Heft **1**, 1-11.
- Chamberlain, D.E. & H.Q.P. Crick (2003): Temporal and spatial associations in aspects of reproductive performance of Lapwings *Vanellus vanellus* in the United Kingdom, 1962-99. *Ardea* **91**, 183-196.
- Dolch, D. (1995): Beiträge zur Säugetierfauna des Landes Brandenburg. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*, Sonderheft 1995, 1-95.

- Drangmeister, D. & B. Knickrehm (1993): Grünlandverlust in den Niederungsbereichen von Süd- und Mittelradde. Unveröff. Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Weser-Ems, Oldenburg.
- Eikhorst, W. & J. Bellebaum (2004): Prädatoren kommen nachts – Gelegeverluste in Wiesenvogelschutzgebieten Ost- und Westdeutschlands. *Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs.* **41**, 81-89.
- Eikhorst, W. & I. Mauruschat (2002): Wiesenvögel in der Wümmeniederung. In: MUNLV des Landes Nordrhein-Westfalen (ed.): Zur Situation feuchtgrünlandabhängiger Vogelarten in Deutschland. Lengerich, 79-96.
- Evans, K.L. (2004): The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* **146**, 1-13.
- Fink, H.-G. (1989): Zur Tollwuthäufigkeit bei verschiedenen Tierarten. *Unsere Jagd* **39**, 38-40.
- Fletcher, K., Warren, P. & Baines, D. (2005) Impact of nest visits by human observers on hatching success in Lapwings *Vanellus vanellus*: a field experiment. *Bird Study* **52**, 221-223.
- Frey, S.N., S. Majors, M.R. Conover, T.A. Messmer, & D.L. Mitchell (2003): Effect of predator control on ring-necked pheasant populations. *Wildl. Soc. Bull.* **31**, 727-735.
- Galbraith, H. (1987) Marking and visiting lapwing *Vanellus vanellus* nests does not affect clutch survival. *Bird Study* **34**, 137-138.
- Gebhardt, H., R. Kinzelbach & S. Schmidt-Fischer (1998): Gebietsfremde Tierarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Ecomed, Landsberg.
- Goldyn, B., M. Hromada, A. Surmacki, & P. Tryjanowski (2003): Habitat use of and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in an agricultural landscape in Poland. *Z. Jagdwiss.* **49**, 191-200.
- Gruber, S. (2004): Survival rates and habitat use of Lapwing families *Vanellus vanellus* on the west coast of Schleswig-Holstein. *Wader Study Group Bull.* **103**, 17.
- Harrison, C. & P. Castell (2004): Jungvögel, Eier und Nester der Vögel Europas, Nordafrikas und des Mittleren Ostens. 2. Aufl. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Hazler, K.R. (2004): Mayfield logistic regression: A practical approach for analysis of nest survival. *The Auk* **121**, 707-716.
- Hensler, G.L. & J.D. Nichols (1981): The Mayfield method of estimating nesting success: A model, estimators and simulation results. *Wilson Bull.* **93**, 42-53.

- Heydon, M.J., J.C. Reynolds & M.J. Short (2001): Variation in abundance of rural foxes (*Vulpes vulpes*) between three regions of rural Britain, in relation to landscape and other variables. *J. Zool.* **251**, 253-264.
- Hötker, H., K.M. Thomsen & H. Köster (2004): Grassland birds on the coast and inland. *Wader Study Group Bull.* **103**, 11.
- Hoodless, A. & M. McKendry (2003): Upland predation experiment at ATE Otterburn. *Sanctuary* **32**, 26-29.
- Jackson, D.B. & R.E. Green (2000): The importance of the introduced hedgehog (*Erinaceus europaeus*) as a predator of the eggs of waders (Charadrii) on machair in South Uist, Scotland. *Biological Conservation* **93**, 333-348.
- Johansson, O. C. & D. Blomqvist (1996): Habitat selection and diet of lapwing *Vanellus vanellus* chicks on coastal farmlands in S.W. Sweden. *J. Appl. Ecol.* **33**, 1030-1040
- Junker, S., R. Ehrnsberger & H. Düttmann (2004): Habitat use and chick mortality of radio-tagged Lapwings *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwits *Limosa limosa* in the Stollhammer Wisch, Lower Saxony. *Wader Study Group Bull.* **103**, 14.
- Kempf, G. (2005): Abundanzdynamik von Kleinsäugerpopulationen im periodisch überschwemmten Grünland – Ergebnisse aus dem Bremer Becken. In: Bundesamt für Naturschutz (ed.): Grundlagen und Maßnahmen für die Erhaltung des Wachtelkönigs und anderer Wiesenvögel in Feuchtgrünlandgebieten. *BfN-Skripten* **141**, 131-138.
- Kleijn, D., F. Berendse, R. Smit, & N. Gilissen (2001): Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* **413**, 723-725.
- Köster, H. & H.A. Bruns (2004): Results of a long-term study on the Lapwing in the lowland plain of the Eider-Treene-Sorge (Schlewig-Holstein). *Wader Study Group Bull.* **103**, 12.
- Köster, H., G. Nehls & K.M. Thomsen (2001): Hat der Kiebitz noch eine Chance? Untersuchungen zu den Rückgangsursachen des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) in Schleswig-Holstein. *Corax* **11**, Sonderheft 2, 121-132.
- Kooiker, G. & C.V. Buckow (1997): Der Kiebitz. Sammlung Vogelkunde im Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Kraak, W.K., G.L. Rinkel & J. Hoogerheide (1940): Oecologische bewerking van de Europese ringgevens van de Kievit (*Vanellus vanellus*). *Ardea* **29**, 151-175.
- Krawczynski, R. & Roßkamp, T. (2001) *Schlupferfolg und Kükenmortalität bei ausgewählten Wiesenvogelarten in einem norddeutschen Grünlandgebiet (Stollhammer Wisch, LK Wesermarsch)*. Biosys e. V.

- Lindström, E., H. Andrén, P. Angelstam, G. Cederlund, B. Hörnfeldt, L. Jäderberg, P.-A. Lemnell, B. Martinsson, K. Sköld & J.E. Swenson (1994): Disease reveals the predator: Sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology* **75**, 1042-1049.
- Marcström, V., R.E. Kenward & E. Engren (1988): The impact of predation on boreal Tetraonids during vole cycles: an experimental study. *J. Anim. Ecol.* **57**, 859-872.
- Mayfield, H. (1961): Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bull.* **73**, 255-261.
- Mayfield, H. (1975): Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bull.* **87**, 456-466.
- Macdonald, D.W. (1980): Rabies and Wildlife. A Biologists' perspective. Oxford University Press, Oxford.
- Melter, J. (2004a): Bestandssituation der Wiesenlimikolen in Niedersachsen. In: Krüger, T. & P. Südbeck (eds.): Wiesenvogelschutz in Niedersachsen. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.* **41**, 10-23.
- Melter, J. (2004b): A four-year study of the breeding success of meadow birds in two areas with different agricultural practice near Osnabrück (Lower Saxony, Germany). *Wader Study Group Bull.* **103**, 11.
- Melter, J. & S. Pfützke (2004): Erfassung von Wiesenlimikolen und Rabenvögeln in der Stollhammer Wisch 2004. Unveröff. Untersuchung im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte im NLÖ. Belm, Bremen.
- Melter, J. & P. Südbeck (2004): Bestandsentwicklung und Bruterfolg von Wiesenlimikolen unter Vertragsnaturschutz: „Stollhammer Wisch“ 1993 – 2002. In: Krüger, T. & P. Südbeck (eds.): Wiesenvogelschutz in Niedersachsen. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.* **41**, 50-74.
- Nehls, G. (1996): Der Kiebitz in der Agrarlandschaft. Perspektiven für den Erhalt des Vogels des Jahres 1996. *Berichte zum Vogelschutz* **34**, 123-132.
- Nehls, G., Beckers, B., Belting, H., Blew, J., Melter, J., Rode, M. & Sudfeldt, C. (2001) Situation und Perspektiven des Wiesenvogelschutzes im Norddeutschen Tiefland. *Corax* **18**, 1-26.
- Onnen, J. (1989): Zur Populationsökologie des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) im Weser-Ems-Gebiet. *Ökol. Vögel* **11**, 209-249.
- Onnen, J. & H. Zang (1995): Kiebitz – *Vanellus vanellus*. In: Zang, H., G. Großkopf & H. Heckenroth (eds.): Die Vögel Niedersachsens. Austernfischer bis Schnepfen. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. B*, Heft **2.5**, Hannover.

- Panek, M. & W. Bresinski (2002): Red fox *Vulpes vulpes* density and habitat use in a rural area of western Poland in the end of 1990s, compared with the turn of 1970s. *Acta theriol.* **47**, 433-442.
- Peach, W.J., P.S. Thompson & J.C. Coulson (1994): Annual and long-term variation in the survival rates of British Lapwings *Vanellus vanellus*. *J. Anim. Ecol.* **63**, 60-70.
- Pegel, H. (2004): Nature conservation measures and their effects on the population of breeding birds in the Fehntjer Tief lowland plains. *Wader Study Group Bull.* **103**, 21.
- Reynolds, J.C. (2000): Fox control in the countryside. The Game Conservancy Trust, Fordingbridge, United Kingdom.
- Robertson, J. & A. Berg (1992): Status and population changes of farmland birds in southern Sweden. *Ornis Svecica* **2**, 119-130.
- Savidge, J.A. (1987): Extinction of an island forest avifauna by an introduced snake. *Ecology* **68**, 660-668.
- Schekkerman, H. & G.J.D.M. Müskens (2001): "Vluchtstroken" als instrument in agrarisch weidevogelbeheer. Het gebruik van vluchtstroken door gezenderde gruttogezinnen. Alterra-rapport 220, Wageningen.
- Schekkerman, H. & G.H. Visser (2001): Prefledging energy requirements in shorebirds: Energetic implications of self-feeding precocial development. *The Auk* **118**, 944-957
- Schifferli, L. (2001): Birds breeding in a changing farmland. *Acta orn.* **36**, 35-51.
- Schoppenhorst, A. (2004): Breeding success and clutch loss of grassland birds in the wet grassland area of the Bremer Becken – initial results of the breeding season 2002. *Wader Study Group Bull.* **103**, 15.
- Schröpfer, R. & M. Stubbe (1992): The diversity of European semiaquatic mammals within the continuum of running water systems – an introduction to the symposium. In: Schröpfer, R., M. Stubbe & D. Heidecke (eds.): Semiaquatische Säugetiere. Martin-Luther-Universität Halle, Halle.
- Seitz, J. (2001): Zur Situation der Wiesenvögel im Bremer Raum. *Corax* **18**, Sonderheft 2, 55-66.
- Short, J., J.E. Kinnear & A. Robley (2002): Surplus killing by introduced predators in Australia – evidence for ineffective anti-predator adaptations in native prey species? *Biol. Conserv.* **103**, 283-301.
- Summers, R.W. (1986): Breeding production of Dark-bellied Brent Geese *Branta b. bernicla* in relation to lemming cycles. *Bird Study* **33**, 105-108.

Tapper, S.C., Potts, G.R. & M.H. Brockless (1996): The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of Grey partridges (*Perdix perdix*). *J. Appl. Ecol.* **33**, 965-978.

Teunissen, W. (2004). Grassland birds in the Netherlands: a current survey of distribution and population trends. *Wader Study Group Bull.* **103**, 14.

Teunissen, W. & H. Schekkerman (2004): Grassland birds and predation: A growing problem in the Netherlands? *Wader Study Group Bull.* **103**, 15.

Underhill, L.G., R.P. Prys-Jones, E.E. Syroechkovski, N.M. Groen, V. Karpov, H.G. Lappo, M.W.J. van Roomen, A. Rybkin, H. Schekkerman, H. Spiekman & R.W. Summers (1993): Breeding of waders (*Charadrii*) and Brent Geese (*Branta bernicla bernicla*) at Pronchishcheva Lake, Northeastern Taimyr, Russia, in a peak and a decreasing lemming year. *Ibis* **135**, 277-292.

Valkama, J., D. Currie & E. Korpimäki (1999): Differences in the intensity of nest predation in the curlew *Numenius arquata*: A consequence of land use and predator densities? *Ecoscience* **6**, 497-504.

Wübbenhorst, J., F. Bairlein, F. Henning, B. Schottler & V. Wolters (2000): Bruterfolg des Kiebitzes *Vanellus vanellus* in einem trocken-kalten Frühjahr. *Vogelwelt* **121**, 15-25.

2 Schlupferfolg und Kükenmortalität von Uferschnepfen (*Limosa limosa*) auf unterschiedlich gemanagten Grünlandflächen in der Stollhammer Wisch (Lkr. Wesermarsch, Niedersachsen)

2.1 Einleitung

Innerhalb Europas liegt der Verbreitungsschwerpunkt der Uferschnepfe in den Marschgebieten der Niederlande und der Norddeutschen Tiefebene. In den Niederlanden brüteten um 1990 etwa 85.000 bis 100.000 Paare, was etwa zwei Drittel des mitteleuropäischen Bestandes entsprach (den Boer 1995). In Deutschland betrug der Gesamtbestand 1999 nach Bauer et al. (2002) etwa 6.600 Brutpaare. Dementsprechend besitzen beide Staaten für den Schutz dieser Limikolenart eine besondere Verantwortung. In den Niederlanden reichen die Schutzmaßnahmen für die Uferschnepfe bereits bis in die 1970er Jahre zurück (Programm: Relationota). Trotzdem ist es hier wie auch in der Bundesrepublik nicht gelungen den bereits in den 1960er Jahren beginnenden Bestandsrückgang aufzuhalten. Im Gegenteil, von allen ehemals häufigen Limikolenarten im Grünland hat die Uferschnepfe neben der Bekassine sogar die größten Verluste zu verzeichnen. Für das Bundesland Niedersachsen, das ca. 70 % des bundesdeutschen Brutbestandes beherbergt, zeichnen neuere Angaben von Südbeck & Krüger (2004) ein düsteres Bild: Im Zeitraum 1980 bis 1995 verlor die Art ca. 20 % ihres Brutareals, wobei die Bestände insgesamt um rund 50 % zurückgingen. Derzeit beträgt der Brutbestand im Gesamtgebiet von Niedersachsen und Bremen noch etwa 4.400 bis 4.600 Brutpaare (Melter & Südbeck 2004).

Die Ursachen für den Rückgang sind vielfältig und werden teilweise kontrovers diskutiert. Es gibt einerseits Hinweise auf eine erhöhte Altvogelsterblichkeit in den 1990er Jahren in den Rast- und Überwinterungsgebieten (van Noordwijk, 2006). Die Uferschnepfe ist eine der wenigen Langstreckenzieher unter den heimischen Limikolen. Ihr Überwinterungsgebiet befindet sich in Zentralafrika (Beintema et al. 1995). In einigen Ländern, insbesondere Südeuropas, hat die Jagd auf Zugvögel eine lange Tradition. Ringfundanalysen und Feldbeobachtungen in Spanien zeigen, dass dabei auch Arten wie die Uferschnepfe bejagd werden, die auch dort offiziell geschützt sind. Der Einfluss der illegalen Bejagung geschützter Limikolenarten ist seit den 1980er Jahren jedoch rückläufig (Barbosa 2001).

Die Mehrzahl der vorgelegten Untersuchungen aus den mitteleuropäischen Brutgebieten kommt zu dem Ergebnis, dass die derzeitigen Reproduktionsraten für den Erhalt der Brutpopulationen selbst in Schutzgebieten unzureichend sind.

Untersuchungen in den Niederlanden am Oenkerker Polder ergaben Reproduktionsraten von 0,33 – 0,61 flügge Küken pro Brutpaar außerhalb und 0,70 flügge Küken pro Brutpaar innerhalb der Schutzgebiete (Kruk et al. 1997). In Untersuchungsgebieten in Noord- und Zuid-Holland wurden Reproduktionsraten von 0,46 – 0,75 flüggen Küken pro Brutpaar festgestellt (Schekkerman & Müskens 2001). Für Norddeutschland liegen Angaben von Schoppenhorst (1996) aus dem Bremer Raum vor. Er berichtet für verschiedene Untersuchungsgebiete im Zeitraum 1998 – 2000 von stark schwankenden Reproduktionsraten zwischen 0,00 und 1,5 Küken pro Brutpaar, wobei in den meisten Gebieten und Jahren die Produktivität zu gering war um die Bestände zu erhalten.

Über die Ursachen des geringen Bruterfolges besteht Unklarheit. Diskutiert werden derzeit die folgenden Faktoren, die allein oder in Kombination für die derzeitige Situation verantwortlich sein sollen: a) Veränderungen in der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung, b) Nahrungsmangel in den Aufzuchthabitaten, c) Witterungseinflüsse und d) Prädation.

Seit Mitte des 20. Jahrhunderts war eine starke Intensivierung der Landwirtschaft zu beobachten. Unter anderem haben folgende Änderungen einen großen Einfluss auf Lebenszyklus von Wiesenvögeln: Vorverlegung und Steigerung der Häufigkeit von Grünlandertragsschnitten verbunden mit einer erhöhten Düngung, höhere Viehbesatzdichten, erhöhter Einsatz von Pestiziden und Antihelminthica, Absenkung des Wasserspiegels und Änderungen in der Fruchtfolge. Weitere Einschränkungen in der Habitatqualität entstehen durch Sekundäreffekte wie beispielsweise die Verdrängung von struktur- und spezie-reichen Pflanzengemeinschaften durch schnellwüchsige und monostrukturelle Zusammensetzungen (Beintema 1986, Kruk et al. 1997, Vickery et al. 2001, Berendse et al. 2004a, b, Whittingham & Evans 2004).

In direktem Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Intensivierung steht die Nahrungssituation in den Aufzuchthabitaten. Hier wird die Möglichkeit in Betracht gezogen, dass starke Nährstoffeinträge, z.B. über Düngung, zu einem veränderten Spektrum an Arthropoden, die an der Vegetation leben, führen und von denen sich die Küken ernähren. Das Nahrungsangebot an Nematoceren und Brachyceren ist nicht mehr ausreichend (Belting 2004, Belting & Belting 1999). In Bezug auf das Nahrungsangebot kommt Siepel (1980 in Beintema et al. 1991) zu einem ähnlichen Ergebnis: mit zunehmendem Düngerauftrag werden die auftretenden Insekten kleiner, d. h. der Vogel muss zur

Nahrungsaufnahme mehr Arbeit investieren. Schekkerman (1997) relativiert diese Angaben. Vielmehr scheint die Mahd einen wesentlich größeren Einfluss auf das Nahrungsangebot der Uferschnepfenküken zu haben: durch frühzeitige Mahd minimiert sich auf den Flächen das Nahrungsangebot für Uferschnepfenküken signifikant, vermutlich sogar unter das für Wachstumsprozesse notwendige Level (Schekkerman & Visser 2001, Schekkerman & Müskens 2001). Frisch gemähte Flächen liefern somit für Uferschnepfenküken nicht genügend Nahrung.

Weitere Störgrößen entstehen durch die Witterung. Kaltwettereinbrüche, insbesondere in Kombination mit Regen, stellen Wiesenvogelküken vor ein Dilemma: da die Küken vieler Wiesenvogelarten erst relativ spät in der Lage sind, selbständig die Körpertemperatur aufrecht zu halten, sind sie bei Kaltwettereinbrüchen auf Wärmezufuhr seitens der Altvögel angewiesen. Während des Hudervorgangs ist es ihnen jedoch nicht möglich, Nahrung aufzunehmen. Nicht selten treten durch Kaltwettereinbrüche bedingte Verluste durch Verhungern oder Erfrieren auf. Uferschnepfenküken sind in dieser Hinsicht nicht so stark gefährdet wie Kiebitzküken: Sie erreichen die thermische Unabhängigkeit bereits im Alter von ca. 15 Tagen (Beintema & Visser 1989a, b, Beintema et al. 1991).

Prädation ist möglicherweise ein gravierendes Problem für den Wiesenvogelschutz. Monitoring-Ergebnisse aus Großbritannien an Kiebitzgelegen zeigten, dass Prädation dort die häufigste Ursache für Gelegeverluste war. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen verschiedene Untersuchungen in den Wiesenvogelgebieten Norddeutschlands und der Niederlande (Chamberlain & Crick 2003, Brandsma 2002, 2004, Köster et al. 2001, Köster & Bruns 2004). Untersuchungen mittels Thermologger und Videokameras zeigten zudem, dass Gelegeverluste vor allem nachts auftraten (Bellebaum 2001, Eikhorst & Bellebaum 2004, Blühdorn 2004).

Die vorliegende Studie untersucht über einen Zeitraum von 3 bzw. 4 Jahren die Ursachen für Gelegeverluste (2001 – 2004) und Kükenmortalität (2002 – 2004) an Uferschnepfen in der Stollhammer Wisch, Landkreis Wesermarsch. Dort werden die Grünlandflächen in definierten Varianten bewirtschaftet. Damit ergab sich die Möglichkeit, zeitliche und bewirtschaftungsbedingte Unterschiede in der Schlupfrate und der Kükenmortalität zu vergleichen. Auf diese Weise lässt sich auch die Signifikanz der Verluste in der Populationsdynamik dieser Vogelart beurteilen.

Im Hinblick auf die Ursachen der zu geringen Reproduktionsraten werden von uns folgende Fragestellungen näher betrachtet:

1. Welchen Einfluss hat die landwirtschaftliche Bewirtschaftung auf die Schlupf- und Überlebensraten von Uferschnepfenküken?
2. Welche landwirtschaftlichen Faktoren sind für den Schlupf der Gelege und das Überleben der Küken entscheidend? Gibt es in diesem Zusammenhang Hinweise auf ein limitierendes Nahrungsangebot?
3. Welchen Einfluss hat die Prädation auf den Reproduktionserfolg, und ist letzterer ausreichend um den Uferschnepfenbestand zu erhalten?
4. Wie können die bestehenden Vertragsnaturschutz-Maßnahmen verbessert werden, um den Bruterfolg der Uferschnepfe zu erhöhen?

2.2 Material und Methoden

2.2.1 Untersuchungsgebiete

Die Studie wurde von 2001 bis 2004 in der Stollhammer Wisch durchgeführt. Die Stollhammer Wisch ist ein ca. 2.700 ha großes, küstennahes Feuchtgrünlandgebiet auf Kleiböden im nördlichen Niedersachsen (N53°31' E08°24'). Charakteristisch ist eine offene Landschaft mit einzelnen, von Bäumen umgebenen Hofstellen. Die Entwässerung erfolgt über ein aufwendiges Grabensystem von verschiedenen Größen und Tiefen. Die einzelnen Parzellen sind in regelmäßigen Abständen von Gruppen (kleine Entwässerungsgräben von ca. 30-50 cm Tiefe und 20-30 cm Breite) durchzogen. Diese Gruppen werden von den Landwirten selbst angelegt und in ca. dreijährigen Intervallen erneuert. Das Grabensystem wird fünfmal im Jahr auch zur Bewässerung genutzt. Der Großteil der hier vorherrschenden Landwirtschaft ist Milchviehhaltung, vereinzelt kommt auch Bullen- und Rindermast sowie Schaf- und Pferdehaltung vor. Die Hauptnutzung der Flächen erfolgt somit durch Beweidung und Mahd. Aufgrund der großen Bedeutung der Stollhammer Wisch als Wiesenvogelbrutgebiet begann das Land Niedersachsen ab 1993 auf freiwilliger Basis (im Rahmen des Niedersächsischen Feuchtgrünlandprogrammes) Bewirtschaftungsverträge mit den Landwirten abzuschließen. Diese Verträge sehen eine finanzielle Entschädigung für Landwirte vor, die durch Maßnahmen zur Steigerung der Attraktivität der Flächen für Wiesenvögel Einbußen in ihrem Erwerb erleiden. Derzeit werden mittels solcher Verträge ca. 800 ha Grünland in unterschiedlichen Varianten bewirtschaftet.

Die vorliegende Untersuchung behandelt 4 unterschiedlich bewirtschaftete Grünlandgebiete; sie konnte aber nur in 3 Gebieten über den vollen Zeitraum (2001 – 2004) durchgeführt werden. Ursächlich für das Ausscheiden eines der Gebiete war das vollständige Erlöschen der dortigen Uferschnepfenpopulation. Nachfolgend sollen die vier Untersuchungsgebiete kurz charakterisiert werden:

a) Großer Schmeerpott (GSP): konventionell bewirtschaftet mit Gelegeschutz

Das Untersuchungsgebiet GSP besteht aus 46 ha konventionell bewirtschaftetem Grünland. Die Beweidung wird hier mit Milchvieh, Mastbullen und Jährlingen in hohen Dichten praktiziert. Die erste Mahd der Wiesenflächen erfolgt wetterabhängig innerhalb der ersten 3 Maiwochen. Eine regelmäßige, jährliche Düngung aller Grünlandflächen mittels Gülle und

Kunstdünger gehört im Untersuchungsgebiet GSP zur ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Nutzung. Die Düngergaben erfolgen entweder im Anschluss an die erste Mahd und/oder zusätzlich im Winter bzw. zeitigen Frühjahr. Das Aufreinigen und Loten der Gräben und Gruppen wird von den Landwirten selbst durchgeführt. Es findet im Herbst oder zeitigen Frühjahr statt. Im Untersuchungsgebiet GSP sind nach Möglichkeit alle Wiesenvogelgelege mittels Bambusstöcken markiert worden, um sie so vor maschineller Zerstörung zu schützen.

b) Flagbalger Sieltief (FBS), überwiegend Vertragsnaturschutz

Das Grünlandgebiet FBS ist 45 ha groß und wird hauptsächlich mittels Bewirtschaftungsverträgen (Vertragstyp 01 und 02, siehe Anlage) gemanagt. Die vertraglichen Regelungen schreiben vor, dass flächendeckende Frühjahrsarbeiten wie Schleppen und Walzen bis zum 15. März abgeschlossen sein müssen. Zudem sehen sie eine Reduzierung der Weideviehdichte auf 2 Großvieheinheiten pro Hektar (GVE/ha) bis zum 15. Juni vor. Die Beweidung erfolgt ausschließlich mittels Milchvieh. Die Bewirtschaftungseinschränkungen erlauben zudem eine erste Mahd frühestens nach dem 15. Mai. Dabei muss entweder von innen nach außen oder alternativ bahnenweise gemäht werden. Keine Einschränkungen gibt es hinsichtlich der Düngung und des Wassermanagement, die somit in gleicher Weise erfolgen wie in GSP.

c) Zwickweg Süd (ZWS), Vertragsnaturschutz mit Wiedervernässung

Dieses Untersuchungsgebiet (25 ha) unterscheidet sich von den vorgenannten sowohl in der Größe als auch in den sehr umfangreichen Bewirtschaftungsaufgaben (Vertragstyp 05 und 19, siehe Anlage). Insbesondere ist eine Mahd erst nach dem 15. Juni erlaubt. Sie hat, ähnlich wie in FBS, bahnenweise oder aber von innen nach außen zu erfolgen. Obwohl eine Düngung außerhalb der Brutzeit (15.03. bis 15.06) möglich ist, verzichten die Landwirte entweder ganz auf sie oder aber düngen nur mäßig in unregelmäßigen Abständen (nicht jährlich). Im Gegensatz zu FBS, wo eine ausschließliche Milchviehbeweidung stattfindet, wird die Beweidung in ZWS hauptsächlich mit Pferden durchgeführt. Im Gegensatz zu allen anderen Gebieten erfolgt in ZWS eine partielle Überflutung der Grünlandflächen durch Rückstau von Niederschlagswasser im Winter. Auch in der anschließenden Brutzeit wird der Wasserspiegel hoch, d.h. 20-30 cm unter Flur, gehalten. Eine weitere Absenkung erfolgt erst ab dem 01.06. eines jeden Jahres.

d) Kontrollfläche Kirchweg (KKW), konventionell bewirtschaftet ohne Gelegeschutz

Das 18 ha große Untersuchungsgebiet Kirchweg befindet sich nördlich des Butjadinger Be- und Entwässerungskanals. Es wurde in 2002 zum ersten Mal als Kontrolle in die Untersuchung einbezogen. Zu diesem Zeitpunkt handelte es sich um ein ausschließlich konventionell bewirtschaftetes Grünlandgebiet. Inzwischen sind allerdings ca. 35 % der Flächen mit Verträgen der Varianten 01 und 02 versehen (siehe Anhang). Die Bewirtschaftung des Gebietes erfolgte seinerzeit durch eine intensive Schafbeweidung (ca. 30 Tiere/ha) im westlichen Teil bzw. durch Mahd im übrigen Teil.

Um als Kontrollgebiet zu fungieren, wurden aufgefundene Gelege nicht wie sonst üblich mit Bambusstöcken markiert, sondern lediglich mittels GPS eingemessen (s. u.).

2.2.2 Gelegekontrollen und Schlupferfolg (Untersuchungszeitraum 2001-2004)

In allen Untersuchungsgebieten wurden die Flächen im Zeitraum Mitte März bis Mitte Juni per Fernglas (Optolyth Alpin NG 10x40) und Spektiv (Optolyth TBS 80, 30fache Vergrößerung) nach brütenden bzw. zu den Gelegen zurückkehrenden Uferschnepfen abgesucht. Jedes lokalisierte Gelege wurde durch 2 Bambusstöcke im Abstand von jeweils 3m zum Nest markiert. In beweideten Flächen erfolgte keine Markierung, da Pferde und Rinder großes Interesse an den Stöcken zeigen und dabei die Umgebung zertreten. Neben diesen optischen Markierungen wurden die Gelegepositionen mittels GPS (Garmin GPS 12) bestimmt. Wurden Gelege unvollständig aufgefunden, so konnte, unter der Annahme, dass das Legeintervall einen Tag beträgt, das Datum der ersten Eiablage errechnet werden. Der voraussichtliche Schlupftermin liegt 22-24 Tage nach der Beendigung der Legephase (Harrison & Castell 2004). Die Gelege wurden sowohl aus der Entfernung (> 100m) als auch durch Besuche im drei- bis viertägigen Intervallen kontrolliert. Die Intervalle wurden kurz vor dem errechneten Schlupftermin verkürzt. Diverse Studien zeigen, dass es keine Hinweise auf ein erhöhtes Prädationsrisiko durch solche Gelegebesuche gibt (Bart 1977, Galbraith 1987, Berg 1992, Fletcher et al. 2005).

Gelege wurden als erfolgreich gewertet, wenn entweder geschlüpfte Küken angetroffen oder aber kleine Eischalenfragmente in der ansonsten leeren Nestmulde gefunden wurden. Gelegeverluste durch Viehtritt oder landwirtschaftliche Maschinen ließen sich im Gegensatz zu Prädationsverlusten leicht erkennen. Die Identifizierung von Prädationsereignissen erfolgte durch leere Nistmulden (ohne kleine Eischalenfragmente) oder Reste von Dotter bzw. größere Eischalenfragmente wie sie für bestimmte Prädatoren typisch sind (zum Vergleich siehe

Bellebaum & Boschert 2003). Zur Identifizierung der Prädatoren wurden Thermologger (Esys GmbH, Berlin, Genauigkeit: 0,5°C) eingesetzt. Mit ihrer Hilfe ist es möglich, den Prädationszeitpunkt über die Gelegetemperatur zu ermitteln. Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum 15 Gelege mit Thermloggern ausgestattet (2002: 7 Gelege, 2003: 8 Gelege).

Der Schlupferfolg wurde getrennt für die einzelnen Gebiete und Jahre analysiert. Dazu wurde der Schlupferfolg nach Ermittlung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege und deren Standardabweichung (siehe Mayfield 1961, 1975 und Hensler & Nichols 1981) berechnet.

2.2.3 Kükenidentifizierung und Kükenüberlebensrate (Untersuchungszeitraum 2002-2004)

Telemetrische Untersuchungen an Uferschnepfenküken wurden von 2002 bis 2004 durchgeführt. Im Rahmen der Pilotstudie 2001 erfolgte ausschließlich eine Besendung von Kiebitzküken (siehe Kapitel 1). Die Lokalisierung und Identifizierung der Küken erfolgte mittels terrestrischer Radiotelemetrie. Hierzu wurden 0,7 g schwere Mini-Sender (PIP3-tags, Biotrack, U.K.) mit einer 15 cm Peitschenantenne aus Federstahl eingesetzt. Die Sender wurden kurz nach dem Schlüpfen auf den Rücken der Tiere mittels hautfreundlichem Klebstoff (Skinbond, Smith & Nephews, U.K.) befestigt. Da die Sender eine Batterieleistung von ca. 30 Tagen haben, erhielten alle Küken bei der Besendung zusätzlich einen Metallring der Vogelwarte Helgoland. Dadurch war es möglich, auch über die Lebensdauer der Sender hinaus Aussagen über das Schicksal der Küken zu machen. Wegen des Wachstums der Küken war es notwendig, die besenderten Individuen in Intervallen von 3-5 Tagen einzufangen, um die Sender nachzukleben. Die Reichweite der Sender hing von mehreren Faktoren ab, wie etwa der Höhe, Dichte und Feuchtigkeit der Vegetation und dem Verhalten des Kükens. Sender von nahrungssuchenden Küken hatten eine Reichweite von 300-500 m, die erheblich absank auf 50-100 m, wenn sich die Küken in Gräben und Bodensenken drückten.

In der vorliegenden Studie wurden die Schicksale von insgesamt 44 Uferschnepfenküken (2002: 13 Küken, 2003: 16 Küken, 2004: 15 Küken) untersucht. Da eintägige Uferschnepfenküken bereits mehr als 2 km zurücklegen können (vgl. Schekkerman 1997), erfolgte die Bestimmung der Position besendeter Individuen in der Regel täglich bis zum Zeitpunkt des Flüggewerdens bzw. Ablebens. Hinsichtlich der Ursache des Ablebens wurden sowohl die tot aufgefundenen Küken als auch ihre Fundorte sorgfältig untersucht. Dies

beinhaltete insbesondere die Autopsie der Küken und die Suche nach Hinweisen auf mögliche Prädatoren bzw. landwirtschaftliche Einflüsse.

Die Kükenüberlebensrate wurde aus den täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der telemetrierten Küken berechnet. Da sich die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit mit dem Alter der Vögel ändert (siehe Beintema et al. 1995), wurden separate Berechnungen für folgende Altersklassen durchgeführt: Altersklasse 1 (AK1): 0-4 Tage, Altersklasse 2 (AK2): 5-9 Tage, Altersklasse 3: (AK3) 10-14 Tage, Altersklasse 4 (AK4): 15-19 Tage und Altersklasse 5 (AK5): ≥ 20 Tage. Auf gleiche Weise wurden altersspezifisch a) das tägliche Prädationsrisiko, b) das Risiko von landwirtschaftlichen Aktivitäten getötet zu werden und c) das Risiko durch Witterungseinflüsse umzukommen, berechnet. Küken, deren Schicksal aufgrund von Senderverlust, unklar blieb, wurden in der Analyse nur in den Altersklassen berücksichtigt, die sie nachweislich vollständig lebend durchlaufen hatten. Die Überlebensrate besonderer Küken wurde unter der Annahme, dass im Alter von 30 Tagen Flugfähigkeit erreicht wird (siehe Beintema et al. 1995, Harrison & Castell 2004), wie folgt berechnet:

$$F = U_1^a \cdot U_2^b \cdot \dots \cdot U_n^n$$

mit

F = Kükenüberlebensrate über den Zeitraum von 35 Tage

$U_{1...n}$ = tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit in den verschiedenen Altersklassen

a...n = Dauer der Altersklassen in Tagen

2.2.4 Reproduktionserfolg (Untersuchungszeitraum 2002-2004)

Die alleinigen Ergebnisse der Radiotelemetrie bilden keine gute Grundlage für eine Abschätzung der Reproduktionsrate des Kiebitzes in der Stollhammer Wisch, da nur ein Bruchteil aller geschlüpften Küken besendert werden kann. Deshalb ist der Reproduktionserfolg anhand einer modifizierten Formel, die ursprünglich von Schekkerman & Müskens (2001) entwickelt wurde, berechnet worden. Diese Formel berücksichtigt die Kükenüberlebensrate auf der Grundlage der geschlüpften Küken der Gesamtpopulation. Letztere kann aus den Gelegedaten in Kombination mit einer Abschätzung der Wahrscheinlichkeit von Ersatzgelegen berechnet werden. Zusammenfassend wurde der Rproduktionserfolg anhand folgender Formel berechnet:

$$R = F \cdot C \cdot H \cdot [1+N_1 \cdot (1-H)] \cdot [1+N_2 \cdot (1-H)] \dots [1+N_n \cdot (1-H)]$$

mit

R = Reproduktionserfolg (flügge Küken pro Brutpaar)

F = Kükenüberlebensrate über den Zeitraum von 35 Tage (zur Berechnung siehe 2.2.3)

C = Anzahl Küken pro erfolgreichem Gelege

H = Schlupferfolg nach Mayfield (1961, 1975)

$N_{1...n}$ = Chance auf Ersatzgelege

Für die Uferschnepfe konnte die Berechnung des Reproduktionserfolges nur für den Zeitraum 2002 bis 2004 durchgeführt werden, da aus dem Untersuchungsjahr 2001 (Pilotstudie) keine telemetrischen Daten zur Kükensterblichkeit vorlagen.

2.2.5 Statistik

Unterschiede im Schlupferfolg und der Überlebensrate von Küken zwischen den Untersuchungsflächen und Jahren wurden mittels „Mayfield logistic regression“ analysiert. Diese Methode stellt eine Erweiterung der klassischen Mayfield-Methode dar, die die Aufnahme von erklärenden Variablen gestattet. Durch einen solchen Ansatz ist die „Mayfield logistic regression“ optimal, wenn Gelege und Küken zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Brutsaison gefunden werden und erklärende Variablen, die das Überleben beider, Gelege und Küken, beeinflussen, untersucht werden sollen (siehe Aebischer 1999, Hazler 2004).

2.3 Ergebnisse

Die Untersuchungen zum Schlupferfolg wurden von 2001 bis 2004 in den Gebieten GSP, FBS und ZWS durchgeführt. Im Gebiet KKW wurde erst im Jahr 2002 mit den Untersuchungen begonnen. Zu diesem Zeitpunkt wurden dort 5 Revierpaare Uferschnepfen festgestellt, wobei allerdings keine Gelege gefunden und per GPS eingemessen werden konnten. Da das Kontrollgebiet bereits frühzeitig intensiv mit Schafen beweidet wurde, nehmen wir an, dass alle vorhandenen Kiebitz- und Uferschnepfengelege bereits in einem frühen Stadium durch Viehtritt verloren gegangen sind. Im Folgejahr 2003 wurden in dem intensiv mit Schafen beweideten Kontrollgebiet noch 2 Uferschnepfenpaare festgestellt, jedoch trotz verstärkter Suche erneut ohne Gelegenachweise. Auch hier nehmen wir an, dass auftretende Gelege bereits frühzeitig durch Viehtritt zerstört worden sind. Im Jahr 2004 schließlich traten in KKW weder Kiebitz- noch Uferschnepfenpaare zur Brutzeit auf. Offensichtlich hat hier der Totalverlust der Gelege in letzter Konsequenz auch zum Erlöschen des gesamten Brutvorkommens geführt. Die folgenden Ergebnisse beziehen sich somit auf die verbliebenen Gebiete GSP, FBS und ZWS.

2.3.1 Schlupferfolg

Die Anzahl der gefundenen Gelege im gesamten Untersuchungsgebiet war im Zeitraum 2001 bis 2004 stabil (Kruskal-Wallis-ANOVA: $\chi^2 = 3,243$; $df = 3$; $p = 0,356$). Auch gab es im Gesamtzeitraum keine signifikanten Unterschiede in der Gelegeanzahl zwischen den Teilgebieten (Kruskal-Wallis-ANOVA: $\chi^2 = 0,625$; $df = 2$; $p = 0,731$). In den einzelnen, unterschiedlich bewirtschafteten Teilgebieten, konnten jedoch bemerkenswerte Unterschiede in den Gelegeanzahlen im Verlauf der Untersuchung festgestellt werden: Während die Anzahl der Gelege im wiedervernässten Vertragsnaturschutzgebiet ZWS von 4 in 2001 auf 7 in 2004 anstieg, konnte im Vertragsnaturschutzgebiet FBS und im konventionell bewirtschafteten Gebiet GSP ein stetiger Rückgang von 19 (FBS) bzw. 14 (GSP) in 2001 auf 2 (FBS) bzw. 3 (GSP) in 2004 beobachtet werden (Tab. 1).

Beim Schlupferfolg konnten keine signifikanten Differenzen festgestellt werden ($\chi^2 = 0,577$; $df = 2$; $p = 0,750$), obwohl die Bewirtschaftung der drei Untersuchungsgebiete sehr unterschiedlich war. Uferschnepfengelege in konventionell bewirtschafteten Gebieten mit aktivem Gelegeschutz hatten den gleichen Schlupferfolg wie Gelege in Vertragsnaturschutzflächen mit bzw. ohne Wiedervernässung. Dies ist erstaunlich, denn die in

den konventionell bewirtschafteten Grünlandflächen gelegenen Nester befanden sich zum Zeitpunkt des Schlupfes ganz überwiegend in „Mähinseln“, d.h. ca. 6 m² großen, hochwüchsigen Grasinseln, die von der Mahd ausgespart wurden (Abb. 1). Ein prädationsbedingter, signifikant niedrigerer Schlupferfolg, wie vielfach immer wieder angeführt, konnte dementsprechend von uns für diese Grasinseln nicht ermittelt werden.



Abb. 1: Konventionelle Bewirtschaftung mit Gelegeschutz durch Markierung. Die Gelege werden bei der Flächenbearbeitung ausgespart.

Jedoch trat ein signifikanter Unterschied im Schlupferfolg zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren auf ($\chi^2 = 11,783$; $df = 3$; $p = 0,008$). Insbesondere das Untersuchungsjahr 2001 wies eine für Uferschnepfengelege sehr niedrige tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit ($p = 0,923$) auf. (Tab. 1). Sie unterschied sich im paarweisen Vergleich der Einzeljahre fast signifikant von allen anderen Untersuchungsjahren (pairwise comparison 2002 gegen 2001: $t = 1,87$; $p = 0,061$; 2003 gegen 2001: $t = 2,53$; $p = 0,011$; 2004 gegen 2001: $t = 1,74$; $p = 0,082$). Die Jahre 2002 – 2004 wiesen keine statistisch nachweisbaren Unterschiede im Schlupferfolg der Uferschnepfengelege auf (pairwise comparison 2002 gegen 2003, 2004 gegen 2003 bzw. 2004 gegen 2002: $t \leq 0,27$; $p \geq 0,401$). In Bezug auf den Schlupferfolg ergab die statistische Analyse ferner einen signifikanten Interaktionseffekt zwischen den beiden Faktoren „Jahr“ und „Untersuchungsgebiet“ ($\chi^2 = 12,636$; $df = 6$; $p = 0,049$). Das bedeutet, dass die drei Untersuchungsgebiete keine

einheitliche Entwicklung der Schlupfraten von Uferschnepfengelege im Zeitverlauf der 4 Untersuchungsjahre zeigten.

Hinsichtlich der Verursachung von Gelegeverlusten lassen sich zwei Haupteffekte benennen: Prädation und Viehtritt.

Tab. 1: Anzahl zerstörter Uferschnepfengelege durch Prädation (P), landwirtschaftliche Flächenbearbeitung (L), Viehtritt (V) und andere (A) Ursachen (z. B. Witterung) in den unterschiedlich bewirtschafteten Untersuchungsgebieten (GSP, FBS, ZWS) der Stollhammer Wisch im Zeitraum 2001-2004. Nesttage stellt die Summe der Expositionstage aller gefundenen Gelege dar (Mayfield 1961). Die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit ist p mit ihrer Standardabweichung sd. Schlupferfolg ist die Wahrscheinlichkeit für Gelege, den Schlupfzeitpunkt unzerstört zu erreichen.

Jahr	Gebiet	Anzahl Gelege	K/G	Verlustursache				Verluste ges.	Nesttage	p	sd	Schlupferfolg
				P	L	V	A					
2001	alle	37	3,6	31	0	0	1	32	382	0,923	0,0142	13,4
2002		16	3,2	4	1	3	2	10	239	0,960	0,0130	35,9
2003		15	3,2	0	1	4	1	6	222	0,974	0,0109	51,3
2004		11	3,9	2	0	0	3	5	139	0,965	0,0158	41,3
gesamt		79		37	2	7	7	53	982	0,949	0,0072	26,9
Mittelwert										0,955	0,013	35,5
2001-2004	FBS	34		20	2	1	1	24	429	0,947	0,0111	25,6
	GSP	27		12	0	0	5	17	361	0,955	0,0111	31,7
	ZWS	18		5	0	6	1	12	192	0,941	0,0175	22,0
	gesamt	79		37	2	7	7	53	982	0,949	0,0072	26,9
	Mittelwert									0,948	0,0132	26,4

Tab. 2: Tägliche Wahrscheinlichkeit (p) und Standardabweichung (sd) für Prädation und Zerstörung durch landwirtschaftliche Einflüsse (einschließlich Viehtritt) von Uferschnepfengelegen auf unterschiedlich bewirtschafteten Grünlandflächen der Stollhammer Wisch im Zeitraum 2001-2004. Nesttage stellt die Summe der Expositionstage aller gefundenen Gelege dar (Mayfield 1961).

Jahr	Gebiet	Anzahl Gelege	Nesttage	Landwirtschaft			Prädation		
				n	p	sd	n	p	sd
2001-2004	FBS	34	429	3	0,0070	0,00402	20	0,0466	0,01018
	GSP	27	361	0	0,0000	0,00000	12	0,0332	0,00944
	ZWS	18	192	6	0,0313	0,01256	5	0,0260	0,01149
	total	79	982	9	0,0092	0,00304	37	0,0377	0,00608
	mittel				0,0127	0,00553		0,0353	0,01037

a) Prädation

Die Wahrscheinlichkeit, ein Gelege durch Prädation zu verlieren, war in den drei benachbarten Untersuchungsgebieten GSP, FBS und ZWS gleich groß ($\chi^2 = 2,1909$; $df = 2$; $p = 0,334$).

Allerdings schwankten die Prädationsverluste signifikant zwischen den Untersuchungsjahren ($\chi^2 = 39,3369$; $df = 3$; $p < 0,001$). Dieser sogenannte „overall effect“ geht auf das Untersuchungsjahr 2001 zurück, in dem die Schlupfrate nur sehr niedrig war. Besonders in der Brutsaison 2001 waren prädationsbedingte Gelegeverluste außerordentlich hoch (siehe

Tab. 1 und Tab. 2). Die tägliche Prädationswahrscheinlichkeit betrug in diesem Jahr 8,1 % über alle Untersuchungsgebiete hinweg. Lässt man das Untersuchungsjahr 2001 unberücksichtigt, so ist zwischen den Jahren kein Unterschied im Prädationsrisiko mehr nachweisbar ($\chi^2 = 4,6223$; $df = 2$; $p = 0,099$). In den Folgejahren sank die Prädationsrate auf ein deutlich niedrigeres Niveau ab. Gleichzeitig stieg der Schlupferfolg signifikant an (siehe oben).

In Hinblick auf die Identifikation der Gelegeprädatoren fanden wir verstärkte Hinweise darauf, dass die meisten Gelege der Brutsaison 2001 von Rotfüchsen (*Vulpes vulpes*) geraubt wurden. Zusammengefasst waren dies 1) eine vermehrte Häufigkeit Resten durch Füchse gerissener Beutetiere, 2) fast ausschließlich nächtliche Prädation und 3) eine positive Korrelation des Schlupferfolges mit der Entfernung zum später gefundenen Fuchsbau (ausführlich in Kapitel 1 dieser Studie).

In den Untersuchungsjahren 2002 und 2003 wurden zur Identifizierung des Prädationszeitpunktes Thermologger eingesetzt. Während dieser Zeit war die tägliche Prädationswahrscheinlichkeit signifikant geringer als in der Brutsaison 2001 (s. o.). Von den insgesamt 15 mit Loggern ausgestatteten Gelegen wurde lediglich eines ausgeraubt. Die Teilprädation fand während der Dämmerungsphase statt. Anschließend konnte keine weitere Bebrütung des Geleges festgestellt werden.

b) Einflüsse der Landwirtschaft

Die landwirtschaftlich bedingten Verluste ließen sich in zwei Gruppen aufteilen: zum einen traten Verluste durch Weidevieh (Viehtritt) auf, zum anderen in Einzelfällen Verluste durch die maschinelle Flächenbearbeitung.

Aufgrund der Bewirtschaftungsverträge bzw. der Gelegemarkierung war nur mit geringen Verlusten durch die maschinelle Flächenbearbeitung (mähen, kreiseln, schwaden) zu rechnen. Insgesamt handelte es sich um zwei Einzelfälle aus den Untersuchungsjahren 2002 und 2003, wobei in beiden Fällen die bereits markierten Gelege der Mahd zum Opfer fielen. Da alle übrigen markierten Gelege von der Mahd verschont blieben, ist davon auszugehen, dass die betroffenen Gelege versehentlich zerstört wurden. Offensichtlich hat der Landwirt die Bambusstäbe beim Mähen übersehen.

Der überwiegende Teil der landwirtschaftlich bedingten Gelegeverluste entstand durch Viehtritt (Tab. 1). Hierbei zeigte sich, dass auch das Beweidungssystem signifikanten Einfluss auf den Schlupferfolg nimmt ($\chi^2 = 11,51$; $df = 2$; $p = 0,003$). So wies das mit Pferden beweidete, wiedervernässte Vertragsnaturschutzgebiet ZWS signifikant höhere Trittverluste

auf als die beiden mit Rindern bewirtschafteten Gebiete (pairwise comparison ZWS gegen GSP bzw. FBS: $t \geq 2,25$; $p \leq 0,024$; GSP gegen FBS: $t = -0,13$; $p = 0,898$). In 2002 kam es durch Viehtritt in ZWS zu einem Totalverlust der Uferschnepfengelege: Im darauf folgenden Jahr 2003 gingen hier nochmals auf die gleiche Weise $\frac{3}{4}$ aller Gelege durch Viehtritt verloren (Tab. 1). Betrachtet man den Einfluss von Viehtritt auf die Schlupfrate der Uferschnepfengelege über alle Untersuchungsgebiete hinweg für Zeitraum 2001 bis 2004, so zeigt sich ein deutlicher Unterschied zwischen den Jahren ($\chi^2 = 15,24$; $df = 3$; $p = 0,002$). Insbesondere im Jahr 2001 waren kaum Gelegeverluste durch Viehtritt zu verzeichnen (Tab. 1). Lässt man dieses Jahr, was aufgrund der hohen Prädationsrate einen Sonderfall darstellt, bei der statistischen Analyse außer betracht, so zeigt sich eine einheitliche Viehtrittswahrscheinlichkeit in den drei Folgejahren ($\chi^2 = 4,2667$; $df = 2$; $p = 0,118$).

2.3.2 Kükenmortalität

Uferschnepfenküken sind hochmobil. Innerhalb ihres ersten Lebenstages können sie bereits Distanzen von bis zu 2 km und mehr zurücklegen (vgl. Schekkerman 1997). Dabei werden auch Gewässer schwimmend überwunden. Fast immer überschreiten die Küken dabei auch die Grenzen der Untersuchungsgebiete. Deshalb war eine management-spezifische Auswertung der Kükensicksale (hier: Vergleich des Überlebens von Uferschnepfenküken zwischen den verschiedenen Untersuchungsgebieten) im vorliegenden Fall nicht möglich.

Zur Untersuchung der Kükenmortalität erfolgte eine Einteilung der Küken in Alterklassen. Erwartungsgemäß zeigte sich, dass die Überlebenswahrscheinlichkeit mit dem Alter der Küken verändert ($\chi^2 = 38,8765$; $df = 4$; $p < 0,001$). Im Einzelnen wiesen Uferschnepfenküken im Alter von 0 – 4 Tagen eine signifikant niedrigere Überlebenswahrscheinlichkeit auf als ältere Küken (Tab. 3; pairwise comparison AK1 gegen AK2, AK3, AK4 und AK5: $t \geq 2,26$; $p \leq 0,024$). Danach ändert sich die Überlebenschance bis zum Zeitpunkt des Flüggegewerdens nicht mehr signifikant. Zwischen den Altersklasse 2 – 5 ließen sich keine statistisch signifikanten Unterschiede mehr nachweisen (pairwise comparisons AK2 bis AK5: $t \geq -0,06$; $p \geq 0,662$).

Unterschiede in der Überlebenswahrscheinlichkeit von Uferschnepfenküken traten auch zwischen den Untersuchungsjahren auf ($\chi^2 = 16,988$; $df = 2$; $p < 0,001$). Die Überlebenswahrscheinlichkeit der Uferschnepfenküken betrug 6,7 % in 2002, 45,5 % in 2003 und 56,2 % in 2004. Der paarweise Vergleich ergibt statistisch signifikante Differenzen

zwischen den Untersuchungsjahren 2002 und 2003 ($t = 2,23$; $p = 0,026$) sowie 2002 und 2004 ($t = 3,99$; $p < 0,001$). Auch zwischen den Untersuchungsjahren 2003 und 2004 konnte erneut ein Steigerungstrend in der Kükenüberlebensrate beobachtet werden ($t = 1,80$; $p = 0,071$). Zwischen den Parametern „Altersklasse“ und „Untersuchungsjahr“ trat kein Interaktionseffekt auf. Das bedeutet, dass die Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken in den einzelnen Altersklassen über die Untersuchungsjahre hinweg keinen signifikanten Schwankungen unterworfen war.

Die Ursachen der Kükenverluste lassen sich folgenden Gruppen zuordnen:

- Prädation (Sender wurde eindeutig von Prädator entfernt bzw. Sender wurde an häufig von Prädator genutztem Ort gefunden, z. B. Ansitzwarte, Horst, Bau)
- landwirtschaftliche Einflüsse (maschinelle Bearbeitung, Ertrinken in Entwässerungsgruppen)
- Witterungseinflüsse (nach Kaltwettereinbrüchen tot aufgefundene, abgemagerte Küken)

Tab. 3: Anzahl getöteter Uferschnepfenküken durch Prädation (P), landwirtschaftliche Flächenbearbeitung (L), Viehtritt (V), Witterung (W) und andere (A) Ursachen (z. B. Tod im Straßengraben) in den verschiedenen Altersklassen in der Stollhammer Wisch im Zeitraum 2001-2004. Kükentage stellt die Summe der Lebensstage der besenderten Uferschnepfenküken dar (nach Mayfield 1961). Die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit ist p mit ihrer Standardabweichung sd .

Altersklasse	Anzahl Küken	Verlustursachen					Verluste gesamt	Kükentage	p	sd
		P	L	V	W	A				
0-4	44	16	3	0	2	0	21	136	0,866	0,0310
5-9	15	0	2	0	0	0	2	127	0,984	0,0110
10-14	9	0	0	0	0	0	0	122	1,000	0,0000
15-19	7	2	0	0	0	0	2	120	0,984	0,0117
≥ 20	3	1	0	0	0	0	1	67	0,985	0,0148
gesamt		19	5	0	2	0	26	572	0,957	0,0087

Tab. 4: Tägliche Wahrscheinlichkeit (p) und Standardabweichung (sd) für Prädation, Tod durch landwirtschaftliche Einflüsse (einschließlich Viehtritt) und Tod durch Witterungseinflüsse für Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch im Zeitraum 2001-2004. Kükentage stellt die Summe der Lebensstage der besenderten Uferschnepfenküken dar (nach Mayfield 1961).

Altersklasse	Kükentage	landwirtschaftl. Einflüsse			Prädation			Wetter		
		n	p	sd	n	p	sd	n	p	sd
0-4	136	3	0,0221	0,01259	16	0,1176	0,02763	2	0,0147	0,01032
5-9	127	2	0,0157	0,01105	0	0,0000	0,00000	0	0,0000	0,00000
10-14	122	0	0,0000	0,00000	0	0,0000	0,00000	0	0,0000	0,00000
15-19	120	0	0,0000	0,00000	2	0,0167	0,01169	0	0,0000	0,00000
≥ 20	67	0	0,0000	0,00000	1	0,0149	0,01481	0	0,0000	0,00000
gesamt	572	5	0,0087	0,00389	19	0,0332	0,00749	2	0,0035	0,00247

a) Prädation

Ähnlich wie bei den Gelegeverlusten war Prädation die Hauptursache für Kükenverluste (Tab. 3, Tab. 4). Im Untersuchungszeitraum 2002 bis 2004 waren Prädatoren für 73 % der eindeutigen Kükenverluste verantwortlich. Der Einfluss der Prädatoren schwankte zwischen 50 – 100 % pro Jahr.

Das Prädationsrisiko ist vom Alter des Kükens abhängig ($\chi^2 = 34,23$; $df = 4$; $p < 0,001$). Besonders unmittelbar nach dem Schlupf sind Uferschnepfenküken erheblich mehr gefährdet als in späteren Abschnitten der Ontogenese (pairwise comparison AK1 gegen AK2, AK3, AK4, AK5: $t \geq -2,52$; $p \leq 0,05$).

Unterschiede im Küken-Prädationsrisiko zwischen den Untersuchungsjahren 2002 bis 2004 konnten statistisch nicht nachgewiesen werden ($\chi^2 = 5,15$; $df = 2$; $p = 0,076$). Allerdings zeigt der niedrige p-Wert an, dass solche Unterschiede möglicherweise bei einem größeren Stichprobenumfang bestehen könnten.

In 9 der insgesamt 19 eindeutigen Prädationsfälle konnten die Verursacher ermittelt bzw. eingegrenzt werden. Dabei handelte es sich in 5 Fällen um Prädation durch Greif- und Rabenvögel, in 4 Fällen konnten Raubsäuger als Verursacher festgestellt werden (Tab. 5).

Tab. 5 : Identifizierte Prädatoren von Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch im Untersuchungszeitraum 2002 bis 2004.

	2002	2003	2004
Prädation gesamt	6	7	6
Raubsäuger		2	2
davon Iltis (<i>Mustela putorius</i>)			1
Vögel	2	1	2
davon Mäusebussard (<i>Buteo buteo</i>)			2
nicht identifizierter Prädatör	4	4	2

b) Einflüsse der Landwirtschaft

Im Untersuchungszeitraum 2002 bis 2004 kamen insgesamt 5 Küken durch landwirtschaftliche Einflüsse ums Leben. Ursachen für diese Verluste waren die landwirtschaftliche Flächenbearbeitung (4 Fälle) sowie Ertrinken bzw. Erfrieren in Entwässerungsgrüben (1 Fall; Tab. 3, Tab. 4).

Die statistische Analyse ergab, dass das Risiko durch maschinelle Flächenbearbeitung, insbesondere die Mahd, getötet zu werden, nicht altersabhängig ist ($\chi^2 = 7,4752$; $df = 4$; $p = 0,113$). Ältere Küken tragen somit ein ähnlich hohes Risiko wie jüngere Tiere.

Die Gefahr, durch landwirtschaftliche Einflüsse ums Leben zu kommen, nahm für Uferschnepfenküken im zeitlichen Verlauf der Untersuchung signifikant ab ($\chi^2 = 14,9351$; $df = 2$; $p < 0,001$). Diese Entwicklung ist ganz wesentlich auf eine veränderte Bewirtschaftung der Grünlandflächen in den Gebieten GSP und FBS zurückzuführen. Traten hier in 2002 noch größere Verluste durch die Mahd auf, so konnten diese in den Folgejahren durch das Anlegen sogenannter „Fluchstreifen“ (hier: 3 – 5 m breite ungemähte Streifen entlang eines Grabens oder Grütpe beim ersten Grasschnitt) in Verbindung mit angepasster Mähweise (von innen nach außen oder bahnenweise auf den Fluchstreifen zu) minimiert werden. Dass diese Maßnahmen erfolgreich waren, wird durch die statistische Analyse belegt. Der auftretende signifikante Jahreseffekt stellt also einen positiven Managementeffekt dar.

c) Witterungseinflüsse

Lediglich zwei besenderte Uferschnepfenküken kamen im Untersuchungszeitraum 2002 bis 2004 durch Witterungseinflüsse ums Leben (Tab. 3, Tab. 4). Beide Küken stammten aus der Alterklasse 1 (0-4 Tage). Insgesamt konnte jedoch diesbezüglich kein signifikant höheres Risiko für jüngere Küken nachgewiesen werden ($\chi^2 = 5,3678$; $df = 4$; $p = 0,252$). Ebenso traten zwischen den drei Untersuchungsjahren keine signifikanten Unterschiede in den witterungsbedingten Kükenverlusten auf ($\chi^2 = 1,9876$; $df = 2$; $p = 0,370$).

2.3.3 Reproduktionserfolg

Die Berechnung des Reproduktionserfolges erfolgte für die Untersuchungsjahre 2002 – 2004. Im Rahmen der Pilotstudie 2001 wurden keine Uferschnepfenküken besendert, deshalb liegen hier keine vergleichbaren Daten zur Kükenüberlebensrate vor.

Im Untersuchungsjahr 2002 wurden lediglich 0,20 Küken pro Brutpaar flügge. Ursächlich war hier die geringe Schlupfrate, die durch Viehtrittverluste und Prädation bedingt wurde. In den Folgejahren stieg die Reproduktionsrate auf 0,69 (2003) bzw. 0,88 Küken pro Brutpaar (2004) an.

Viele Prädationsverluste entstanden durch Beutegreifer, deren Hauptbeutetier Wühlmäuse (*Microtus spec.*) sind. Da diese Prädatoren, wie z.B. Mäusebussard (*Buteo buteo*), Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) und Hermelin (*Mustela erminea*), auf andere Nahrungsquellen ausweichen müssen, wenn die Wühlmausdichte gering ist, wurde untersucht, ob es Zusammenhänge zwischen dem Reproduktionserfolg von Uferschnepfen und der Wühlmausedichte gibt. Informationen zu Wühlmausdichten im Weser-Ems-Raum erhielten wir aus der Haseaue bei

Meppen. Hier wurden in einem Langzeitprojekt mittels standardisierter Lebendfangmethoden Populationsschwankungen von Feldmaus (*Microtus arvalis*), Erdmaus (*Microtus agrestis*) und Rötelmaus (*Clethrionomys glareolus*) festgehalten (R. Schröpfer, Universität Osnabrück, schriftl. Mitt.).

Obwohl der Stichprobenumfang für einen statistischen Ansatz zu gering war, lassen die vorliegenden Daten einen signifikanten Einfluss der Wühlmausdichte auf den Reproduktionserfolg der Uferschnepfe im nördlichen Niedersachsen vermuten: Bei niedriger Dichte wurde ein hoher Prädationsdruck auf Uferschnepfengelege festgestellt (siehe Tab. 1, Tab. 2), der sich unmittelbar in einer niedrigen Reproduktionsrate niederschlug. In den Folgejahren stieg die Populationsdichte der Wühlmäuse wieder an. Mit offensichtlich einer 1-jährigen Zeitverzögerung wurde auch eine steigende Reproduktionsrate bei Uferschnepfen festgestellt (Abb. 2).

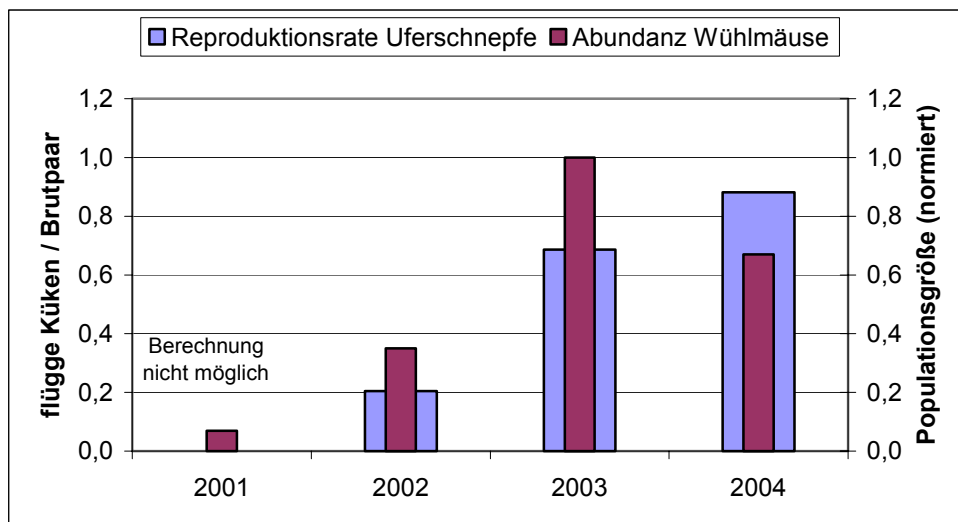


Abb. 2: Reproduktionsrate von Uferschnepfen in der Stollhammer Wisch im Vergleich mit der Dichte von Wühlmauspopulationen im Weser-Ems-Raum. Zur Normierung der Größe der Wühlmauspopulation wurde das Jahr 2003 als Referenzjahr (Populationsgröße = 1,0) gewählt. Für das Jahr 2001 war eine Berechnung der Reproduktionsrate nicht möglich, da keine Uferschnepfenküken besendert wurden.

2.4 Diskussion

2.4.1 Statistische Aspekte

Die Genauigkeit der Berechnung von Schlupfraten und Kükenüberlebensraten nach der von Mayfield (1961, 1975) entwickelten Methode ist maßgeblich von der Probengröße abhängig. Zum Erreichen einer maximalen Genauigkeit sind tausende von „Nesttagen“ oder „Kükentagen“ notwendig (Beintema 1992, Beintema et al. 1995): Obwohl die vorliegende Studie über 4 Jahre angelegt war, waren die Anzahl der Nesttage bzw. der Kükentage natürlich begrenzt und erreichten nicht die für eine hochakkurate Berechnung der Reproduktionsrate geforderte Anzahl. Eine maximale Genauigkeit in der Berechnung der Schlupfrate und der Kükenüberlebensrate zu erlangen war jedoch nicht das Hauptziel dieser Studie. Wie schon eingangs beschrieben, sollte das Hauptaugenmerk auf die Kausalfaktoren gerichtet werden, die den Reproduktionserfolg der Uferschnepfe beeinflussen, namentlich der Einfluss von Landwirtschaft und Prädation. Aus diesem Grund wurde die statistische Analyse mittels multivariater Verfahren (logistische Regression mit binärem Ansatz) durchgeführt, da dieser Ansatz die Varianz der Daten in der Berechnung berücksichtigt.

2.4.2 Verursachung von Gelegeverlusten und Kükenmortalität

a) Landwirtschaftliche Bewirtschaftung

Im Laufe der Untersuchung wurden sowohl bei Gelegen als auch bei den Küken Verluste durch landwirtschaftliche Einflüsse verursacht. Bei Gelegen der Uferschnepfe entstanden die landwirtschaftlich bedingten Verluste zum einen durch Viehtritt und zum anderen in Einzelfällen auch durch die maschinelle Flächenbearbeitung. Die landwirtschaftlich bedingten Kükenverluste entstanden durch Mahd und Ertrinken bzw. Erfrieren in steilwandigen Entwässerungsgruppen.

Beweidung und Viehtritt

Im wiedervernässten Vertragsnaturschutzgebiet ZWS traten in den Untersuchungsjahren 2002 und 2003 hohe Gelegeverluste durch Viehtritt auf. Ursächlich war hier offensichtlich einerseits in 2002 die Beweidung mit (Pensions-) Pferden bzw. 2003 mit jungen Rindern, andererseits aber sicherlich auch die Tatsache, dass sich sowohl das Weidevieh als auch die

Uferschnepfengelege auf die nicht überstauten, trockenen Bereiche der einzelnen Parzellen konzentrierten. Im Untersuchungsjahr 2004 erfolgte die Beweidung der von Uferschnepfen besiedelten Flächen von ZWS durch tragende, teilweise ältere Milchkühe. In dieser Brutsaison traten im Gebiet ZWS keine Verluste durch Viehtritt mehr auf. Ganz offensichtlich hängen also die Verluste durch Viehtritt nicht nur von der Weideviehdichte ab, sondern werden auch ganz wesentlich vom Beweidungssystem beeinflusst. Beintema & Müskens (1987) ermittelten junge Rinder als stärkste Verursacher für Trittschäden bei Wiesenvogelgelegen. Sie kamen zu dem Schluss, dass junge Rinder für die wiesenvogelfreundliche Grünlandbewirtschaftung ungeeignet sind, da die verursachten Trittschäden in sehr ungünstiger Relation zur aufgenommenen Nahrungsmenge der Rinder stehen.

Verluste durch Viehtritt traten bei Uferschnepfenküken, im Gegensatz zu Kiebitzküken (siehe Kapitel 1), in der Stollhammer Wisch nicht auf. Dieses ist in erster Linie auf die Habitatnutzung der Uferschnepfen zurückzuführen: gerade in den ersten Lebenswochen suchen Uferschnepfenküken ihre Nahrung in der hohen, ca. 20-30cm hohen Vegetation. Sie picken hier Insekten von der Vegetation ab (Schekkerman et al. 1998, Beintema et al. 1995). Flächen mit dieser Vegetationshöhe sind in der Regel unbeweidet, so dass Trittverluste deshalb eher unwahrscheinlich sind (siehe auch Kapitel 4 zu Habitatpräferenzen von Kiebitz- und Uferschnepfenküken).

Maschinelle Flächenbearbeitung

Für Uferschnepfengelege stellt die Mahd im Gegensatz zu Kiebitzgelegen generell eine große Gefahr dar. Zum einen bevorzugen Uferschnepfen am Gelegestandort höhere Vegetation (Kapitel 3 dieser Studie, Johansson 2001), die in der Stollhammer Wisch vor allem auf Mähwiesen zu finden ist. Zum anderen liegen die Schlupfzeitpunkte später als bei Kiebitzgelegen, die in der Regel vor dem Mähtermin schlüpften. Der Großteil der Uferschnepfengelege in der Stollhammer Wisch schlüpfte Mitte Mai (Junker et al. 2002, 2003, 2004). Da auf konventionell genutzten Flächen hier der erste Ertragsschnitt je nach Witterungsbedingungen ab Anfang Mai durchgeführt wird und auf Flächen mit Bewirtschaftungsverträgen der Varianten 01 bis 06 (siehe Anhang) die Mahd nach dem 15. Mai erlaubt ist, liegt hier eine akute Gefährdung vor. Aus konventionellen Intensivgrünlandflächen sind hohe Verluste durch die Mahd bekannt (Beintema 1986, Beintema et al. 1995, Melter & Südbeck 2004). Sowohl der Termin des ersten Ertragsschnittes als auch der Brutzeitpunkt von Wiesenvögeln hängt maßgeblich von der

Witterung im Frühjahr (Temperatursumme) ab. Schiebt man den anhand der Temperatursumme errechneten Termin für den ersten Ertragsschnitt um 1 – 2 Wochen auf, so wird die Wahrscheinlichkeit für Wiesenvogelgelege, die Mahd ohne weitere Schutzmaßnahme zu überstehen, derart gesteigert, dass die für eine stabile Population erforderlichen Reproduktionsraten erreicht werden können (Kruk et al. 1996).

Im Laufe unserer Untersuchungen stellten wir nur geringe Verluste von Uferschnepfengelegen durch die landwirtschaftliche Flächenbearbeitung in der Stollhammer Wisch fest. Dies ist nicht weiter verwunderlich, da genau diese Verluste schließlich durch die Gelegemarkierung auf konventionellen und auch auf Vertragsnaturschutzflächen ausgeschlossen werden sollten. Gelegemarkierung und Gelegeprämien sind einfache, aber sehr erfolgsversprechende Maßnahmen zur Reduzierung von Gelegeverlusten auf konventionell bewirtschafteten Agrarflächen. Nicht zu vernachlässigen ist dabei auch der positive Nebeneffekt der persönlichen Identifizierung seitens des Landwirtes mit dem Bruterfolg der Wiesenvögel: in vielen Fällen wird der Bruterfolg als Bewirtschaftungserfolg des eigenen landwirtschaftlichen Betriebes betrachtet (Roßkamp 2000, Musters et al. 2001). In den 4 Jahren unserer Untersuchungen sind nur 2 markierte Uferschnepfengelege ausgemäht worden. Hier waren die Markierungen offensichtlich übersehen worden, da in beiden Fällen alle weiteren auf den Flächen befindlichen Gelege bei der Bearbeitung ausgespart wurden.

Durch die maschinelle Flächenbearbeitung traten in der Stollhammer Wisch auch Verluste bei Uferschnepfenküken auf. Nach Schekkerman et al. (1998) bevorzugen Uferschnepfenküken zur Nahrungssuche in den ersten Lebenswochen Grünlandflächen mit hoher Vegetation (> 2 cm). Gerade hier laufen sie Gefahr, ausgemäht zu werden. Untersuchungen in den Niederlanden zeigten, dass diese Gefahr insbesondere für frisch geschlüpfte Küken besteht, während ältere Küken häufig in der Lage sind zu flüchten (Kruk et al. 1997). Diese Beobachtung konnten wir in unseren Untersuchungen zwar nicht bestätigen, da wir keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den Alterklassen feststellen konnten. Dennoch, oder gerade deshalb, unterstreichen diese niederländischen Ergebnisse die Forderung nach Fluchtbrechen für Uferschnepfenküken. Die Einführung von Fluchtbrechen reduzierte in der Stollhammer Wisch die Mahdverluste auf null. Uferschnepfenküken, die in etwa zeitgleich mit dem Mähtermin schlüpften, wechselten von ihrer Grasinsel in den Fluchtbrechen und hielten sich dort mehrer Tage auf (Abb. 3). Untersuchungen zu Fluchtbrechen aus den Niederlanden zeigten, dass Uferschnepfenküken breite Fluchtbrechen (> 2 m) lieber aufsuchen als schmalere (1 – 2 m). Fluchtbrechen wurden über längere Zeiträume als Aufzucht habitat genutzt, in denen Küken erfolgreich flügge wurden (Schekkerman & Müskens 2001).



Abb. 3: Fluchtstreifen als Kükenhabitat: Das Uferschnepfenküken FBU03-085 schlüpfte etwa zeitgleich mit dem Mähtermin und wechselte in Fluchtstreifen, wo es sich über mehrere Tage aufhielt. (Abbildung aus Junker et al. 2003)

Entwässerungsgruppen

Weitere landwirtschaftlich bedingte Verluste bei Wiesenvögeln traten in der Stollhammer Wisch durch das Hineinfallen in steilwandige, teilweise mit Wasser gefüllte Entwässerungsgruppen auf. Während gerade junge Kiebitzküken besonders betroffen waren (Kapitel 1), wurden Verluste von Uferschnepfenküken nur in einem Einzelfall beobachtet. Grundsätzlich ist jedoch davon auszugehen, dass auch für die im Vergleich zu Kiebitzküken größeren und kräftigeren Küken der Uferschnepfe durch steilwandige Gruppen gefährdet sind. Insofern sollte auch im Hinblick auf den Reproduktionserfolg von Uferschnepfen das „kükenfreundliche“ Gruppenmanagement (flachere Profile, Aufreinigung im Herbst, siehe Kapitel 1) beachtet werden.

b) Prädation

Über den Gesamtzeitraum betrachtet, stellt Prädation die Hauptverlustursache für Uferschnepfengelege und -küken dar. Dabei konnte für die Gelege eine signifikant höhere Prädationswahrscheinlichkeit im Untersuchungsjahr 2001 festgestellt werden. Ursächlich war hier die Ansiedlung und Reproduktion einer Fuchsfamilie in direkter Nähe der Untersuchungsgebiete (ausführlich in Kapitel 1).

Das Prädationsrisiko war bei Uferschnepfenküken altersabgängig. Besonders junge Küken waren am stärksten betroffen. Gleiches wurde bereits für Kiebitzküken festgestellt (Kapitel 1). Möglicherweise machen sich Prädatoren die Unerfahrenheit junger Küken zunutze. Beispielsweise bevorzugen Sperber (*Accipiter nisus*), die als typische Generalisten gelten, in Küstenregionen Rotschenkel (*Tringa totanus*) als Beutetiere. Dabei spielt in erster Linie ihre Verwundbarkeit und nicht ihre Abundanz eine Rolle (Quinn & Cresswell 2004).

c) Witterung

Die Verluste durch Kaltwettereinbrüche waren bei Uferschnepfenküken im Verlauf der Untersuchung gering. Lediglich zwei Küken starben aufgrund von Witterungseinflüssen. Es ließen sich weder Unterschiede zwischen den Jahren noch für die verschiedenen Altersgruppen nachweisen.

Wiesenvogelküken erreichen zu unterschiedlichen Zeitpunkten die thermische Unabhängigkeit (Homöothermie). Während Kiebitzküken bis zu vier Wochen auf Wärmezufuhr durch die Elterntiere während Kälteperioden angewiesen sind, sind Uferschnepfenküken schon nach ca. 10 Tagen in der Lage, die Körpertemperatur selbständig zu halten. Dies wird nicht zuletzt durch das Oberflächen/Volumen-Verhältnis bedingt, das bei Uferschnepfen günstiger ausfällt als bei Kiebitzküken (Beintema & Visser 1989a, b).

2.4.3 Reproduktion

Legt man als Schwellenwert für eine stabile Uferschnepfenpopulation eine erforderliche jährliche Reproduktionsrate von 0,6 – 0,7 flüggen Küken pro Brutpaar zugrunde (Scheckerman et al. 1998), muss man feststellen, dass dieser Wert im Untersuchungsjahr 2002 bei weitem nicht erreicht wurde. In den Folgejahren jedoch stieg die Reproduktionsrate deutlich an. Mit 0,88 Küken pro Brutpaar lag der Reproduktionserfolg sogar deutlich über dem geforderten Mindestwert.

Wird in Habitaten die Vogelpopulationen in erster Linie durch Prädation geregelt und sind kleine Säugetiere (v. a. Nager) und nicht Gelege, Küken und Vögel die wichtigsten Beutetiere, dann ist es offensichtlich, dass der Reproduktionserfolg der Alternativbeute Vögel mit der Dichte der anderen, bevorzugten Beutetiere verknüpft. Dies wurde bereits für arktische Limikolen und Gänse nachgewiesen (Lindström et al. 1994, Underhill et al. 1993, Marcström et al. 1988, Summers 1986). Beinteman & Müskens (1987) formulierten einen Zusammenhang der Schlupfrate von Wiesenvögeln mit der Populationsdichte von Wühlmäusen. Diese sind zyklisch verlaufenden Bestandschwankungen unterworfen, deren Periode ungefähr 3 – 5 Jahre beträgt. Der Vergleich der in der Stollhammer Wisch gemessenen Reproduktionsraten mit der Populationsdichte von Wühlmäusen lässt zumindest eine Koinzidenz erkennen: Legt man für das Jahr 2001 einen niedrigeren Reproduktionserfolg als für 2002 zugrunde (Abschätzung anhand der Schlupfrate der Uferschnepfe Tab. 3 und der Überlebensrate von Kiebitzküken aus 2001, Kapitel 1 Tab. 3), so wird deutlich, dass bei niedrigen Populationsdichten von Wühlmäusen nur geringe Reproduktionsraten bei Wiesenvögeln erreicht werden. Die Folgejahre zeigen steigende Mäusepopulation und steigende Populationsraten bei Wiesenvögeln. Ausgehend von unseren Ergebnissen ist es sehr wahrscheinlich, dass nicht nur der Schlupferfolg sondern der gesamte Reproduktionserfolg bei Uferschnepfen mit der Populationsdichte von Wühlmäusen korreliert, zumindest wenn die Schäden durch landwirtschaftliche Einflüsse gering sind.

2.5 Literatur

- Aebischer, N.J. (1999) Multi-way comparisons and generalized linear models of nest success: extensions of the Mayfield method. *Bird Study* **46**, 22-31.
- Barbosa, A. (2001) Hunting impact on waders in Spain: effects of species protection measures. *Biodiversity and Conservation* **10**, 1703-1709.
- Bart, A. (1977) Impact of human visitations on avian nesting success. *Living Bird* **16**, 187-192.
- Bauer, H.-G., Berthold, P., Boye, P., Knief, W., Südbeck, P. & Witt, K. (2002) Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. *Ber. Vogelschutz* **39**, 13-60.
- Beintema, A.J. (1986) Nistplatzwahl im Grünland: Wahnsinn oder Weisheit? *Corax* **11**, 301-310.
- Beintema, A.J. & Müskens, G. J. D. M. (1987) Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grassland. *Journal of Applied Ecology* **4**, 743-758.
- Beintema, A.J. & Visser, G. H. (1989a) The effect of weather on time budget and development of chicks of meadow birds. *Ardea* **77**, 181-192.
- Beintema, A.J. & Visser, G. H. (1989b) Growth parameters in chicks of charadriiformes birds. *Ardea* **77**, 169-180.
- Beintema, A.J., Thissen, J. B., Tensen, D. & Visser, G. H. (1991) Feeding ecology of charadriiform chicks in agricultural grassland. *Ardea* **79**, 31-44.
- Beintema, A.J. (1992) Mayfield moet: oefeningen in het berekenen van uitkomstsucces. *Limosa* **65**, 155-162.
- Beintema, A.J., Moedt, O. & Ellinger, D. (1995) *Ecologische Atlas van de Nederlandse Weidevogels*. Schuyt & Co.
- Bellebaum, J. (2001) *Naturschutz und Verhalten* (eds E. Gottschalk, A. Barkow, M. Mühlenberg & J. Settele), pp. 117-122. UFZ Leipzig-Halle, Leipzig.

- Belting,H. (2004) Wet grassland management and the protection of grassland birds at the Dümmer, Lower Saxony. *Wader Study Group Bulletin* **103**, 20.
- Belting,S. & Belting, H. (1999) Zur Nahrungsökologie von Kiebitz- (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfen- (*Limosa limosa*) Küken im wiedervernässten Niedermoor-Grünland am Dümmer. *Vogelkdl.Ber.Niedersachs.* **31**, 11-25.
- Berendse,F., Smit, R., Gilissen, N., Smit, J., Brak, B. & Groeneveld, R. (2004) Ecological effectiveness of agri-environmental schemes in different agricultural landscapes in the Netherlands. *Conservation Biology* **18**, 775-786.
- Berendse,F., Chamberlain, D. E., Kleijn, D. & Schekkerman, H. (2004) Declining biodiversity in agricultural landscapes and the effectiveness of agri-environment schemes. *Ambio* **33**, 499-502.
- Berg,A., Lindberg, T. & Källebrink, K. G. (1992) Hatching success of lapwings on farmland: differences between habitat and colonies of different sizes. *J.Anim.Ecol.* **61**, 469-476.
- Blühdorn,I. (2004) Development and breeding biology of a population of Lapwings *Vanellus vanellus* during the agricultural extensification of their breeding site. *Wader Study Group Bulletin* **103**, 22-23.
- Brandsma,O. (2002) Infloed van de vos (*Vulpes vulpes*) op de weidevogelstand in het reservaatgebied Giethoorn-Wanneperveen. *De Levende Natuur* **103**.
- Brandsma,O. (2004) The influence of foxes on the number of grassland birds in the nature reserve Giethoorn-Wanneperveen. *Wader Study Group Bulletin* **103**, 16.
- Chamberlain,D.E. & Crick, H. Q. P. (2003) Temporal and spatial associations in aspects of reproductive performance of Lapwings *Vanellus vanellus* in the United Kingdom, 1962-99. *Ardea* **91**, 183-196.
- Den Boer,T. (1995) *Feiten voor bescherming*. Technische Rapporten Techn. Rapp. Vogelbescherming Nederland.
- Eikhorst,W. & Bellebaum, J. (2004) Prädatoren kommen nachts - Gelegeverluste in Wiesenvogelschutzgebieten Ost- und Westdeutschlands. *Naturschutz Landschaftspfl.Niedersachs.* **41**, 81-89.

Fletcher, K., Warren, P. & Baines, D. (2005) Impact of nest visits by human observers on hatching success in Lapwings *Vanellus vanellus*: a field experiment. *Bird Study* **52**, 221-223.

Galbraith, H. (1987) Marking and visiting lapwing *Vanellus vanellus* nests does not affect clutch survival. *Bird Study* **34**, 137-138.

Harrison, C. & Castell, P. (2004) *Jungvögel, Eier und Nester der Vögel Europas, Nordafrikas und des Mittleren Ostens.*, 2 edn. Aula-Verlag, Wiebelsheim.

Hazler, K.R. (2004) Mayfield logistic regression: a practical approach for analysis of nest survival. *The Auk* **121**, 707-716.

Hensler, G.L. & Nichols, J. D. (1981) The Mayfield method of estimating nesting success: A model, estimators and simulation results. *Wilson Bull.* **93**, 42-53.

Johansson, T. (2001) *Habitat selection, nest predation and conservation biology in a black-tailed godwit (*Limosa limosa*) population.* Dissertation, Universität Uppsala, Schweden.

Junker, S., Düttmann, H. & Ehrnsberger, R. (2002) *Telemetrie an Kiebitz- und Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch).* unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Weser-Ems.

Junker, S., Düttmann, H. & Ehrnsberger, R. (2003) *Telemetrie an Kiebitz- und Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch) 2003.* unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Weser-Ems.

Junker, S., Düttmann, H. & Ehrnsberger, R. (2004) *Telemetrie an Kiebitz- und Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch) 2004.* unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Weser-Ems.

Köster, H., Nehls, G. & Thomsen, K.-M. (2001) Hat der Kiebitz noch eine Chance? Untersuchungen zu den Rückgangsursachen des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) in Schleswig-Holstein. *Corax* **18**, Sonderheft 2, 121-132.

Köster, H. & Bruns, H. A. (2004) Results of a long-term study on the Lapwing in the lowland plain of the Eider-Treen-Sorge (Schleswig-Holstein). *Wader Study Group Bulletin* **103**, 12.

- Kruk, M., Noordervliet, M. A. W. & ter Keurs, W. J. (1996) Hatching dates of waders and mowing dates in intensively exploited grassland areas in different years. *Biological Conservation* **77**, 213-218.
- Kruk, M., Noordervliet, M. A. W. & ter Keurs, W. J. (1997) Survival of black-tailed godwit chicks (*Limosa limosa*) in intensively exploited grassland areas in the Netherlands. *Biological Conservation* **80**, 127-133.
- Lindström, E. R., Andresen, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P.-A., Martinsson, B., Sköld, K. & Swenson, J. E. (1994) Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology* **75**, 1042-1049.
- Marcström, V., Kenward, R. E. & Engren, E. (1988) The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. *Journal of Applied Ecology* **57**, 859-872.
- Mayfield, H. (1961) Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bull.* **73**, 255-261.
- Mayfield, H. (1975) Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bull.* **87**.
- Melter, J. & Südbeck, P. (2004) Bestandsentwicklung und Bruterfolg von Wiesenvögeln in der "Stollhammer Wisch" 1993-2002. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.* **41**, 50-74.
- Musters, C. J., Kruk, M., de Graaf, H. J. & ter Keurs, W. (2001) Breeding Birds as a Farm Product. *Conservation Biology* **15**, 363-369.
- Noordwijk, A. v. (2006) *Evaluation zum Symposium 'Perspektiven und Lösungsansätze für Landwirtschaft und Naturschutz in Wiesenvogelgebieten'*. (eds J. Postma, S. Weterings & G. R. Fortuin), Drukkerij van Denderen, Groningen.
- Quinn, J. L. & Cresswell, W. (2004) Predator hunting behaviour and prey vulnerability. *Journal of Animal Ecology* **73**, 143.
- Roßkamp, T. (2000) *Gelegeschutz in der Wesermarsch: Ergebnisbericht der Arbeiten 2000 in der Stollhammer- und Abbehauser Wisch*. unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Landkreis Wesermarsch.
- Schekkerman, H. (1997) *Graslandbeheer en groeimogelijkheden voor weidevogelkuijken*. IBN-rapport IBN-rapport 292.

Schekkerman, H., Teunissen, W. A. & Müskens, G. J. D. M. (1998) *Terreingebruik, mobiliteit en metingen van broedsucces van Grutto's in de jongenperiode*. IBN-rapport 403.

Schekkerman, H. & Müskens, G. J. D. M. (2001) *'Vluchtstroken' als instrument in agrarisch weidevogelbeheer*. Rapport Alterra-rapport 292.

Schekkerman, H. & Visser, G. H. (2001) Prefledging energy requirements in shorebirds: energetic implications on self-feeding precocial development. *The Auk* **118**, 944-957.

Schoppenhorst, A. (1996) Charakteristika und Veränderungen der Avifauna des Feuchtgrünlandes im Bremer Raum. In: MURL (Hrsg.): Zur Situation Feuchtgrünland abhängiger Vogelarten in Deutschland. Tecklenburg, 65-78.

Summers, R. W. (1986) Breeding production of Dark-bellied Brent Geese *Branta b. bernicla* in relation to lemming cycles. *Bird Study* **33**, 105-108.

Südbeck, P. & Krüger, T. (2004) Erhaltungssituation und erforderliche Schutzmaßnahmen für Wiesenvogel in Niedersachsen - Bilanz und Ausblick. *Naturschutz Landschaftspfl.Niedersachs.* **41**, 106-123.

Underhill, L. G., Prys-Jones, R. P., Syroechkovski, E. E., Groen, N. M., Karpov, V., Lappo, H. G., van Roomen, M. W. J., Rybkin, A., Schekkerman, H., Spiekman, H. & Summers, R. W. (1993) Breeding of waders (*Charadrii*) and Brent Geese (*Branta bernicla bernicla*) at Pronchishcheva Lake, Northeastern Taimyr, Russia, in a peak and a decreasing lemming year. *Ibis* **135**, 277-292.

Vickery, J. A., Tallowin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J. & Brown, V. K. (2001) The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* **38**, 647-664.

Whittingham, M. J. & Evans, K. L. (2004) The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* **146**, 210-220.

3 Welche Faktoren beeinflussen die Nistplatzwahl von Kiebitz und Uferschnepfe?

3.1 Einleitung

Im Laufe der Evolution haben sogenannte ultimate Faktoren (hier: Faktoren, die das Überleben und die Fortpflanzung von Individuen beeinflussen) die artspezifische Habitatwahl auf der Ebene des Individuums bestimmt. Nur die am besten in Morphologie und Verhalten an einen Lebensraum angepassten Individuen setzten sich letztlich durch.

In der vorliegenden Arbeit wurden nicht die ultimatsten Faktoren der Habitatwahl von Kiebitz und Uferschnepfe betrachtet, sondern diejenigen Faktoren, die für die proximate Wahl des Niststandortes beider Arten verantwortlich sind. Zahlreiche Freiland- und Laborstudien belegen, dass bei Vogelarten die proximate Habitatwahl von einer Vielzahl unterschiedlicher Faktoren bestimmt wird. Dazu gehören die Struktur und Vegetationszusammensetzung der Landschaft ebenso wie das aktuelle Nahrungsangebot. Aber auch intra- und interspezifische Effekte, wie die Konkurrenz um limitierende Ressourcen oder ein bestehender Prädationsdruck, kann für die aktuelle Habitatwahl von Bedeutung sein. Ferner zeigten Grünberger & Leisler (1990, 1993) in verschiedenen experimentellen Ansätzen, dass auch genetische Prädispositionen und Erfahrungseinflüsse in der Habitatwahl von Vogelarten eine Rolle spielen können. Das Zusammenwirken all dieser Faktoren bestimmt letztlich auch, in welcher Form aus einem angeborenen Grundmuster die individuelle, aktuelle Habitatwahl wird (vgl. Roos & Pärt 2004, Cody 1985, Hilden 1965, Schäfer & Barkow 2004).

Die Habitatwahl einer Vogelart muss schließlich auch im Kontext ihrer Lebensraumansprüche gesehen werden (hier: ökologische Nische). Diese artspezifischen Lebensraumansprüche sind immer multi-dimensional, d.h. auch, dass es für jeden Faktor oder jede Ressource ein artspezifisches Optimum und einen Toleranzbereich gibt. Da die ökologische Nischenbreite n-dimensional ist, kann sie praktisch nie vollständig erfasst werden (vgl. Futuyama 1990).

Kiebitz und Uferschnepfe sind populäre Vertreter der Wiesenvögel im agrarwirtschaftlich genutzten Grünland. Teils drastisch verlaufende Populationsrückgänge haben bei beiden Arten in jüngster Zeit den Verdacht genährt, dass die aktuellen Reproduktionsraten nicht ausreichen die bestehenden Brutbestände zu erhalten (Kapitel 1 und 2 der vorliegenden Studie). In diesem Zusammenhang hat sich darüber hinaus die Frage gestellt, ob die derzeit besiedelten Grünlandgebiete in Bewirtschaftung und Struktur überhaupt noch den

Habitatansprüchen beider Arten gerecht werden. In der Literatur gibt es einige Beiträge zu diesem Aspekt:

Der ursprüngliche Lebensraum des Kiebitzes ist die eiszeitliche Tundra, die während des Pleistozäns riesige Flächen von Europa und große Teile Asiens bedeckte. Nach dem Ende der Eiszeit besiedelte er vor allem natürliche Feuchtwiesen, offene Nieder- und Hochmoore, die Überschwemmungsgebiete von Flusstälern und Seen sowie die natürlichen Grasländer in Osteuropa und Asien (Reicholf 1996). Die hier zum Ausdruck kommende Flexibilität in der Habitatwahl setzt sich in Mitteleuropa bis in die jüngste Zeit fort. So finden sich Kiebitzbruten heute auf Äckern ebenso wie auf Wirtschaftsgrünland und Brachflächen (Kooiker & Buckow 1997).

Die ursprünglichen Bruthabitate der Uferschnepfe sollen in West- und Mitteleuropa vor allem die baumarmen Glockenheide-Anmoore gewesen sein. Darüber hinaus wurden von ihr in Osteuropa und Sibirien krautreiche Federgrassteppen sowie die Umgebungen von Seen und Senken der Waldsteppe besiedelt. Seit dem Mittelalter brüten Uferschnepfen in Mitteleuropa vermehrt in von Menschen geschaffenen offenen, gebüsch- und heckenarmen Landschaften. Dies waren zunächst durch Holz- und Weidewirtschaft sowie Streunutzung entstandene Heideflächen, später mit fortschreitender Kultivierung auch großflächige, landwirtschaftlich genutzte Grünlandflächen unterschiedlicher Ausprägung im Binnenland und an der Küste (Glutz von Blotzheim 1985)

Welche Faktoren letztlich die Habitat- und Nistplatzwahl beider Arten beeinflussen, ist teilweise umstritten. Zahlreiche Autoren nennen für den Kiebitz als ausschlaggebend für eine Besiedlung a) eine offene Landschaft ohne größere Vertikalstrukturen wie Häuser und Hecken, b) eine niedrige oder sogar fehlende Bodenvegetation, c) eine graubraune Bodenfarbe auf ebener Oberfläche und d) die Nähe zum Schlupf- bzw. früheren Brutort. Weitere Faktoren, wie etwa das Nahrungsangebot, vorhandene Prädatoren, der Boden-pH-Wert, die Zusammensetzung der Pflanzendecke sowie die Witterung sollen dagegen nur eine untergeordnete Rolle spielen. (vgl. Klomp 1954, Kooiker 1984, Lister 1964, Imboden 1971, van Impe 1988, Galbraith 1989, Kübler 1993, Christiansen 1995). Neuere Befunde lassen in Bezug auf die Habitat- und Nistplatzwahl des Kiebitzes allerdings Zweifel an letzterer Aussage aufkommen. Uferschnepfen bevorzugen a) eine offene Landschaft frei von möglichen Prädatorenansitzen, b) Grünlandflächen mit unregelmäßigem Aufwuchs, wobei sich das Nest in höherer Vegetation befindet, welche ihrerseits jedoch von sehr niedriger Vegetation umgeben ist, c) nährstoffreiche oder mesische Standorte mit abweichender Pflanzensammensetzung rund um das Nest d) Nähe zum Schlupf- bzw. früheren Brutort

und meiden e) sehr nasse und feuchte Umgebungen (Johansson 2001, Lind 1961, Stallknecht & Stallknecht 1967, Kruk et al. 1998).

Nach erheblichen Rückgängen der Wiesenvogelpopulationen wurden in vielen Ländern Mitteleuropas wiesenvogelspezifische Bewirtschaftungsauflagen (Vertragnaturschutz) eingeführt (näheres siehe Kapitel 1 und 2). Diese Bewirtschaftungsauflagen sind häufig auch mit einer Einschränkung des Düngerauftrages verbunden, was sich in einem geringeren Nahrungsangebot im Boden auswirken kann. Möglicherweise werden durch die Bewirtschaftungseinschränkungen nicht nur die Ursachen für Gelegeverluste reduziert, sondern auch wegen des geringeren Nahrungsangebotes das Ansiedlungsverhalten negativ beeinflusst. Jedenfalls wurden trotz des wiesenvogelspezifischen Extensivierungsansatzes in mehreren niederländischen Studien signifikant höhere Populationsdichten von Wiesenvögeln auf intensiv genutztem Agrargrünland festgestellt (Kleijn et al. 2001, 2004, Berendse et al. 2004a, b).

Die Intensität der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung hat nachgewiesenermaßen sowohl Einfluss auf das Angebot an Boden-Makroinvertebraten als auch auf epigäisch lebende Invertebraten (Standen 1984, Edwards & Bohlen 1996, Tabeling & Düttmann 2004, Brandsma 2004). Beide Gruppen spielen in der Ernährung von Wiesenlimikolen und ihrer Küken eine wichtige Rolle (siehe Baines 1990, Beintema et al. 1991, Gienapp 2001). Deswegen stellt sich die Frage, ob das Nahrungsangebot für die Habitatwahl des Kiebitzes nicht eine weitaus größere Rolle spielt als bisher angenommen. Auch erste Untersuchungen von Baines (1990) unterstützen diese Annahme. Er konnte in englischen Grünlandgebieten zeigen, dass vorbrutzeitlich vor allem Flächen mit hohen Dichten an Makroinvertebraten aufgesucht werden.

Eine Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung führt in vielen Fällen nach wenigen Jahren zu einer Bestandsabnahme bei Kiebitz und Uferschnepfe in diesen Gebieten, d.h. zu Auflösung der Brutzentren (Melter & Südbeck 2004). Solche Verlagerungen werfen auch die Frage nach der Brutplatztreue von Individuen auf. Kooiker & Buckow (1997) vermuten, dass die Wahl des Bruthabitates teilweise genetisch fixiert, teilweise aber auch durch Prägung erlernt wird. Sie stellten eine extreme Brutorttreue von Kiebitzen teilweise über Jahrzehnte fest.

Ferner wurde inzwischen an verschiedenen im Grünland lebenden Kleinvogelarten nachgewiesen, dass ihre Habitatwahl von der Präsenz anwesender Prädatoren beeinflusst wird. So zeigten Roos & Pärt (2004), dass Corviden die Raumnutzung und Brutverbreitung von Neuntörtern (*Lanius collurio*) beeinflussen. Tyrjanowki et al. (2002) berichtet über niedrigere

Siedlungsdichten diverser Singvogelarten in der Nachbarschaft besetzter Rotfuchsbauten. Allerdings bleibt in vielen dieser Fälle offen, ob die Nistplatzwahl der betroffenen Singvogelarten tatsächlich ursächlich auf den Prädator zurückgeht oder aber auf andere Faktoren, wie etwa die Landschaftsstruktur. Die meisten der im Grünland lebenden Raubsäuger und Greifvögel siedeln am Rande der landwirtschaftlichen Nutzflächen in Hecken und Feldgehölzen. Meiden sie also die Prädatoren oder die Strukturen?

Ein weiterer, für die Habitatwahl entscheidender Parameter könnte das Sozialsystem des Kiebitzes sein. In vielen Publikationen wird berichtet, dass Kiebitze aber auch Uferschnepfen in lockeren Kolonien brüten (Klomp 1954, Berg et al. 1992, Zang et al. 1995, Beintema et al. 1995). Da die Größe der Brutkolonie die Fitness zu beeinflussen scheint – dies wurde in schwedischen Untersuchungen bereits am Kiebitz nachgewiesen (Berg et al. 1992) - sollten sich Individuen beider Arten bevorzugt dort ansiedeln, wo bereits Brutpaare der eigenen Art vorhanden sind.

Um die hier skizzierten Widersprüche und Wissensdefizite aufzuklären, wurden in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen) zwischen 2002 – 2004 umfangreiche Untersuchungen zur Nistplatzwahl von Kiebitz und Uferschnepfe durchgeführt. Die Stollhammer Wisch beherbergt trotz starker Rückgänge in den 1990er Jahren nach wie vor individuenreiche Brutbestände beider Arten (Melter & Südbeck 2004). Folgenden Fragestellungen wurden bearbeitet:

1. Bestätigen sich ältere Befunde, nach denen Kiebitze und Uferschnepfe für die Nistplatzwahl vor allem offene Grünlandgebiete mit kurzer bzw. geringer (20 – 30 cm) Vegetationshöhe präferieren (vgl. Klomp 1954, Lind 1961, Stallknecht & Stallknecht 1967)?
2. Welchen Einfluss haben das Angebot an Boden-Makroinvertebraten und die Präsenz von Prädatoren auf die Nistplatzwahl beider Arten?
3. Wie wichtig ist das Sozialsystem für die Wahl des Nistplatzes?
4. Gibt es beim Kiebitz Unterschiede in den für die Nistplatzwahl relevanten Faktoren zwischen Erst- und Nachgelegen?

3.2 Material und Methode

3.2.1 Untersuchungsgebiet

Die Studie wurde von 2001 bis 2004 in der Stollhammer Wisch durchgeführt. Die Stollhammer Wisch ist ein ca. 2.700 ha großes, küstennahes Feuchtgrünlandgebiet auf Kleiböden im nördlichen Niedersachsen (N53°31' E08°24'). Charakteristisch ist eine offene Landschaft mit einzelnen, von Bäumen umgebenen Hofstellen. Die Entwässerung erfolgt über ein aufwendiges Grabensystem von verschiedenen Breiten und Tiefen. Die einzelnen Parzellen sind in regelmäßigen Abständen von Gruppen (kleine Entwässerungsgräben von ca. 30-50 cm Tiefe und 20-30 cm Breite) durchzogen. Diese Gruppen werden von den Landwirten selbst angelegt und in ca. dreijährigen Intervallen erneuert. Das Grabensystem wird fünfmal im Jahr auch zur Bewässerung genutzt.

Der Großteil der hier vorherrschenden Landwirtschaft ist Milchviehhaltung, vereinzelt kommt auch Bullen- und Rindermast sowie Schaf- und Pferdehaltung vor. Die Hauptnutzung der Flächen erfolgt somit durch Beweidung und Mahd.

Aufgrund der großen Bedeutung der Stollhammer Wisch als Wiesenvogelbrutgebiet begann das Land Niedersachsen ab 1993 auf freiwilliger Basis (im Rahmen des Niedersächsischen Feuchtgrünlandprogrammes) Bewirtschaftungsverträge mit den Landwirten abzuschließen. Diese Verträge sehen eine finanzielle Entschädigung für Landwirte vor, die durch Maßnahmen zur Steigerung der Attraktivität der Flächen für Wiesenvögel Einbußen in ihrem Erwerb in Kauf nehmen. Derzeit werden mittels solcher Verträge ca. 800 ha Grünland in unterschiedlichen Varianten bewirtschaftet.

Für das Forschungsprogramm erfolgte die Gelegeerfassung auf 135 ha Grünlandfläche. Diese Flächen wurden unterschiedlich bewirtschaftet. Für einen Teil der Fläche sind Bewirtschaftungsverträge in unterschiedlichen Varianten abgeschlossen.

Zur genaueren Charakterisierung der Teilgebiete siehe Kapitel 1.

3.2.2 Beschreibung der Messparameter und Datenaufnahme im Gelände

In den Untersuchungsjahren 2003 bis 2004 wurden zur Charakterisierung des Aufzuchthabitats die unten angeführten Parameter an den Erst- und Nachgelegen von Kiebitzen bzw. den Gelegen von Uferschnepfe mit statistisch verteilten Zufallspunkten verglichen. Die Zufallspunkte wurden vor Beginn der Brutsaison festgelegt. Die Anzahl und Verteilung dieser Punkte variierte mit den Jahren (2002: 9 Probenpunkte, 2003: 20 Punkte, 2004: 30 Punkte, Abb. 1).

Die Auswahl der Zufallspunkte erfolgte nach folgenden Kriterien: Im den Untersuchungsjahren 2002 und 2003 wurden die Punkte nur innerhalb der Untersuchungsgebiete verteilt. Im Untersuchungsjahr 2004 erfolgte eine gleichmäßige Aufteilung der Punkte auf folgende Szenarien: a) innerhalb der Untersuchungsgebiete mit/ohne Bewirtschaftungsverträgen bei Anwesenheit/Abwesenheit von Wiesenvogelrevieren und b) außerhalb der Untersuchungsgebiete mit/ohne Bewirtschaftungsverträgen bei Anwesenheit/Abwesenheit von Wiesenvogelrevieren. Die An- und Abwesenheit von Wiesenvogelrevieren wurde aus den Vorjahresgutachten abgeschätzt (Junker et al. 2002, 2003; Krawczynski & Roßkamp 2001; Roßkamp 2000, 2002, 2003; Melter & Pfützke 2001, 2002, 2003, Epple 1999). Durch die Festlegung der Zufallspunkte vor Beginn der Brutsaison besteht natürlich im Einzelfall die Möglichkeit, dass ein Zufallspunkt zu einem Gelegepunkt wird, wenn ein Wiesenvogel in direkter Nähe brütet.

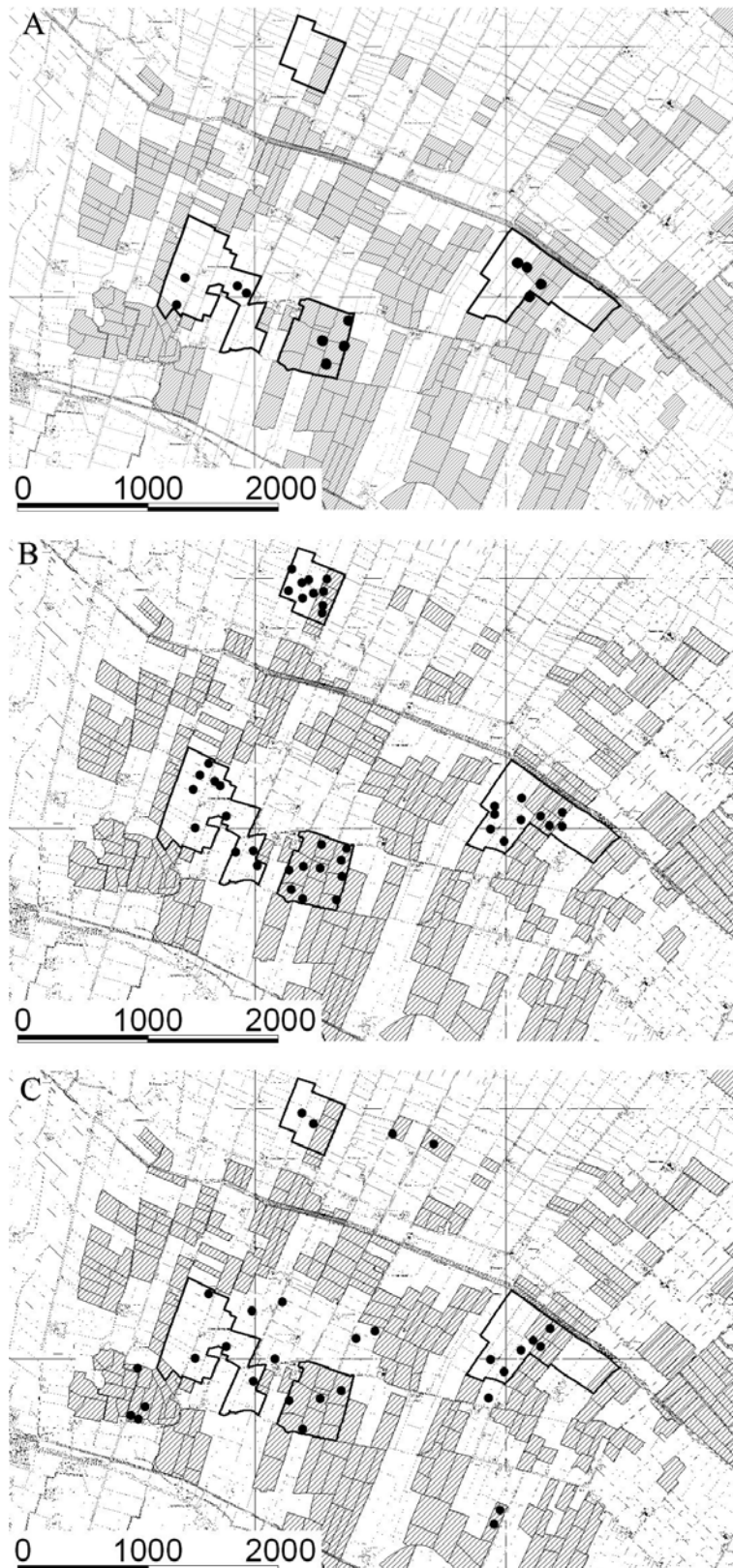


Abb. 1: Verteilung der Zufallspunkte in den Untersuchungsjahren 2002 (A), 2003 (B) und 2004 (C). Flächen mit Bewirtschaftungsverträgen sind schraffiert dargestellt. Die Rahmen entsprechen den Grenzen der Untersuchungsgebiete. Maßstab in [m].

An den statistisch verteilten Zufallspunkten und den tatsächlichen Gelegepositionen (Erst- und Nachgelege) wurden möglichst zeitnah folgende Parameter erfasst:

- a) Vegetationshöhe
- b) Distanz zum nächsten brütenden Artgenossen
- c) Distanz zum nächsten Feldgehölz
- d) Distanz zum nächsten besetzten Greif- oder Rabenvogelnest
- e) Distanz zum nächsten Graben oder Grütpe
- f) Bodenwassergehalt
- g) Stocherfähigkeit des Bodens
- h) verfügbare Biomasse der Boden-Makroinvertebraten
- i) Trockenmasse der epigäischen Invertebraten

Aus arbeitstechnischen Gründen wurden nicht in allen Untersuchungsjahren alle Parameter erhoben. Die Ermittlung des Bodenwassergehaltes an Gelegen der Uferschnepfe erfolgte nur im Untersuchungsjahr 2004. Auch war der Stichprobenumfang nicht bei allen Parametern gleich. So wurde etwa das Angebot an Boden-Makroinvertebraten im Untersuchungsjahr 2003 nur an 8 ausgewählten Zufallspunkten bestimmt. Die Zahl der beprobten Gelege schwankte naturgemäß von Jahr zu Jahr. Es erfolgten Aufnahmen in 2002 an 51 Kiebitz- und 16 Uferschnepfennestern, in 2003 an 41 Kiebitz- und 15 Uferschnepfennestern und in 2004 an 50 Kiebitz- und 13 Uferschnepfennestern.

Die Aufnahme der verschiedenen Parameter im Gelände wurde wie folgt durchgeführt:

a) Vegetationshöhe

Die Messung der Vegetationshöhe erfolgte an Zufallspunkten und Gelegen mittels eines auf die Gummistiefel aufgetragenen Maßstabes (vgl. Bibby et al. 1995). Die Messwerte lagen im Bereich 0 – 80 cm, die Messgenauigkeit betrug 5 cm. An jedem Punkt wurden im 2x2m-Quadrat 4 Messungen durchgeführt und der Mittelwert gebildet. Da zwei Vogelarten mit unterschiedlichem Brutzeitpunkt untersucht wurden (vgl. Beintema et al. 1995), erfolgten die Messungen an den Zufallspunkten möglichst zeitnah. Ferner wurden beim Kiebitz auch die Nachgelege betrachtet. Im Untersuchungsjahr 2003 wurde an den Zufallspunkten die Vegetationshöhe am 02. April, 04. Mai und am 19. Juni gemessen. Im Untersuchungsjahr 2004 erfolgte die Messung der Vegetationshöhe im wöchentlichen Abstand 8mal in der Zeit vom 14. April bis 13. Juni.

b) Distanz zum nächsten brütenden Artgenossen

Die Ermittlung jeder einzelnen Gelegeposition erfolgte per GPS (Garmin 12, Garmin, USA) durch Mehrfachmessung und Mittelwertbildung zur Präzisierung. Nach Einlesen der GPS-Daten in das Geografische Informationssystem ArcView 3.2 (Esri) konnte die Entfernung zwischen den Einzelpositionen mittels der Distanz-Funktion in der digitalen Karte bestimmt werden. Dieses kartographische Verfahren wurde mehrfach durch Abschreiten der Strecke zwischen 2 Gelegestandorten im Feld überprüft. Es traten Abstandswerte von 12 – 1050 m auf, die Messgenauigkeit betrug 5 m.

c) Distanz zum nächsten Feldgehölz

Die Positionen von nicht in den Deutschen Grundkarten (Maßstab 1:5000) eingezeichneten Feldgehölzen sowie die Positionen der Wiesenvogelgelege wurden mittels GPS im Gelände bestimmt (Mehrfachmessung mit Mittelwertbildung). Nach Einlesen der GPS-Daten in das Geografische Informationssystem ArcView 3.2 (Esri) konnte die Entfernung der Wiesenvogelgelege zum Saum des nächsten Feldgehölzes mittels der Distanz-Funktion aus der digitalen Karte heraus bestimmt werden. Es traten Messwerte von 40 – 446 m auf, die Messgenauigkeit betrug 5 m.

d) Distanz zum nächsten besetzten Greif- oder Rabenvogelnest

Die Positionen der Greif- und Rabenvogelnester wurden im März mittels GPS (Garmin 12, Garmin, USA) registriert und im Verlauf der Brutsaison auf Besatz überprüft. Dabei wurden eigene Beobachtungen mit denen von Melter & Pfützke (2002, 2003, 2004) verglichen bzw. ergänzt. Die Ermittlung der Gelegepositionen erfolgte ebenfalls per GPS. Alle GPS-Messungen wurden als Mehrfachmessung mit Mittelwertbildung zur Präzisierung durchgeführt. Nach Einlesen der GPS-Daten in das Geografische Informationssystem ArcView 3.2 (Esri) konnte die Entfernung der Wiesenvogelgelege zum nächsten besetzten Greif- bzw. Rabenvogelnest mittels der Distanz-Funktion aus der digitalen Karte heraus bestimmt werden. Es traten Messwerte von 67 – 1000 m auf, die Messgenauigkeit betrug 5 m.

e) Distanz zum nächsten Graben oder zur Grüppe

Da sowohl adulte wie juvenile Tiere beider Arten ihren täglichen Wasserbedarf nicht allein aus der aufgenommenen Nahrung decken können (vgl. Beintema et al. 1991), sondern auch direkt Wasser aufnehmen müssen, wurde die Distanz zum nächstgelegenen wasserführenden

Graben oder Grütpe ermittelt. Die Bestimmung der Distanz erfolgte durch Abschreiten im Feld. Es traten Messwerte von 1 – 35 m auf, die Messgenauigkeit betrug 1 m.

f) Bodenwassergehalt

Zur Bestimmung des Bodenwassergehaltes wurden an jedem Probenpunkt in ca. 20 cm Bodentiefe 3 Proben Unterboden von je ca. 30g entnommen. Die Probennahme erfolgte etwa im monatlichen Abstand zu folgenden Terminen: 2003: 04. April, 02. Mai, 20. Juni; 2004: 14.-16. April, 17.-19. Mai, 12.-13. Juni. Die Messung des Bodenwassergehaltes erfolgte gravimetrisch. Dazu wurde die Probe nach Bestimmung des Nassgewichtes für 48 h bei 105°C im Trockenschrank getrocknet. Nach Abkühlung unter Luftabschluss wurde der Wasserverlust bei Raumtemperatur mittels Wägung auf einer Analysenwaage (Sartorius, Messgenauigkeit: 0,001 g) bestimmt.

g) Stocherwiderstand

Die Penetrationsfähigkeit des Bodens wurde mechanisch mit Hilfe eines Eigenbaugerätes gemessen (nach Bibby et al. 1995, modifiziert). Das Gerät besitzt eine konische Metallspitze (Spitzenwinkel = 70°) mit einem Durchmesser von 50mm, die durch Belastung in den Boden gedrückt wird. Der Eindringwiderstand wird durch Kompression einer Feder gemessen. Das Gerät hat einen Messbereich von 0 – 160 N mit einer Genauigkeit von 10 N. Angegeben wird die maximal aufgebrachte Kraft, um bis zu einer Tiefe von 5 cm bzw. 10 cm in den Boden einzudringen. An jedem Gelege- oder Zufallspunkte wurde jeweils eine Mehrfachmessung (4 Einzelmessungen) mit anschließender Mittelwertbildung durchgeführt. An den Gelegen erfolgte die Messung am Fundtermin, an den Zufallspunkten am 02. April, 04. Mai und am 19. Juni 2003.

h) Boden-Makroinvertebraten

Das Angebot an Boden-Makroinvertebraten wurde während der gesamten Lege- und Brutperiode von Kiebitz und Uferschnepfe untersucht. Dazu wurden zeitgleich an allen Gelege- und Zufallspunkten jeweils mehrere Proben (je 4 in 2003, je 3 in 2004) durch Ausstechen eines 20 cm x 20 cm x 20 cm großen Bodenstückes entnommen. Um Hinweise auf die Verfügbarkeit der Bodentiere für nahrungssuchende Limikolen zu erhalten, wurden die obere (0 – 10 cm) und untere Bodenschicht (10 – 20 cm) einer jeden Probe getrennt behandelt. Diese Proben wurden in Plastiktüten zwischengelagert und anschließend im Labor per Hand auf Bodentiere durchsucht. Diese Methode ist zwar zeitaufwendig, hat aber nach

allgemeiner Auffassung eine hohe Effektivität (Edwards & Bohlen 1996, Kobel-Lamparski & Lamparski 1988). Die aufgefundenen Tiere wurden gesammelt und in 70 % Ethanol konserviert. Mittels einer Analysenwaage (Sartorius, Messgenauigkeit $\pm 0,1$ mg) erfolgte anschließend im Labor die Ermittlung ihrer Biomasse.

Die 3 Termine der Beprobung wurden gleichmäßig über die gesamte Legeperiode (2003: 04. April, 02. Mai, 20. Juni; 2004: 14.-16. April, 17.-19. Mai, 12.-13. Juni) verteilt. Durch dieses Vorgehen ließ sich auch überprüfen, ob sich die Vertikalverteilung der Makroinvertebraten im Boden im Laufe der Brutsaison verändert, was wiederum Auswirkungen auf die Erreichbarkeit dieser Tiere für Wiesenlimikolen hat (vgl. Düttmann & Emmerling 2001).

i) Epigäische Invertebraten

Das Angebot an epigäisch lebenden Invertebraten wurde mittels Barberfallen ermittelt. Dazu wurden weiße, glattwandige Plastikbecher (Durchmesser: 6,5 cm; Höhe: 10 cm) ebenerdig in den Boden eingelassen und mittels eines Plastikdeckels gegen Niederschläge geschützt (der zwischen Deckel und Bodenoberfläche verbleibende Spalt hatte rundherum eine lichte Höhe von ca. 2 cm). Als Fangflüssigkeit diente "Renner-Lösung" (10 % Essigsäure, 40 % Ethanol, 20 % Glycerin, 30 % H₂O, 1 Spritzer Geschirrspülmittel). Die Anzahl der Fallen wechselte in den verschiedenen Untersuchungsjahren:

- 2002: 4 Fallen pro Zufalls- und Gelegepunkt im Abstand von 10m, quadratisch angeordnet
- 2003: 2 Fallen pro Zufalls- und Gelegepunkt im Abstand von 5m
- 2004: 3 Fallen pro Zufalls- und Gelegepunkt im Abstand von 5m, linear angeordnet

Die Leerung erfolgte in 7-tägigen Intervallen beginnend Anfang April und endend Mitte Juni. Die Proben wurden in 70 % Ethanol zwischengelagert. Die Bestimmung des Trockengewichtes erfolgte nach 24-stündigem Trocknen bei 100°C auf einer Analysenwaage (Sartorius, Messgenauigkeit $\pm 0,1$ mg).

3.2.3 Statistische Auswertung

Die statistische Analyse der Parameter erfolgte im Gesamtmodell durch das multivariate Verfahren der logistischen Regression. Mittels einer binären Variante wurden hier die Parameter der Zufallspunkte mit denen der Kükenpositionen verglichen. Das verwendete „Wald-Verfahren“ versucht durch das schrittweise Hinzufügen der Einzelparameter in ein Gesamtvorhersagemodell einen maximalen Deckungsgrad (ausgegeben in Prozent) mit der tatsächlich im Feld vorliegenden Verteilung zu erreichen. Dieses Verfahren bietet den Vorteil, dass neben der Aufdeckung von Interaktionen zwischen den Parametern auch eine Gewichtung der einzelnen Parameter für das Gesamtmodell erkannt werden kann (Backhaus et al. 2003).

Zur Steigerung des Stichprobenumfangs wurden die Daten der Untersuchungsjahre 2003 und 2004 zusammengefasst. Dies betrifft allerdings nur solche Parameter, die im statistischen Vergleich keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsjahren aufwiesen. Die Prüfung auf Mittelwertsunterschiede erfolgte mittels des nichtparametrischen Verfahrens des Rangsummentests (Mann-Whitney-Test). Testparameter, die signifikante Unterschiede zwischen beiden Jahren aufwiesen, wurden in ihrem Einfluss auf die Bruthabitatwahl von Kiebitz und Uferschnepfe separat für beide Jahre betrachtet. Alle statistischen Prüfungen wurden mit dem Statistik-Programm SPSS 12.0 durchgeführt.

3.3 Ergebnisse

3.3.1 Kiebitz

a) Erstgelege

In den Jahren 2002 – 2004 traten die ersten Kiebitzgelege am 18. März (2003) bzw. am 22. März (2002, 2004). Die Produktion der Erstgelege zog sich in allen 3 Jahren bis etwa Mitte April hin.

Distanz zum Artgenossen

Für den Kiebitz ist die Nähe zu einem brütenden Artgenossen bei der Nistplatzwahl ausschlaggebend. Der mittlere Abstand zwischen zwei Kiebitzgelegen betrug $60 \pm 8,1$ m (2002), $55 \pm 7,4$ m (2003) und $51 \pm 4,6$ m (2004), während Zufallspunkte $98 \pm 30,0$ m (2002); $220 \pm 14,8$ m (2003) und $369 \pm 55,5$ m (2004) von Kiebitzgelegen entfernt waren (Abb. 2). Dieser Parameter war in hohem Maße signifikant unterschiedlich zwischen Gelegen und Zufallspunkten (2002: Wald- $\chi^2 = 4,366$; df = 1; p = 0,037; 2003: Wald- $\chi^2 = 18,727$; df = 1; p < 0,001; 2004: Wald- $\chi^2 = 9,328$; df = 1; p = 0,002). Die Nähe zum Artgenossen erklärte zwischen 83,9 % und 94,1 % der Nistplatzverteilungen in den einzelnen Jahren. Aufgrund dieser starken Dominanz wurde der Parameter „Distanz zum nächsten Artgenossen“ bei der Betrachtung weiterer Parameter nicht in die Statistik einbezogen.

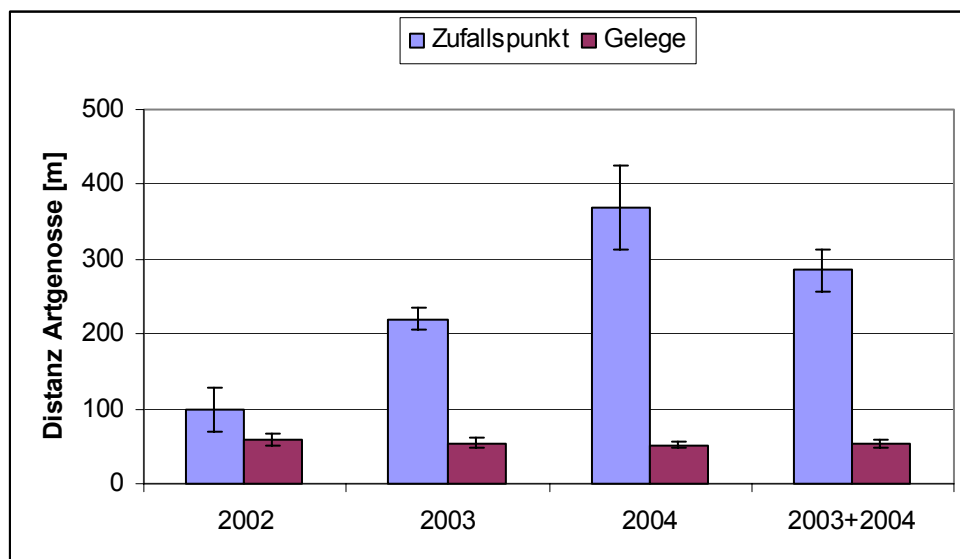


Abb. 2: Mittlere Distanz zum nächsten Kiebitzgelege in den Untersuchungsjahren 2002 – 2004 in der Stollhammer Wisch.

Distanz zum nächsten Feldgehölz

Hinsichtlich der Entfernung zu Feldgehölzen zeigte das Untersuchungsjahr 2002 keinen Unterschied zwischen Zufallspunkten und Kiebitzgelegen (Zufallspunkte: 230 ± 42 m; Gelege: 227 ± 19 m; Wald- $\chi^2 = 0,615$; $df = 1$; $p = 0,433$). Im Untersuchungsjahr 2003 waren Kiebitzgelege weiter von Feldgehölzen entfernt als Zufallspunkte (Zufallspunkte: 214 ± 15 m; Gelege: 244 ± 17 m). Der Unterschied war für die Erklärung der Gelegeverteilung nicht relevant (Wald- $\chi^2 = 0,583$; $df = 1$; $p = 0,445$). Im Untersuchungsjahr 2004 waren Kiebitzgelege ebenfalls deutlich weiter von Feldgehölzen entfernt als Zufallspunkte (Zufallspunkte: 161 ± 23 m; Gelege: 296 ± 16 m). Der Parameter war relevant für der Erklärung der Gelegeverteilung (Wald- $\chi^2 = 3,002$; $df = 1$; $p = 0,083$). Betrachtet man die Untersuchungsjahre 2003 und 2004 zusammengefasst, waren die Erstgelege der Kiebitze signifikant weiter von Feldgehölzen entfernt als Zufallspunkte (Gelege: 269 ± 12 m; Zufallspunkte: 191 ± 14 m; Wald- $\chi^2 = 14,087$; $df = 1$; $p < 0,001$; Abb. 3).

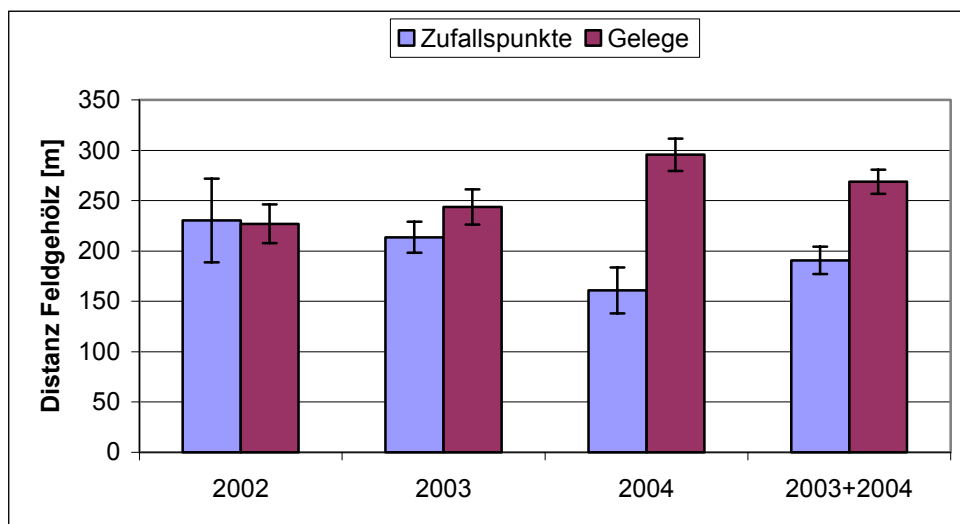


Abb. 3: Distanz zu Feldgehölzen (Mittelwert und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Kiebitz-Erstgelegen in der Stollhammer Wisch.

Distanz zu Gräben oder Grütpe

In der Stollhammer Wisch legen Kiebitze ihre Neststandorte bevorzugt in der Nähe von Gräben und Grütpen an. Messungen an Erstgelegen beim Kiebitz zeigten, dass sich die Gelege durchschnittlich $8,0 \pm 1,0$ m (2002), $9,4 \pm 0,9$ m (2003) bzw. $8,4 \pm 0,9$ m von Grütpen entfernt befanden. Die Distanz zwischen Zufallspunkten und Grütpen betrug im Mittel $9,3 \pm 0,7$ m (2002), $10,7 \pm 1,6$ m (2003) bzw. $15,3 \pm 1,7$ m (2004). Innerhalb der einzelnen Jahre trug dieser Parameter nicht zur Klärung der Gelegeverteilung bei. Betrachtet man die Untersuchungsjahre 2003 und 2004 zwecks Erhöhung des Stichprobenumfangs

zusammengefasst, so wird der Parameter „Distanz zu Gräben oder Grütpe“ für die Verteilung der Gelege relevant: die Distanz zu Gräben und Grütpe war bei Gelegen ($9,0 \pm 0,6\text{m}$) signifikant kleiner als bei Zufallspunkten ($12,7 \pm 1,2\text{ m}$; Wald- $\chi^2 = 7,466$; $df = 1$; $p = 0,006$; Abb. 4).

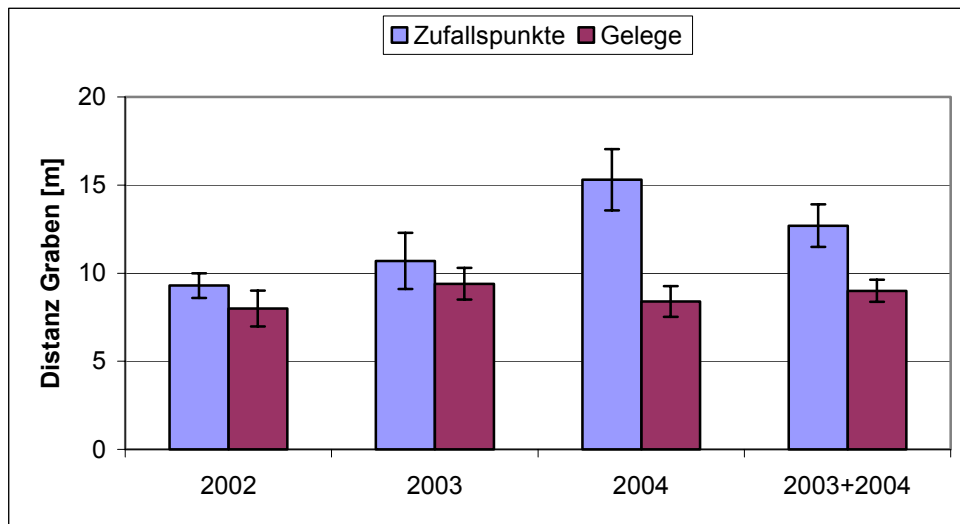


Abb. 4: Distanz zu Gräben und Grütpe (Mittelwert und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Kiebitz-Erstgelegen in der Stollhammer Wisch.

Vegetationshöhe

Nur geringe Unterschiede gab es hinsichtlich der Vegetationshöhe an Kiebitz-Erstgelege und Zufallspunkten. Die Vegetationshöhe betrug an Gelegen durchschnittlich $6,6 \pm 1,3\text{ cm}$ (2002), $7,8 \pm 0,5\text{ cm}$ (2003) bzw. $7,2 \pm 0,3\text{ cm}$ (2004). An Zufallspunkten war die Vegetation im Mittel $7,0 \pm 0,4\text{ cm}$ (2003) bzw. $10,2 \pm 0,8\text{ cm}$ (2004) hoch. Für das Untersuchungsjahr 2002 lagen keine Werte an Zufallspunkten für den Zeitraum der Erstgelege vor. Fasst man die Untersuchungsjahre 2003 und 2004 zusammen, beträgt die mittlere Vegetationshöhe an Erstgelegen $7,5 \pm 0,3\text{ cm}$ und an Zufallspunkten $8,4 \pm 0,5\text{ cm}$. Weder die Betrachtung der Einzeljahre noch die zusammengefasste Betrachtung der Messwerte zeigten statistisch signifikante Unterschiede, die für die Erklärung der Gelegeverteilung relevant waren (2003: Wald- $\chi^2 = 2,793$; $df = 1$; $p = 0,095$; 2004: Wald- $\chi^2 = 0,001$; $df = 1$; $p = 0,971$; 2003+2004: Wald- $\chi^2 = 0,730$; $df = 1$; $p = 0,393$; Abb. 5).

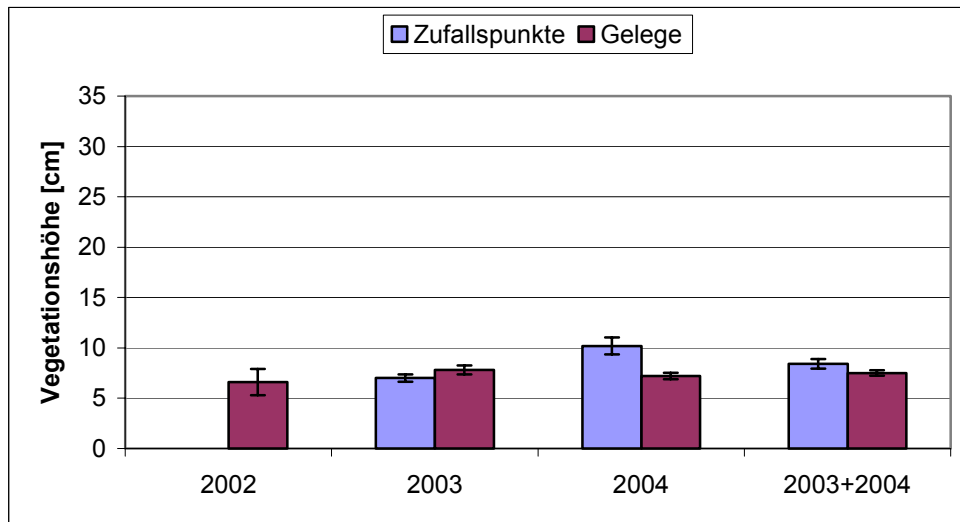


Abb. 5: Vegetationshöhen an Kiebitz-Erstgelegen und Zufallspunkten (Mittelwerte und Standardfehler) in der Stollhammer Wisch.

Distanz zum Greif- oder Rabenvogelnest, Stocherwiderstand, Bodenwassergehalt

Für die Nistplatzwahl von Kiebitzen bezüglich der Erstgelege scheinen die Landschaft- und Bodenparameter „Distanz zum nächsten Greif- oder Rabenvogelnest“, „Stocherwiderstand“ und „Bodenwassergehalt“ keine bedeutenden Rollen zu spielen.

In Bezug auf die Distanzen der Zufallspunkte respektive Neststandorte zum nächstgelegenen, besetzten Greif- oder Rabenvogelnest ließ sich nur eine separate Analyse für die einzelnen Untersuchungsjahre durchführen. Ursächlich sind die statistisch signifikanten Unterschiede in diesem Parameter zwischen den einzelnen Jahren (Kruskal-Wallis-ANOVA: $F = 30,43$; $df = 2$; $p = 0,000$). Die mittlere Distanz zwischen Zufallspunkten und Prädatorennestern betrug $549 \pm 54,2$ m (2002), $573 \pm 39,2$ m (2003) und $399 \pm 41,8$ m (2004). Die mittlere Distanz zwischen Kiebitzgelegen und Prädatorennestern lag bei $588 \pm 29,4$ m (2002), $485 \pm 37,0$ m (2003) und $362 \pm 13,7$ m (2004). Die Unterschiede der Distanzen von Zufallspunkten bzw. Erstgelegen zu den besetzten Greif- oder Rabenvogelgelegen waren statistisch nicht signifikant (2002: $\text{Wald-}\chi^2 = 1,116$; $df = 1$; $p = 0,291$; 2003: $\text{Wald-}\chi^2 = 1,992$; $df = 1$; $p = 0,158$; 2004: $\text{Wald-}\chi^2 = 0,054$; $df = 1$; $p = 0,816$; Abb. 6)

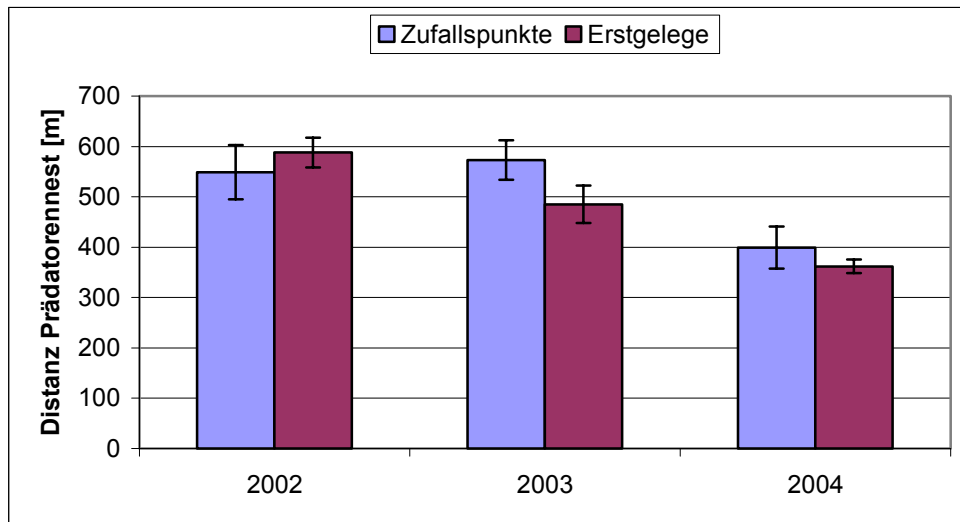


Abb. 6: Distanz zum nächsten besetzten Greif- oder Rabenvogelnest von Kiebitz-Erstgelegen und Zufallspunkten (Mittelwerte und Standardfehler) in der Stollhammer Wisch.

Der Einfluss des Bodenwassergehaltes auf die Nistplatzwahl des Kiebitzes wurde getrennt für die Jahre 2003 und 2004 bestimmt, da sich die Bodenwassergehalte in beiden Jahren signifikant voneinander unterschieden (Mann-Whitney-test: $Z = -3,87$, $n = 78$, $p = 0,000$, vgl. auch Abb. 7). Die Ergebnisse fielen in beiden Jahren gegenläufig aus. Während in 2004 die Gelegestandorte deutlich feuchter waren als die Zufallspunkte, wenn auch knapp nicht signifikant (Wald- $\chi^2 = 2,814$; $df = 1$; $p = 0,093$), so lagen die Verhältnisse in 2003 umgekehrt. Hier erwiesen sich die Zufallspunkte als signifikant feuchter gegenüber den Gelegestandorten (Wald- $\chi^2 = 3,953$; $df = 1$; $p = 0,047$).

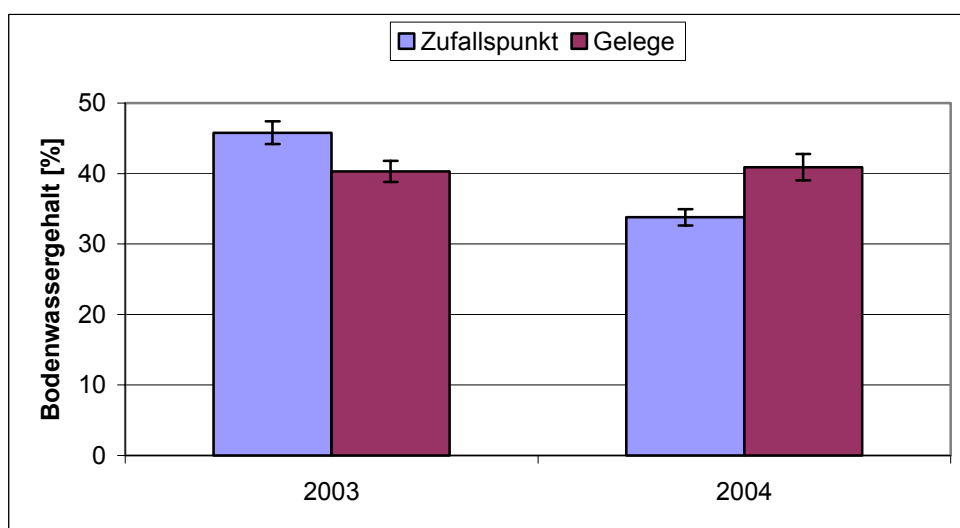


Abb. 7: Bodenwassergehalt im April (Mittelwerte und Standardfehler) an Zufallspunkten und Kiebitz-Erstgelegen in der Stollhammer Wisch.

Für die Nistplatzwahl des Kiebitzes in der Stollhammer Wisch scheint die Stocherfähigkeit des Bodens von nur untergeordneter Bedeutung zu sein. An den Zufalls- und Gelegepunkte wurden mit mittleren Stocherwiderständen von 42 ± 4 N und 46 ± 4 N ähnliche, nicht signifikant unterschiedliche Werte gemessen (Abb. 8).

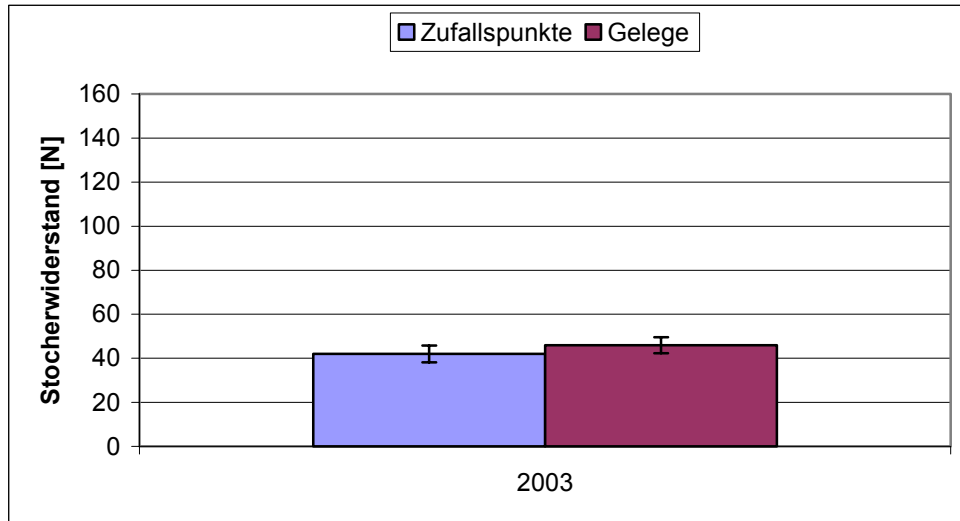


Abb. 8: Stocherwiderstand (Eindringtiefe 10 cm, Mittelwert und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Kiebitz-Erstgelegen in der Stollhammer Wisch.

Biomasse von Bodenmakroinvertebraten, Trockenmasse epigäischer Arthropoden

Auch das verfügbare Nahrungsangebot spielt offensichtlich nur eine untergeordnete Rolle. Die Nahrungssituation an den Gelegen entsprach den Messwerten der Zufallspunkte oder war teilweise sogar geringer.

Für das Jahr 2003 ließ sich kein signifikanter Unterschied in der Biomasse an Boden-Makroinvertebraten zwischen Zufallspunkten und Kiebitz-Neststandorten feststellen (Wald- $\chi^2 = 0,423$; $df = 1$; $p = 0,515$; Abb. 9). Anders stellte sich die Situation in 2004 dar: Hier wurde an den Zufallspunkten im Durchschnitt eine dreimal höhere Biomasse an verfügbaren Bodentieren gefunden als an den Neststandorten (Abb. 9). Letztere wiesen entsprechend eine signifikant niedrige Biomasse an Boden-Makroinvertebraten auf (Wald- $\chi^2 = 9,138$; $df = 1$; $p = 0,003$):

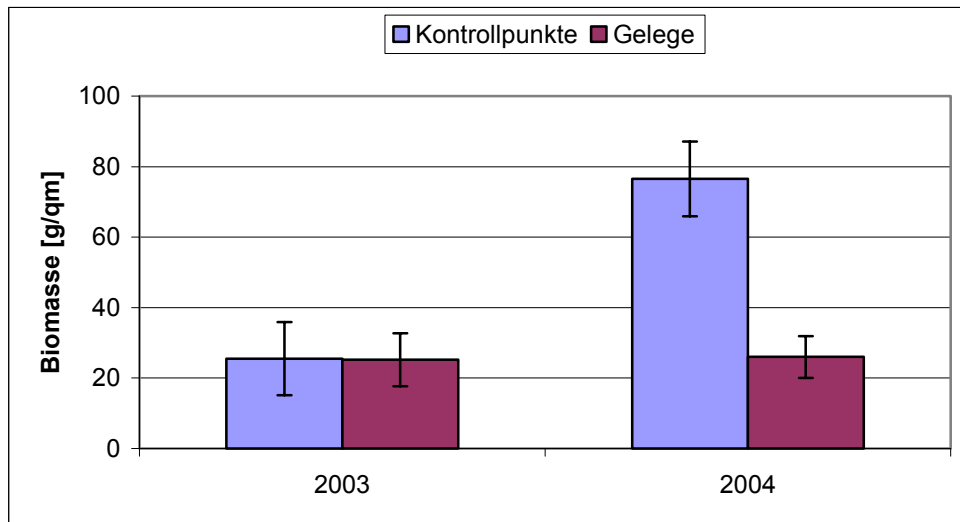


Abb. 9: Biomasse von Bodenmakroinvertebraten der oberen Bodenschicht (Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Kiebitz-Erstgelegen in der Stollhammer Wisch.

Die Trockenmasse epigäischer Arthropoden unterschied sich in den Jahren 2002 und 2004 nicht signifikant zwischen Zufallspunkten und Gelegen (Abb. 10). Lediglich im Jahr 2003 wurde ein signifikanter Unterschied hinsichtlich der Trockenmasse gemessen, allerdings war hier das Nahrungsangebot epigäischer Arthropoden an den Gelegen niedriger.

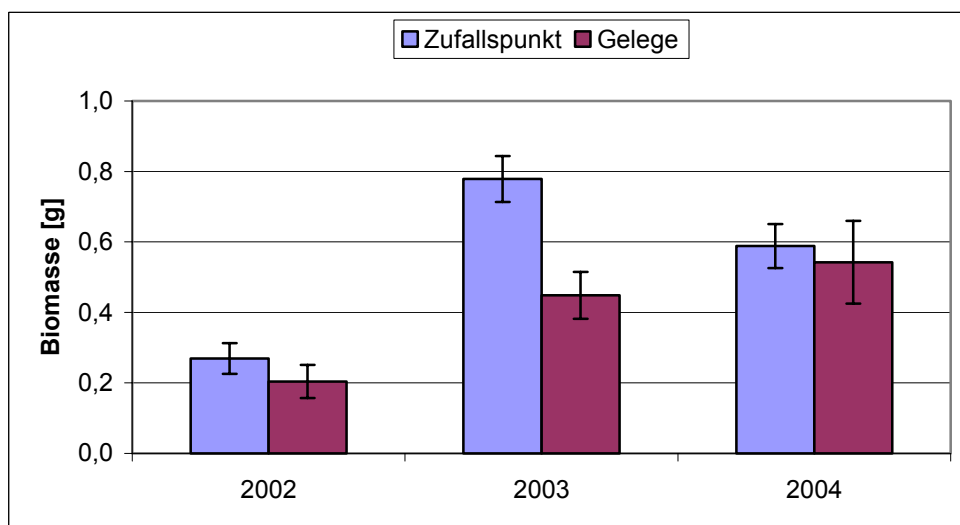


Abb. 10: Trockenmasse epigäischer Arthropoden (Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Kiebitzgelegen in der Stollhammer Wisch.

b) Nachgelege

Kiebitznachgelege traten in den drei Untersuchungsjahren in größeren Zahlen im Anschluss an die erste Mahd auf. Erste Registrierungen von Nachgelegen erfolgten im Untersuchungsjahr 2002 am 28. Mai, in 2003 am 31. Mai und in 2004 am 18. Mai. Die Produktion von Nachgelegen zog sich in allen drei Untersuchungsjahren bis in den Juni hin (2002: 14. Juni; 2003: 17. Juni; 2004: 01. Juni).

Vegetationshöhe

Die Vegetationshöhe betrug zum Zeitpunkt der Ablage der Kiebitznachgelege an Zufallspunkten im Mittel $21,2 \pm 6,4$ cm (2002); $14,5 \pm 1,2$ cm (2003) und $18,7 \pm 3,1$ cm (2004). Die mittlere Vegetationshöhe an den Gelegen war in 2002 und 2003 mit $13,3 \pm 3,3$ cm bzw. $11,0 \pm 1,5$ cm kürzer, wenn auch nicht immer statistisch signifikant (2002: Wald- $\chi^2 = 8753,735$; df = 1; p = 0,000; 2003: Wald- $\chi^2 = 1,749$; df = 1; p = 0,186). Im Untersuchungsjahr 2004 betrug die Vegetationshöhe an Kiebitznachgelegen $5,5 \pm 0,8$ cm, während die mittlere Vegetationshöhe an Zufallspunkten bei $18,7 \pm 3,1$ cm lag. Der Unterschied war für die Verteilung der Gelege statistisch signifikant (Wald- $\chi^2 = 5,868$; df = 1; p = 0,015) und erklärte 90,3 % der Fälle. Fasst man die Untersuchungsjahre 2003 und 2004 zusammen, so wird die Auswirkung der Vegetationshöhe auf die Verteilung der Gelege auch in diesem Zeitraum deutlich: mittels dieses Parameters ließen sich 81,1% der Fälle in der Gelegeverteilung erklären (Gelege: $8,6 \pm 1,1$ cm; Zufallspunkte: $16,3 \pm 1,5$ cm; Wald- $\chi^2 = 9,075$; df = 1; p = 0,003; Abb. 11).

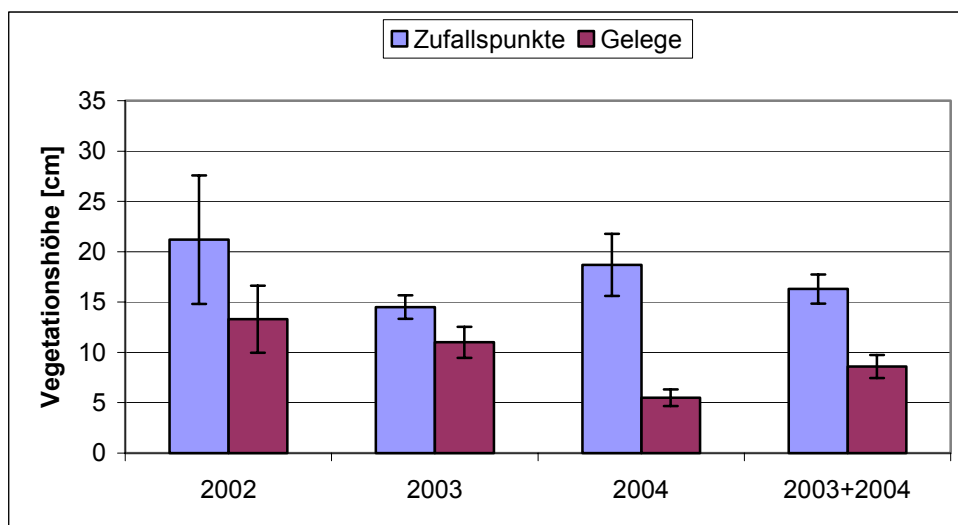


Abb. 11: Vegetationshöhen an Kiebitz-Nachgelegen und Zufallspunkten (Mittelwerte und Standardfehler) in der Stollhammer Wisch.

Distanz zu Gräben oder Grütpe

In den einzelnen Untersuchungsjahren wurden die Nachgelege der Kiebitze im durchschnittlichen Abstand von $10,3 \pm 1,1$ (2002), $8,7 \pm 2,1$ m (2003) bzw. $5,5 \pm 1,8$ m (2004) zu Gräben oder Grütpen gefunden. Zufallspunkte lagen im Mittel $11,6 \pm 1,7$ m (2002), $12,0 \pm 1,6$ m (2003) bzw. $15,3 \pm 1,7$ m (2004) von Gräben und Grütpen entfernt. Im Untersuchungsjahr lag ein statistisch signifikanter Unterschied vor: durch diesen Parameter konnten 80,6 % der auftretenden Verteilungsfälle erklärt werden (Wald- $\chi^2 = 4,659$; $df = 1$; $p = 0,031$). Bei zusammengefasster Betrachtung der Untersuchungsjahre 2003 und 2004 hat die Distanz zu Gräben und Grütpen ebenfalls einen signifikante Einfluss: 82,4 % der Gelegeverteilung konnten durch diesen Parameter geklärt werden (Zufallspunkte: $13,4 \pm 1,2$ m; Gelege: $7,3 \pm 1,5$ m; Wald- $\chi^2 = 4,205$; $df = 1$; $p = 0,040$; Abb. 12).

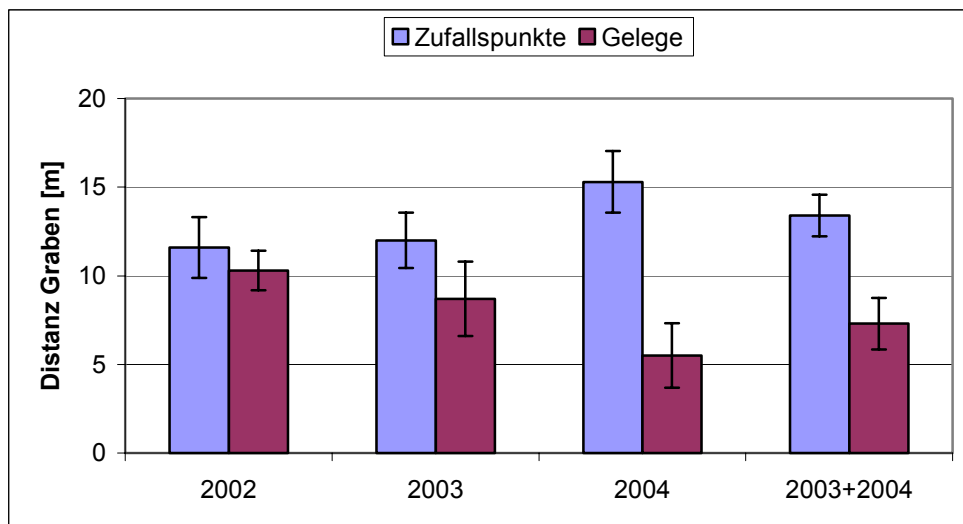


Abb. 12: Distanzen zu Gräben und Grütpen (Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Kiebitznachgelegen und Zufallspunkten in der Stollhammer Wisch.

Distanz zum Artgenossen

Die Distanz zum Artgenossen spielt für den Kiebitz bei der Habitatwahl für Nachgelege offensichtlich nur im Untersuchungsjahr 2002 eine entscheidende Rolle. Hier befanden sich die Nachgelege durchschnittlich 65 ± 21 m von brütenden Artgenossen entfernt, während diese Distanz bei Zufallspunkten 521 ± 139 m betrug. Dieser Unterschied war statistisch signifikant und erklärte 88,0 % der Fälle in der Gelegeverteilung (Wald- $\chi^2 = 4,294$; $df = 1$; $p = 0,038$). In den übrigen Untersuchungsjahren hatte die Nähe zum brütenden Artgenossen offensichtlich einen geringeren Einfluss: Nachgelege des Kiebitzes befanden sich im Durchschnitt 255 ± 92 m (2003) bzw. 174 ± 91 m (2004) vom nächsten brütenden

Artgenossen entfernt. Bei Zufallspunkten betrug die Distanz 479 ± 55 m (2003) bzw. 369 ± 55 m (2004). Die Jahresunterschiede waren statistisch nicht mehr signifikant (2003: $p = 0,055$; 2004: $p = 0,110$). Auch die Zusammenfassung der beiden Untersuchungsjahre 2003 und 2004 zeigte keinen signifikanten Einfluss (Zufallspunkte: 433 ± 40 m; Gelege: 221 ± 65 m; Wald- $\chi^2 = 1,318$; $df = 1$; $p = 0,251$; Abb. 13).

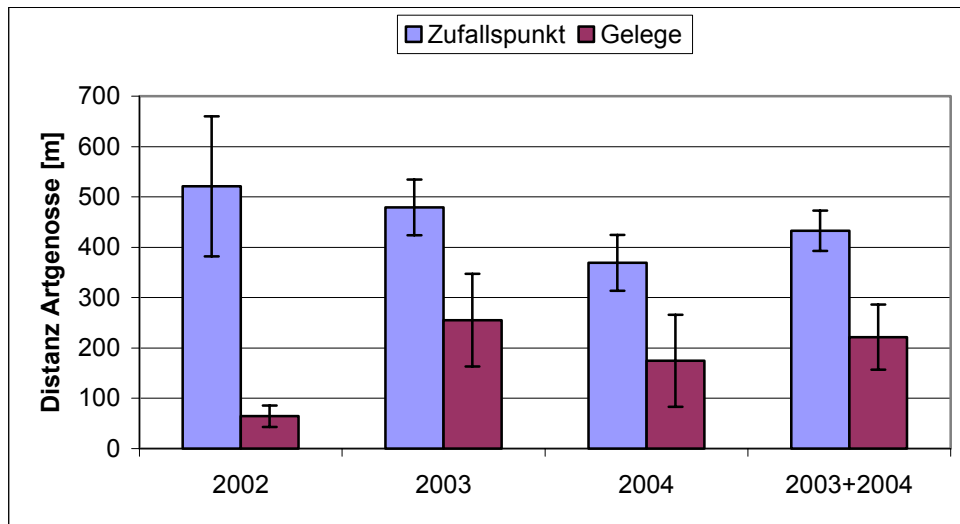


Abb. 13: Distanz zum nächsten brütenden Artgenossen (Mittelwert und Standardfehler), gemessen an Kiebitznachgelegen und Zufallspunkten in der Stollhammer Wisch.

Distanz zum nächsten Feldgehölz

Auch der Einfluss von Feldgehölzen stellte sich in den drei Untersuchungsjahren verschieden dar. In Untersuchungsjahr 2002 wiesen Kiebitznachgelege eine durchschnittliche Distanz von 145 ± 15 m zum nächsten Feldgehölz auf, während Zufallspunkte 264 ± 32 m entfernt waren. Dieser statistisch signifikante Unterschied erklärte 92,0 % der Fälle in der Gelegeverteilung (Wald- $\chi^2 = 6,248$; $df = 1$; $p = 0,012$). In den folgenden Untersuchungsjahren drehte sich diese Verhältnis um: Hier waren Kiebitznachgelege (2003: 266 ± 32 m; 2004: 198 ± 12 m) weiter von Feldgehölzen entfernt als Zufallspunkte (2003: 232 ± 16 m; 2004: 161 ± 14 m). Die Jahresunterschiede waren für die Gelegeverteilung statistisch nicht signifikant (2003: Wald- $\chi^2 = 1,809$; $df = 1$; $p = 0,179$; 2004: Wald- $\chi^2 = 0,953$; $df = 1$; $p = 0,329$). Gleiches galt für die zusammengefasste Betrachtung der Untersuchungsjahre 2003 und 2004: auch hier war der Parameter „Distanz zum Feldgehölz“ für die Verteilung der Gelege statistisch nicht signifikant (Gelege: 237 ± 21 m; Zufallspunkte: 202 ± 14 m; Wald- $\chi^2 = 2,271$; $df = 1$; $p = 0,132$; Abb. 14).

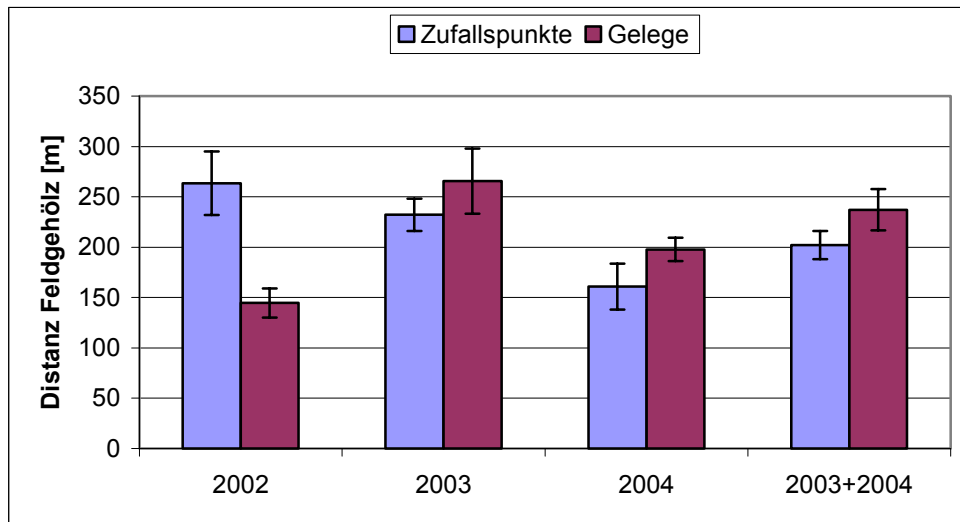


Abb. 14: Distanz zum nächsten Feldgehölz (Mittelwert und Standardfehler), gemessen an Kiebitznachgelegen und Zufallspunkten in der Stollhammer Wisch.

Distanz zu Greif- und Rabenvogelnestern, Stocherwiderstand

Die folgenden Landschafts- und Bodenparameter scheinen ebenso für Kiebitze offensichtlich bei der Nistplatzwahl nur untergeordnete Rollen zu spielen.

Die Messungen der Distanz zum nächsten besetzten Greif- oder Rabenvogelnest zeigten keine statistisch signifikanten Unterschiede bei Zufallspunkten oder Kiebitz-Nachgelegen mit Auswirkungen auf die Gelegeverteilung (2002: Wald- $\chi^2 = 0,000$; df = 1; p = 0,996; 2003: Wald- $\chi^2 = 0,327$; df = 1; p = 0,568; 2004: Wald- $\chi^2 = 3,358$; df = 1; p = 0,067; Abb. 15).

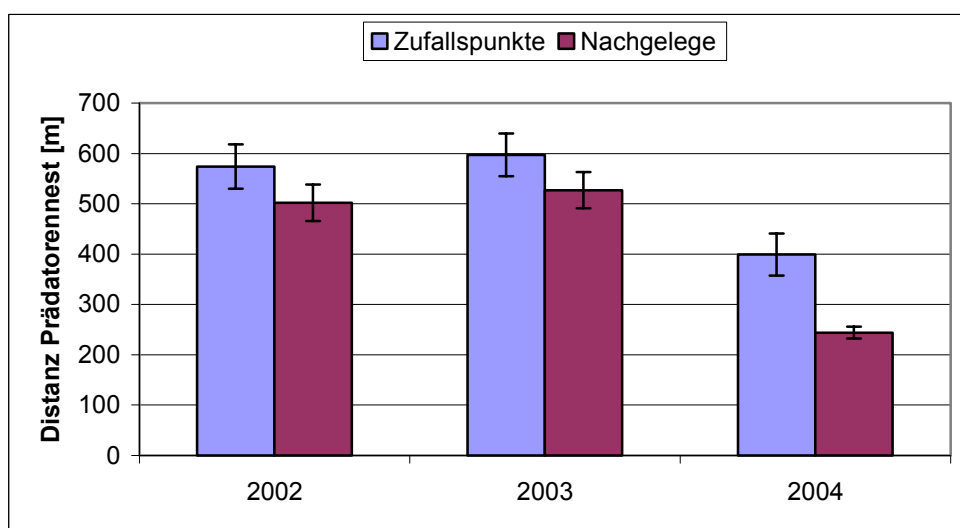


Abb. 15: Distanz zum nächsten besetzten Greif- oder Rabenvogelnest (Mittelwert und Standardfehler), gemessen an Kiebitznachgelegen und Zufallspunkten in der Stollhammer Wisch.

In Bezug auf den Stocherwiderstand bestanden zwar Unterschiede zwischen den Messungen an den Zufallspunkten (137 ± 3 N) und den Kiebitznachgelegen (88 ± 16 N) im Untersuchungsjahr 2003, diese zeigten jedoch keine statistischen Auswirkungen auf das Vorhersagemodell der Gelegeverteilung (Wald- $\chi^2 = 0,975$; $df = 1$; $p = 0,323$; Abb. 16).

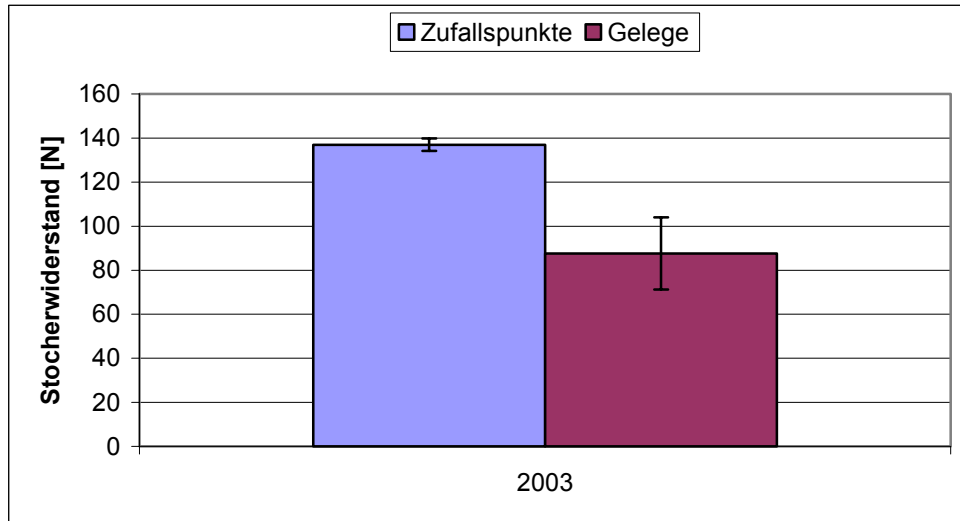


Abb. 16: Stocherwiderstand (Eindringtiefe 10 cm; Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Kiebitz-Nachgelegen in der Stollhammer Wisch.

3.3.2 Uferschnepfe

Die ersten Uferschnepfengelege traten in den drei Untersuchungsjahren am 22. April (2002), 25. April (2003) sowie am 16. April (2004) auf.

Distanz zum Artgenossen

Ebenso wie bei den Erstgelegen des Kiebitzes spielte die räumliche Nähe zum Artgenossen für die Uferschnepfen bei der Nistplatzwahl eine entscheidende Rolle. Der Abstand zum nächsten Artgenossen betrug in den einzelnen Untersuchungsjahren 56 ± 6 m (2002), 81 ± 15 m (2003) bzw. 55 ± 5 m (2004). Zufallspunkte waren dagegen 140 ± 14 m (2002), 236 ± 19 m (2003) bzw. 384 ± 48 m (2004) von der nächsten brütenden Uferschnepfe entfernt. In allen drei Untersuchungsjahren war dieser Unterschied statistisch signifikant und erklärte als einziger Faktor die Verteilung der Gelege (2002: Wald- $\chi^2 = 5,171$; df = 1; p = 0,023; erklärte Fälle: 92,0 %; 2003: Wald- $\chi^2 = 12,100$; df = 1; p = 0,001; erklärte Fälle: 85,7 %; 2004: Wald- $\chi^2 = 0,003$; df = 1; p = 0,953; erklärte Fälle: 100,0 %). Bei zusammengefasster Betrachtung der Untersuchungsjahre 2003 und 2004 erklärt die Nähe zum Artgenossen als alleiniger Parameter bereits 88,5 % der Fälle in der vorliegenden Gelegeverteilung (Gelege: 72 ± 10 m; Zufallspunkte: 307 ± 27 m; Wald- $\chi^2 = 21,061$; df = 1; p < 0,001; Abb. 17).

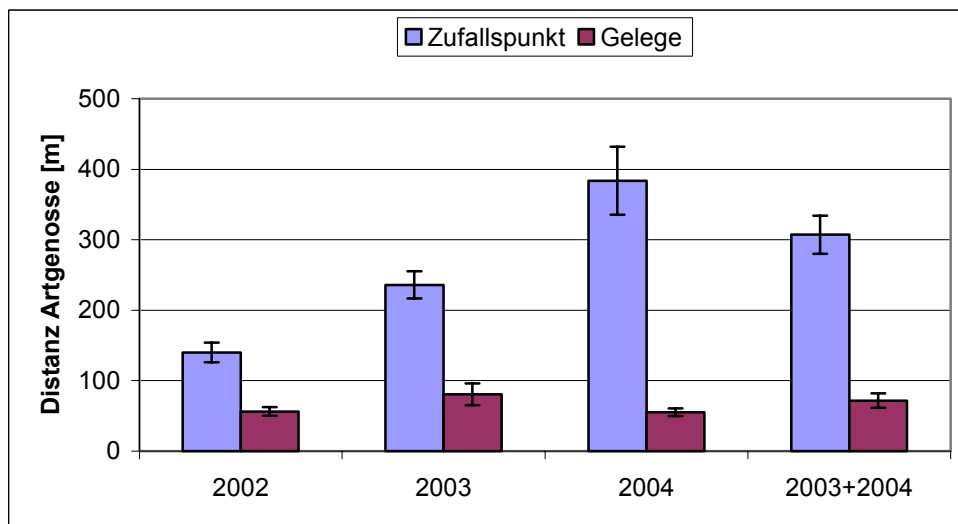


Abb. 17: Distanz zum nächsten brütenden Artgenossen (Mittelwert und Standardfehler), gemessen an Uferschnepfengelegen und Zufallspunkten in der Stollhammer Wisch.

Da die Nähe zum Artgenossen offensichtlich eine sehr starke Rolle bei der Wahl des Nistplatzes spielt, wurde dieser Parameter, analog der Untersuchung am Kiebitz, für weitere Analysen nicht in die Statistik einbezogen.

Distanz zum nächsten Feldgehölz

Die Entfernung von Uferschnepfengelegen zum nächsten Feldgehölz betrug 257 ± 22 m (2002), 246 ± 21 m (2003) bzw. 236 ± 20 m (2004). Von den Zufallspunkten betrug die Entfernung zu Feldgehölzen 187 ± 43 m (2002), 237 ± 17 m (2003) bzw. 158 ± 15 m (2004). Im Untersuchungsjahr 2004 war dieser Unterschied statistisch signifikant und erklärte 61,1 % Fälle der Gelegeverteilung (Wald- $\chi^2 = 4,140$; $df = 1$; $p = 0,042$). Bei zusammengefasster Betrachtung der beiden Untersuchungsjahre 2003 und 2004 zeigte die Meidung von Feldgehölzen ebenfalls signifikante Einflüsse auf die Verteilung der Gelege (Gelege: 243 ± 15 m; Zufallspunkte: 199 ± 15 m; Wald- $\chi^2 = 4,383$; $df = 1$; $p = 0,036$; erklärte Fälle: 57,7 %; Abb. 18).

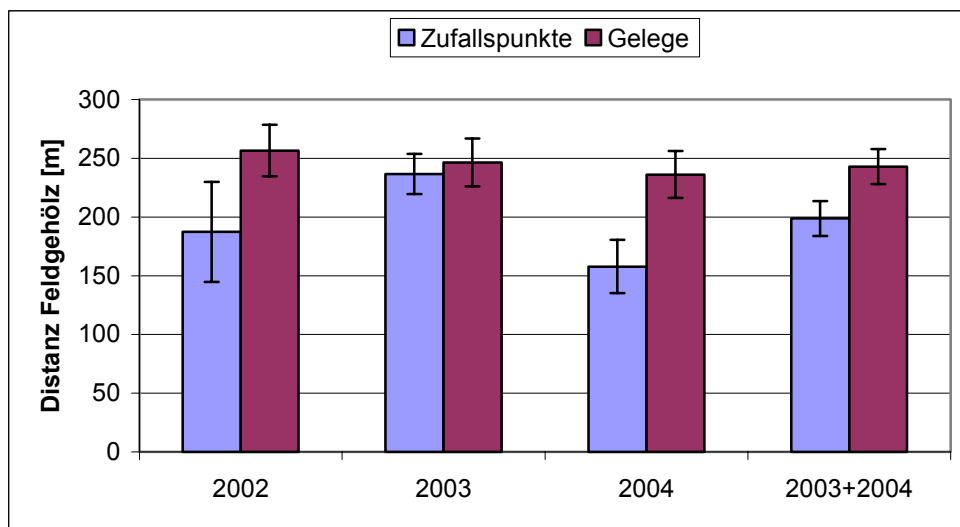


Abb. 18: Distanz zum nächsten Feldgehölz (Mittelwert und Standardfehler), gemessen an Uferschnepfengelegen und Zufallspunkten in der Stollhammer Wisch.

Vegetationshöhe

Die mittlere Vegetationshöhe betrug an Gelegen der Uferschnepfe $18,8 \pm 4,0$ cm (2002), $14,7 \pm 1,6$ cm (2003) bzw. $14,4 \pm 2,1$ cm (2004). An Zufallspunkten wurde im Durchschnitt $23,3 \pm 10,0$ cm (2002), $15,4 \pm 1,4$ cm (2003) bzw. $16,7 \pm 1,6$ cm (2004) gemessen. Diese Unterschiede waren statistisch nicht signifikant (2002: Stichprobenumfang zu gering; 2003: Wald- $\chi^2 = 0,065$; $df = 1$; $p = 0,799$; 2004: Wald- $\chi^2 = 0,720$; $df = 1$; $p = 0,396$). Auch die zusammengefasste Betrachtung der Untersuchungsjahre 2003 und 2004 zeigte keinen statistisch signifikanten Unterschied in der Vegetationshöhe zwischen Uferschnepfengelegen ($14,6 \pm 1,3$ cm) und Zufallspunkten ($16,1 \pm 1,0$ cm; Wald- $\chi^2 = 0,103$; $df = 1$; $p = 0,749$; Abb. 19).

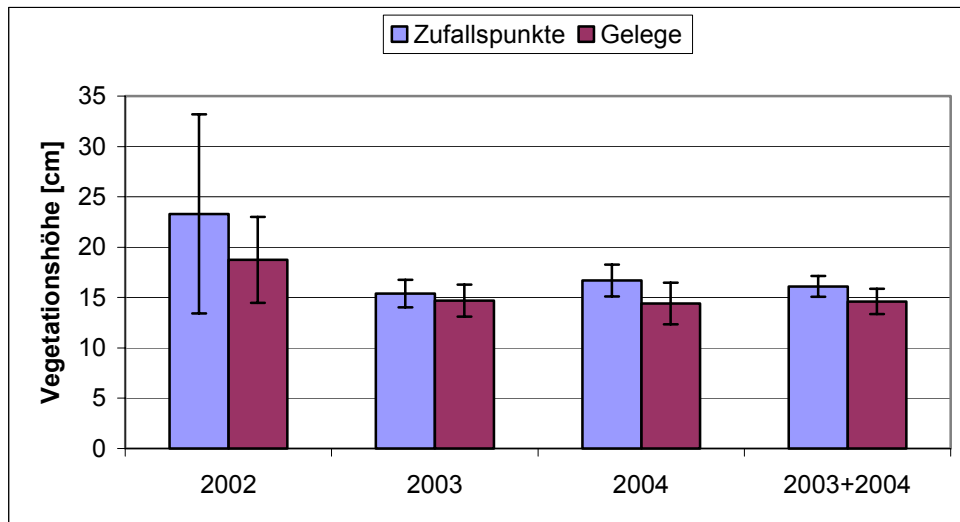


Abb. 19: Vegetationshöhe (Mittelwerte und Standardfehler) an Gelege der Uferschnepfe und Zufallspunkten in der Stollhammer Wisch.

Distanz zu Greif- und Rabenvögelnestern, Distanz zu Graben oder Grütze, Stocherwiderstand, Bodenwassergehalt

Die weiteren gemessenen Landschafts- und Bodenparameter scheinen für die Wahl des Nistplatzes bei der Uferschnepfe offensichtlich nur eine untergeordnete Rolle zu spielen.

Es konnte keine ausgeprägte Meidung von Prädatorennestern festgestellt werden. Die mittlere Entfernung zu Prädatorennestern unterschied sich nicht signifikant bei Zufallspunkten (2002: $528 \pm 66,1$ m; 2003: 590 ± 42 ; 2004: $386 \pm 42,1$ m) und Gelegestandorten (2002: $483 \pm 38,3$ m; Wald- $\chi^2 = 0,272$; df = 1; p = 0,602; 2003: $523,1 \pm 49,4$; Wald- $\chi^2 = 0,217$; df = 1; p = 0,641; 2004: $409 \pm 24,6$ m; Wald- $\chi^2 = 0,047$; df = 1; p = 0,828; Abb. 20).

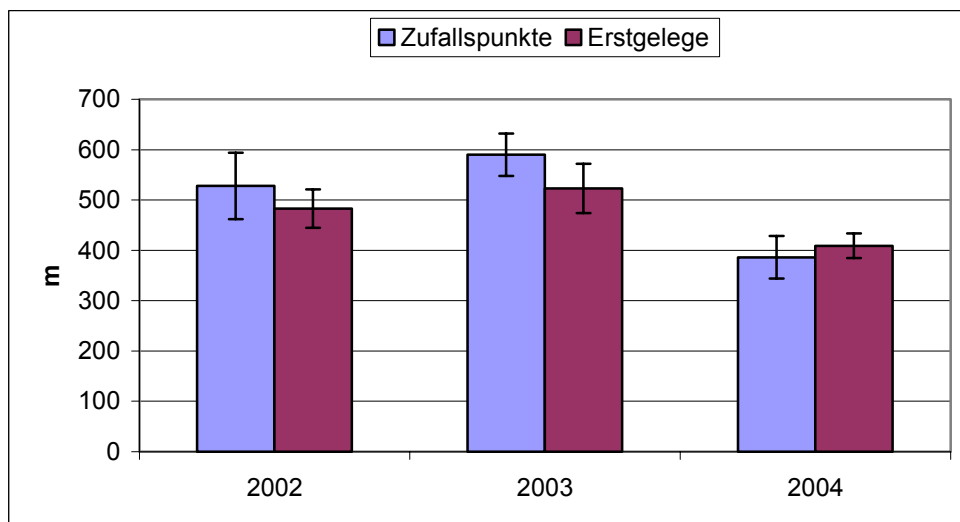


Abb. 20: Distanz zu besetzten Greif- und Rabenvogelnestern (Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Uferschnepfengelegen in der Stollhammer Wisch.

Die Nähe zu Gräben und Gruppen wurde von Uferschnepfen bei der Nistplatzwahl nicht statistisch signifikant bevorzugt (2002: Wald- $\chi^2 = 0,142$; df = 1; p = 0,706; 2003: Wald- $\chi^2 = 2,279$; df = 1; p = 0,131; 2004: Wald- $\chi^2 = 0,663$; df = 1; p = 0,416). Zufallspunkte befanden sich im Mittel $9,4 \pm 0,7$ m (2002), $11,6 \pm 1,8$ m (2003) und $14,7 \pm 1,8$ m (2004) von Gräben und Gruppen entfernt, während die Distanz bei Uferschnepfengelegen $10,8 \pm 1,1$ m (2002), $10,4 \pm 1,2$ m (2003) und $12,5 \pm 1,5$ m (2004) betrug (Abb. 21).

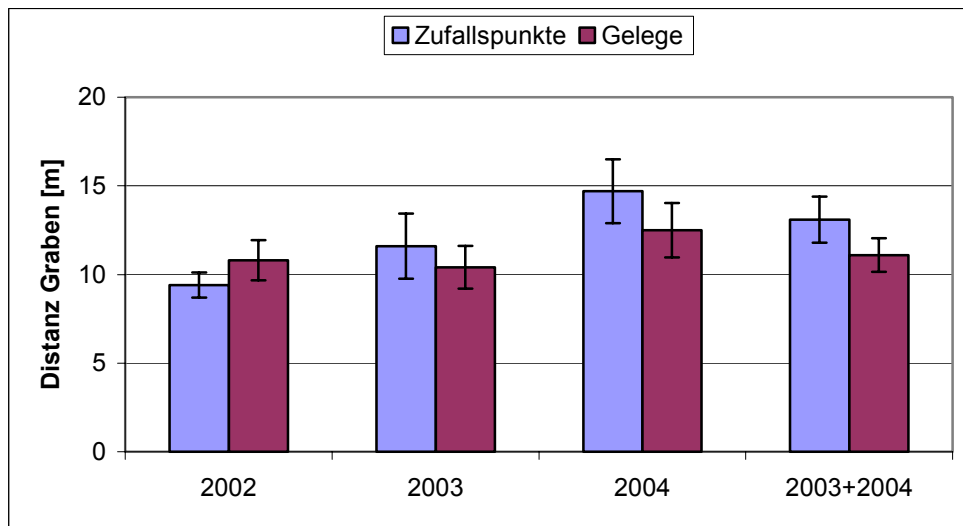


Abb. 21: Entfernungen zu Gräben und Gruppen (Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Uferschnepfengelegen in der Stollhammer Wisch.

Weiterhin zeigten die Untersuchungen zum Bodenwassergehalt an Gelegen der Uferschnepfe ($25,7 \pm 0,9$ %) keinen signifikanten Unterschied zu Zufallspunkten ($28,6 \pm 4,1$ %; Abb. 22)

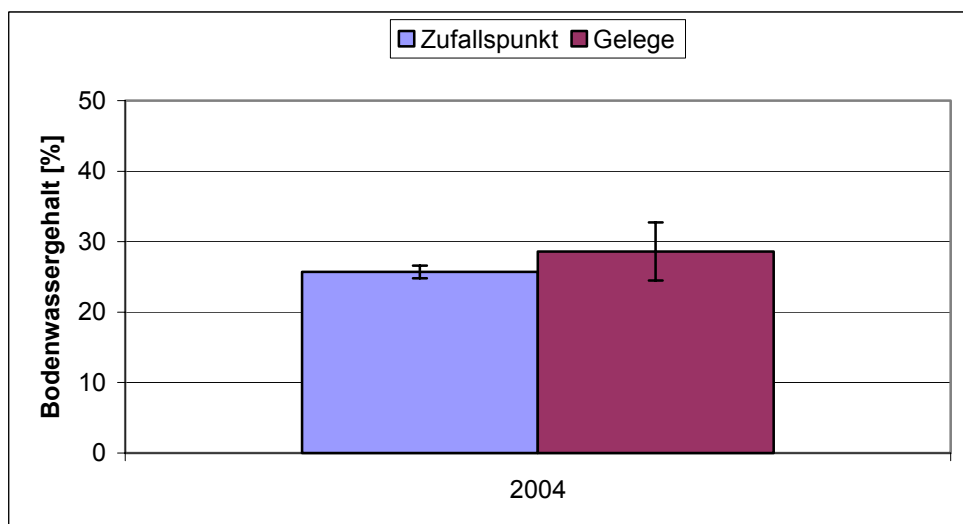


Abb. 22: Bodenwassergehalt (Mittelwert und Standardfehler) im Mai an Zufallspunkten und Uferschnepfengelegen in der Stollhammer Wisch.

Auch der Stocherwiderstand zeigte keinen Einfluss auf die Gelegeverteilung. Zwischen den Messwerten an Zufallspunkten (48 ± 4 N) und an den Uferschnepfengelegen (53 ± 5 N) bestand im Untersuchungsjahr 2003 kein statistisch signifikanter Unterschied (Wald- $\chi^2 = 0,726$; $df = 1$; $p = 0,394$; Abb. 23).

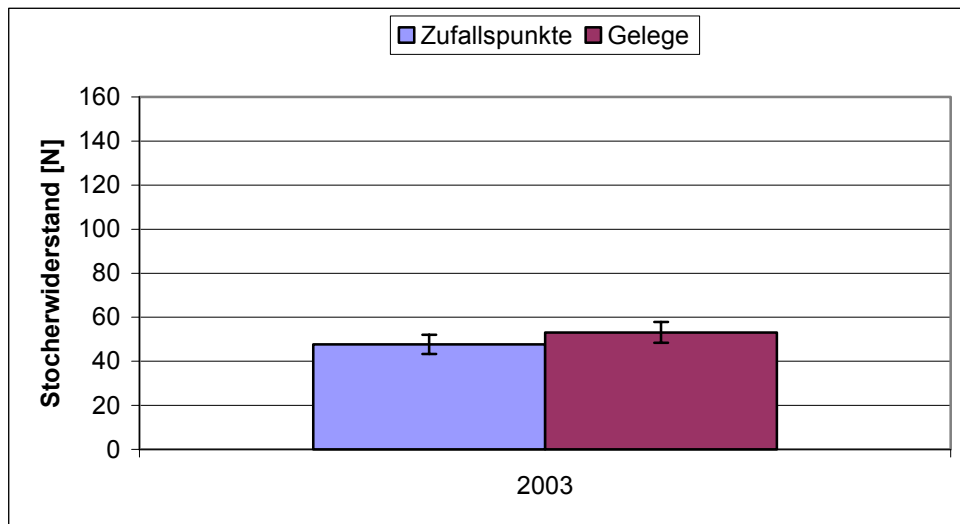


Abb. 23: Stocherwiderstand (Eindringtiefe 10 cm, Mittelwert und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Uferschnepfengelegen in der Stollhammer Wisch.

Biomasse von Bodenmakroinvertebraten, Trockenmasse epigäischer Arthropoden

Auch die Rolle des Nahrungsangebotes scheint offensichtlich eher untergeordneten Charakter zu haben:

Messungen der Biomassen von Makro-Invertebraten in verfügbaren Bodentiefen zeigten keine Bevorzugung nahrungsreicher Standorte für die Nistplatzwahl der Uferschnepfe. Im Gegenteil, an den Uferschnepfengelegen war die Biomasse von Bodentieren signifikant geringer (Zufallspunkte: $25,7 \pm 2,8$ g/m²; Gelege: $8,2 \pm 2,8$ g/m²; Abb. 24).

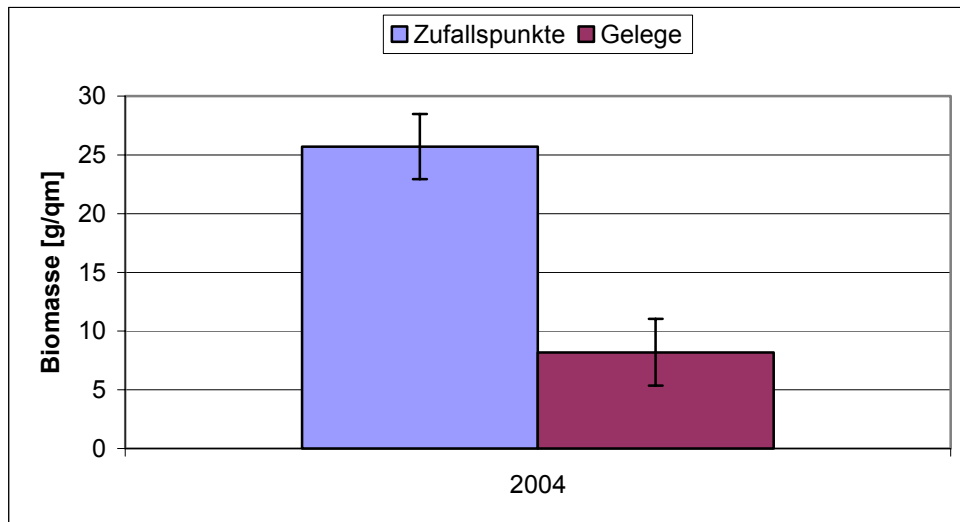


Abb. 24: Biomasse von Makro-Invertebraten in der oberen Bodenschicht (0-10 cm; Mittelwert und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Uferschnepfengelegen in der Stollhammer Wisch.

Auch hinsichtlich des Parameters „Epigäische Arthropoden“ ließ sich kein Einfluss auf die Gelegeverteilung nachweisen. Während im Untersuchungsjahr 2002 kein Unterschied zwischen der Trockenmasse epigäischer Arthropoden an Zufallspunkten ($0,26 \pm 0,05$ g) und Uferschnepfengelegen ($0,23 \pm 0,04$ g) auftrat, wurde im Untersuchungsjahr 2004 an den Uferschnepfengelegen ($0,46 \pm 0,4$ g) sogar signifikant weniger Trockenmasse gemessen als an den Zufallspunkten ($0,58 \pm 0,06$ g; Abb. 25)

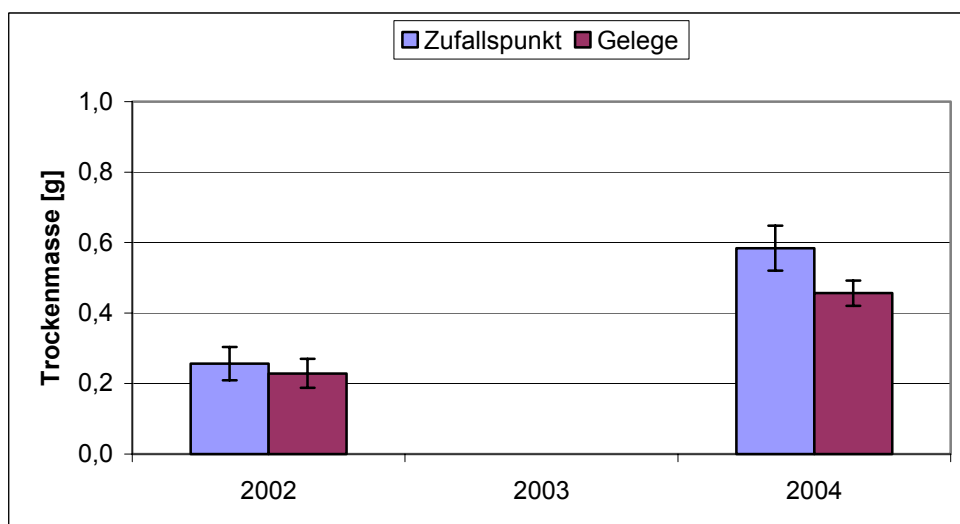


Abb. 25: Trockenmasse epigäischer Arthropoden (Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Uferschnepfengelegen in der Stollhammer Wisch.

3.4 Diskussion

3.4.1 Methodenkritik

Die im Zeitraum 2002 bis 2004 durchgeführte Mikrohabitatanalyse der Gelegestandorte stellte bezüglich ihres Stichprobenumfanges einen Kompromiss zwischen statistischer Genauigkeit und personeller bzw. materieller Durchführbarkeit dar. Theoretisch wäre ein größerer Stichprobenumfang zwar wünschenswert, jedoch wäre die praktische Durchführbarkeit nicht möglich gewesen: für die Messung personalintensiver Parameter (z. B. Bodenmegafauna) wurde beim derzeitigen Stichprobenumfang ein Team von bis zu 10 Personen benötigt. Auch durch technischen Einsatz war eine Steigerung des Stichprobenumfanges nicht möglich: sowohl eine Wärmeextraktion als auch eine Elektroaustreibung der Bodenmakroinvertebraten scheiterten in Vorversuchen an den physikalischen Eigenschaften des schweren Kleibodens (Krawczynski mündl.; Ehrnsberger mündl.).

Aufgrund des gesamtmodellaren Ansatzes mittels binärer logistischer Regression konnten nur Datensätze berücksichtigt werden, die alle Einzelparameter vollständig enthalten. Dadurch verringerte sich der Stichprobenumfang. Jedoch ermöglicht dieser multivariate statistische Ansatz die Aufdeckung von Interaktionen und Prioritäten der einzelnen Parameter, ein entschiedener Vorteil, der mit herkömmlichen univariaten statistischen Methoden nicht zu erbringen gewesen wäre. Die hier verwendete Methode liefert schon bei kleinem Stichprobenumfang verwendbare Ergebnisse. Die Präzision kann sogar durch einen Stichprobenumfang $n > 25$ in jeder Klasse noch gesteigert werden (Backhaus et al. 2003).

3.4.2 Nistplatzwahl von Kiebitzen und Uferschnepfen

In der vorliegenden Arbeit wurden ausgewählte Strukturparameter der Landschaft und des Bodens, das Nahrungsangebot sowie Einflüsse von Flugprädatoren und Artgenossen auf die Nistplatzwahl von Kiebitzen und Uferschnepfen untersucht.

3.4.2.1 Intra- und interspezifische Einflüsse

Seit langem ist bekannt, dass sowohl Kiebitze als auch Uferschnepfen häufig in lockeren Kolonien brüten (Kooiker & Buckow 1997, Glutz von Blotzheim 1985). Nicht selten kommt es dabei zur Bildung von gemischten Brutkolonien. Rotschenkel (*Tringa totanus*) und

Austernfischer (*Haematopus ostralegus*) sind ebenfalls regelmäßig anzutreffende Brutvögel in diesen Mischkolonien.

Sowohl für Kiebitze als auch für Uferschnepfen war der Parameter „Distanz zum Artgenossen“ in hohem Maße statistisch signifikant. Er erklärte zwischen 83,9 % und 94,1 % der auftretenden Gelegeverteilungen und musste aufgrund seiner Dominanz für weitere Analysen eliminiert werden.

Offensichtlich wirkt die Nähe zum Artgenossen bei der Brutplatzwahl für Kiebitze und Uferschnepfen äußerst attraktiv. Diese Attraktivität ist vom Zugverhalten beider Vogelarten her bekannt: sowohl Kiebitze als auch Uferschnepfen ziehen in großen Trupps. Die Anziehungskraft des Artgenossen bei Regenpfeiferartigen war schon im vergangenen Jahrhundert bekannt und wurde von den in den Rastgebieten dieser Vogelarten lebenden Menschen für eigene Zwecke genutzt: mittels präparierter Artgenossen als Lockvögel wurden massenhaft Goldregenpfeifer und Kiebitze gefangen und anschließend verzehrt (Jukema et al. 2001).

Neben dem kausalen Aspekt der Attraktivität stellt sich die Frage nach den funktionalen Gründen, weshalb die Nähe zum Artgenossen gesucht wird. Funktional betrachtet, wird ein Lebewesen bei der Entscheidung für oder wider ein bestimmtes Verhalten von einer Steigerung des Überlebenswertes getrieben (Alcock 1996). In der Tat liegt offensichtlich der Grund für die Bildung von Brutkolonien in der Minimierung des Prädationsrisikos. Dies geschieht auf zwei Arten: einerseits werden Prädatoren vermutlich in der Gruppe rascher erkannt (Glück 1985, Kenward 1978). Andererseits können Gelege aus der Gruppe heraus gemeinsam besser gegen Luftfeinde verteidigt werden. Berg (1992) beispielsweise konnte nachweisen, dass das tägliche Prädationsrisiko eines Kiebitzgeleges sinkt, je größer die Brutkolonie ist. Bessere Überlebensraten von Gelegen in Brutkolonien gegenüber Einzelbrütern wurden auch von anderen Autoren festgestellt (Elliot 1985, Melter & Südbeck 2004, Schoppenhorst 1996, Wübbenhorst 1997, Salek & Smilauer 2002).

Neben der Attraktivität des Artgenossen war die Distanz zu besetzten Prädatorennestern ein Parameter der vorliegenden Untersuchung. Bei diesem interspezifischen Parameter konnte in dieser Studie jedoch kein Meidungseffekt nachgewiesen werden. Dieser Befund überrascht nicht, wenn man die Brutbiologie der betroffenen Arten betrachtet. Ein Einfluss auf die Nistplatzwahl durch Greif- und Rabenvögel ist theoretisch auch nur dann zu erwarten, wenn der Prädatör früher brütet als die Zielart. Nur bei einer solchen Konstellation können sich die Zielarten (hier: Kiebitz und Uferschnepfe) dem Prädatör anpassen. Dass dies tatsächlich möglich ist, zeigen die Untersuchungen von Roos & Pärt (2004) am Neuntöter (*Lanius*

collurio). Diese im tropischen Afrika überwinternde Singvogelart trifft erst spät in den mittel- und nordeuropäischen Brutgebieten ein. Zu diesem Zeitpunkt brüten potentielle Gelegeprädatoren wie Elster und Nebelkrähe bereits. Und in der Tat wählt der Neuntöter vor allem solche Hecken und Feldgehölze als Niststandort aus, die weit entfernt von den Neststandorten dieser potentiellen Gelegeräuber befinden. Tryjanowski et al. (2002) beschreiben für einige Wiesenvogelarten, z. B. die Feldlerche (*Alauda arvensis*), dass diese darüber hinaus auch die Nähe besetzter Rotfuchsbauten meiden. Im Falle der Relevanz von Flugprädatoren, die in der Stollhammer Wisch zu finden sind, wie Rabenkrähe, Elster und Mäusebussard auf die Nistplatzwahl von Kiebitz und Uferschnepfe liegen die Dinge anders: Rabenkrähe und Elster beginnen ihre Brut in etwa zeitgleich mit der von Kiebitz und Uferschnepfe (vgl. Mäck & Jürgens 1999). Der Legebeginn beim Mäusebussard im Frühjahr hängt entscheidend vom Angebot an Wühlmäusen ab. In guten Jahren beginnt er mit der Brut bereits ab Mitte März, in schlechten Wühlmausjahren dagegen erst im April (vgl. Mebs 1964, Newton 1979).

3.4.2.2 Struktureigenschaften der Landschaft

Eine wesentliche Struktureigenschaft der Landschaft ist die Vegetation. Die Eigenschaften der Vegetation gliedern sich auf in physikalische Aspekte (z. B. Höhe und Dichte) und pflanzensoziologische Aspekte. Bezüglich der pflanzensoziologischen Aspekte stellte sich für die Marsch heraus, dass sich das Gesamtgebiet einschließlich unserer Untersuchungsgebiete botanisch relativ einheitlich darstellt:

Der in der Stollhammer Wisch stark vorherrschende Vegetationstyp ist die Weidelgras-Weißklee-Mähweide. Diese entspricht in ihrer Zusammensetzung einer artenarmen Weidelgras-Weißklee-Weide (*Lolio-Cynosuretum*), wobei jedoch die namensgebende Art Wiesenkammgas (*Cynosurus cristatus*) in intensiv genutzten Flächen fast durchgehend fehlt. Teilt man diesen Vegetationstyp anhand von Magerkeitszeigerpflanzen weiter in „intensiv“ und „extensiv“ auf (Schwellenwert: 10% Magerkeitszeiger in der Vegetation), so sind die Charakteristiken einer Intensivgrünlandfläche vor allem dominante Futtergräser (Deutsches Weidelgras *Lolium perenne*, Wiesenfuchsschwanz *Alopecurus pratensis* sowie seltener Wiesenlieschgras *Phleum pratense* und Wiesenschwingel *Festuca pratensis* bei junger Einsaat). Ein weiteres charakteristisches Obergras ist die Gewöhnliche Quecke *Agropyron repens*. Als charakteristische Untergräser treten das Einjährige Rispengras *Poa annua* und der Knickfuchsschwanz *Alopecurus geniculatus* auf. Durch die hohe Beimengung dieser Gräser nähern sich die Bestände floristisch den Ruderalfluren, Trittrasen oder Flutrasen

an. Die entsprechenden Floreninventare findet man auf den intensiv genutzten Flächen der Untersuchungsgebiete GSP, FBS und KKW.

Extensiver genutzte Grünlandflächen wie beispielsweise das Untersuchungsgebiet ZWS sind in ihrer Vegetationsform durch fließende Übergänge mit den vorigen verbunden. Werden durch formale Kriterien hier Abgrenzungen gezogen (10% Magerkeitszeiger, meist war dies das Gewöhnliche Ruchgras *Anthoxanthum odoratum*), so stellen sich die Charakteristika dieser Flächen folgendermaßen dar: kein Gras dominiert absolut, meist herrschen ausgeglichene Bedeckungen mit 4-6 Grasarten vor. Wichtigste kennzeichnende Arten sind Wolliges Honiggras *Holcus lanatus*, Weiche Trespe *Bromus hordeaceus*, Weißes Straußgras *Agrostis stolonifera*, Gewöhnliches Ruchgras *Anthoxanthum odoratum* und Wiesenkammgras *Cynosurus cristatus*. Daneben treten regelmäßig Wiesenschaumkraut *Cardamine pratensis* und Gras-Sternmiere *Stellaria graminea* auf (IBL Umweltplanung 1992, 2002, 2005).

Aus der vorliegenden Arbeit lassen sich keine Rückschlüsse auf die floristische Zusammensetzung als Kriterium für die Nistplatzwahl von Kiebitz und Uferschnepfe ziehen. Wie bereits ausgeführt, sind die 4 Untersuchungsflächen in ihrer floristischen Zusammensetzung so ähnlich, dass ein Einfluss dieser Variable derzeit nicht nachweisbar ist. Da pflanzensoziologische und floristische Veränderungen in Marschgrünländern langsam ablaufen, müssen die Langzeitfolgen in Bezug auf die Avizönosen ebenfalls über diesen Zeitraum untersucht werden, ein breites Feld für zukünftige Forschungsansätze.

Während die floristische Zusammensetzung keinen nachweisbaren Einfluss auf das Ansiedlungsverhalten von Kiebitz und Uferschnepfe hat, stellt sich dies für die landwirtschaftliche Nutzung dar. Mit der Nutzung im direkten Zusammenhang steht die Vegetationshöhe.

Zahlreiche ältere und jüngere Arbeiten benennen eine kurzrasige Vegetation als essentiell für das Brutvorkommen von Kiebitzen (vgl. Klomp 1954, Onnen 1989, Kooiker & Buckow 1997). Klomp nennt Präferenzen für Flächen mit 6-8 cm, Onnen stellt Brutvorkommen auch in etwas höherer Vegetation fest. Dass die Vegetationshöhe für die aktuelle Nistplatzwahl des Kiebitzes eine entscheidende Größe hat, hat Lehn (2005) experimentell bewiesen: Durch herbstliches Mulchen wurden binnenländische Feuchtgrünländer als Brutstandorte für den Kiebitz attraktiver. Sie wiesen gegenüber nicht gemulchten Kontrollflächen u. a. eine signifikant geringere Vegetationshöhe auf.

Im Verlauf der drei Untersuchungsjahre konnte in der Stollhammer Wisch kein signifikanter Unterschied der Vegetationshöhe zwischen Kiebitzerstgelegen im zeitigen Frühjahr und Zufallspunkten festgestellt werden. Dieser offensichtliche Widerspruch zur gängigen

Literaturmeinung relativiert sich aber bei Betrachtung der Messwerte. Im zeitigen Frühjahr wurden sowohl an Gelegen als auch an Zufallspunkten kurze Vegetationshöhen gemessen, die dem Vogel keine echte Wahlmöglichkeit lassen. Sehr wohl bestanden jedoch signifikante Präferenzen für kurze Vegetationshöhen. Dies wird zum Zeitpunkt der Nachgelege deutlich. Nicht gemähte oder beweidete Flächen zeigen einen hohen Aufwuchs, während auf beweideten und besonders auf frisch gemähten Flächen kurze Vegetation vorherrscht. Hier reagiert der Vogel wie erwartet: er wählt eine Fläche mit kurzer Vegetation zur Ablage des Geleges aus.

Warum benötigen adulte Kiebitze kurzrasige Bruthabitate? Die Gründe hierfür sind vermutlich ökomorphologischen Ursprungs. Kiebitze zeigen einen relativ massigen Körperbau mit kurzen Beinen. Ein solcher Körper besitzt einen hohen Raumwiderstand in höherwüchsiger Vegetation (Hilden 1965, Galbraith 1989). Zahlreiche Untersuchungen an Singvogelarten zeigen die Wichtigkeit des Körperbaus für die Habitatwahl (u. a. Leisler & Winkler 1985, 1991 Leisler 1977, Ley 1988). Solche Arbeiten fehlen allerdings noch für Wiesenlimikolen und ihre Küken. Sie würden vielleicht auch die Unterschiede in der Habitatnutzung zwischen Kiebitzen und Uferschnepfen und ihren Küken erklären. Funktional betrachtet, sind die kurzbeinigen Kiebitze beim Brüten in hoher Vegetation möglicherweise auch einem höheren Prädationsrisiko ausgesetzt (Whittingham & Evans 2004).

Vergleicht man das Nest der Uferschnepfe mit dem des Kiebitzes, soll fällt augenscheinlich die längere Vegetationshöhe auf. Vergleiche mit der Vegetationshöhe an Zufallspunkten im Rahmen dieser Studie ergaben keine statistisch signifikanten Unterschiede. Eine Bevorzugung von niedriger Vegetation, wie beim Kiebitz, tritt also nicht auf. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen Schekkerman et al. (1998): sie zeigten eine Präferenz von Uferschnepfen für ungemähte oder nachwachsende Grünlandflächen mit einer Vegetationshöhe > 20 cm. Flächen mit kurzer oder flachliegender Vegetation, sowie Äcker, wurden von Uferschnepfen gemieden. Funktional betrachtet bietet die hohe Vegetation eine bessere Tarnung für die Gelege (Beintema & Müskens 1987).

In verschiedenen Untersuchungen wird sowohl für Kiebitz als auch für Uferschnepfe darauf hingewiesen, dass die Offenheit der Landschaft ein wichtiger Punkt in Bezug auf die Habitatwahl beider Arten ist. So weisen van der Zande et al. (1980) daraufhin, ohne allerdings Zahlen zu präsentieren, dass Hecken, Feldgehölze, Gebäude und Stromleitungen die Bestandsdichte von Wiesenlimikolen einschließlich Kiebitz und Uferschnepfe, über große Distanzen hinweg herabsetzen können. Daraus ergibt sich zwangsläufig, dass die Nähe von Hecken und Feldgehölzen offensichtlich von diesen Arten gemieden wird. Die vorliegende

Untersuchung bestätigt diese Aussage für die Erstgelege des Kiebitzes und für Uferschnepfengelege im Untersuchungsjahr 2004. Die Standorte dieser Gelege lagen signifikant weiter von Hecken und Feldgehölzen entfernt als die Zufallspunkte.

Funktional ist diese Nistplatzwahl durchaus zu erklären, da auf diese Weise das Prädationsrisiko der brütenden Wiesenlimikolen gesenkt wird. So konnten Berg et al. (1992) nachweisen, dass Kiebitzgelege, die weiter als 50 m von einer Hecke entfernt lagen, ein signifikant geringeres Prädationsrisiko aufwiesen als Gelege, die diese Distanz unterschritten. Viele im Grünland lebenden Prädatoren sind auf Hecken und Feldgehölze angewiesen. Krähen und Greifvögel nutzen diese Strukturen als Niststandorte und Ansitzwarten (vgl. Widén 1994). Auch einige Raubsäuger suchen bevorzugt die Flurstücksgrenzen mit ihren Hecken und Feldgehölzen nach Nahrung ab. Der Mink (*Mustela vison*) beispielsweise verursachte starke Verluste bei Gelegen von Wasservögeln an Flächenrändern, nicht jedoch bei den zur gleichen Zeit in der Flächenmitte vorkommenden Wiesenvogelgelegen (M. Bartoszewicz, schriftl. Mitt.). Da Kiebitze und Uferschnepfen bereits im zeitigen Frühjahr mit der Gelegeproduktion beginnen, können sie möglicherweise zu diesem Zeitpunkt die exakten Niststandorte und Baue potentieller Gelegeprädatoren noch nicht in die eigene Nistplatzwahl mit einbeziehen. Insofern kann es für sie von Vorteil sein, grundsätzlich alle Landschaftsstrukturen zu meiden, die sich für eine Prädatoren-Ansiedlung eignen. Die Meidung vertikaler Strukturen konnte bei Kiebitznachgelegen in unserer Untersuchung nicht nachgewiesen werden. Offensichtlich spielt hier die Offenheit der Landschaft nur eine untergeordnete Rolle. Hierfür sind zwei Erklärungen möglich: Kausal betrachtet kann es daran liegen, dass zum Zeitpunkt der Nachgelegeproduktion kurzrasige Flächen selten sind und der Faktor „niedrige Vegetation“ eine größere Rolle für die Nistplatzwahl spielt als die Offenheit der Landschaft. Zudem gilt: je später ein Gelege produziert wird, umso eher lässt sich die Wahl des Neststandortes an die Präsenz vorhandener Prädatoren anpassen.

Die Nähe zu offenen Wasserflächen in Form von Gräben und Grüppen spielte beim Kiebitz für die Wahl des Neststandortes ebenfalls eine entscheidende Rolle. Erst- und Nachgelege lagen signifikant näher an solchen offenen Wasserflächen als die unbesiedelten Vergleichspunkte. Zum gleichen Ergebnis kommen Milsom et al. (2002). Sie stellten signifikant mehr Gelege in Grabennähe fest, als bei einer zufälligen Verteilung zu erwarten gewesen wären. Die Präferenz für Graben- und Grüppennähe könnte allerdings ein Sekundäreffekt sein, der im Falle unseres Untersuchungsgebietes auf das regelmäßig durchgeführte Reinigen und Vertiefen (ungefähr alle 3 Jahre) der Entwässerungsgräben zurückgeht. Dabei wird Bodenmaterial aus den Gräben und Grüppen seitlich an den Ufern in

ca. 1 - 3 m Breite abgelagert. Die Gruppenrandbereiche sind deshalb häufig weniger stark bewachsen und weisen zudem eine dunkle Bodenfärbung auf. Nach Klomp (1954) ist Färbung der Vegetation, neben ihrer Höhe, als entscheidender Faktor für die ungleichen Bestandsdichten von Kiebitzen auf verschiedenen Flächen verantwortlich. Die Bevorzugung kurzer Vegetation und dunkler Bodenfärbung spiegelt sich auch bei Kiebitzen wieder, die Ackerflächen, insbesondere erst spät im Frühjahr bestellte Maisäcker, als Bruthabitat wählen (Kooiker & Buckow 1997, Roßkamp 2004).

Ob die Nähe von Kiebitznestern zu den Gruppen nur ein Sekundäreffekt anderer relevanter Parameter ist oder aber tatsächlich direkt für die Nistplatzwahl des Kiebitzes von Bedeutung ist, müssen weitere Untersuchungen zeigen. Immerhin kommt auch Lehn (2005) zu dem Ergebnis, dass die Zahl an Kiebitznestern auf gemulchten Grünlandflächen mit der Anzahl temporärer Gewässer auf diesen Flächen positiv korreliert. Kiebitze (adult wie juvenile) sind offenbar auf ein ausreichendes Wasserangebot angewiesen sind. Sie können ihren täglichen Wasserbedarf nicht allein über die Nahrung decken (vgl. Beintema et al 1991). In der Nähe von Wasserflächen finden sich darüber hinaus auch stocherfähige Kleiböden.

Zwischen der Stocherfähigkeit des Bodens und dem Bodenwassergehalt bestehen ursächliche Zusammenhänge. Sowohl Düttmann & Emmerling (2001) als auch Schekkerman (1997) zeigen, dass in Grünlandgebieten die Penetrabilität des Oberbodens ganz entscheidend von seinem Wassergehalt abhängt. Beide Faktoren hatten im Untersuchungsgebiet jedoch keinen Einfluss auf die Nistplatzwahl von Kiebitzen und Uferschnepfen. Funktional betrachtet werden Nester nicht an sehr feuchten, möglicherweise überschwemmungsgefährdeten Standorten angelegt, da sie sonst einem erhöhten Verlustrisiko ausgesetzt sind. Darüber hinaus benötigen adulte Kiebitze nicht zwangsläufig sehr feuchte Standorte für die Nahrungssuche. Adulte und juvenile Tiere sind keine „echten Sondierer“, sondern sie ernähren sich vielmehr primär von Arthropoden, die sie von der Bodenoberfläche absammeln (siehe 3.4.2.3., vgl. auch Gienapp 2001, Johansson & Blomqvist 1996).

3.4.2.3 Nahrungsangebot

Von besonderer Bedeutung für die Habitatwahl von Wirbeltieren scheint das Nahrungsangebot zu sein. Ein nahrungsreicher Lebensraum beherbergt in der Regel mehr Individuen einer Art als ein nahrungsarmer (Newton 1979, 1991). Ob dieser in zahlreichen Untersuchungen bestätigte Befund auch auf die Wiesenlimikolen Kiebitz und Uferschnepfe zutrifft, ist bislang unklar. Mehrere niederländische Studien zeigten, dass beide Arten auf

konventionell bewirtschafteten Grünlandflächen in höheren Bestandsdichten auftreten als auf extensiv bewirtschafteten Flächen (Kleijn et al. 2001, Kleijn & Sutherland 2003, Berendse et al. 2004a, b). Dieser Dichteunterschied kann unter Umständen auf ein unterschiedlich großes Nahrungsangebot zurückzuführen sein.

Konventionell und extensiv bewirtschaftete Grünlandflächen unterscheiden sich häufig im Düngerauftrag. In vielen Wiesenvogelgebieten mit extensiver Grünlandnutzung wird sogar auf eine Düngung der Flächen vollständig verzichtet (Belting 2004, Pegel 2004, Kleijn et al. 2001). Die Düngung von Grünlandflächen hat allerdings Einfluss auf Abundanz und Biomasse von Boden-Makroinvertebraten, die in der Ernährung von adulten Uferschnepfen und z.T. auch von adulten Kiebitzen eine wichtige Rolle spielen (Atkinson et al. 2004). Gedüngte Grünlandflächen weisen meist signifikant höhere Biomassen und Abundanzen an Bodenmakroinvertebraten auf als ungedüngte Kontrollflächen (Standen 1984, Edwards & Bohlen 1996, Tabeling & Düttmann 2004, Brandsma 2004). Dieses Verhältnis konnte auch in der Stollhammer Wisch nachgewiesen werden (Junker et al. 2003, 2004).

Kiebitze zeigten bei der Wahl des Nistplatzes keine Präferenz für Flächen mit hoher Biomasse an Bodenmakroinvertebraten. Im Untersuchungsjahr 2003 unterschieden sich die an Kiebitzgelegen und an Zufallspunkten gemessene Biomasse der Bodenmegafauna nicht signifikant, in 2004 ergab sich sogar ein signifikant negativer Befund, d.h. weniger Biomasse an Neststandorten. Der Befund aus 2004 ist verwunderlich, denn unter verhaltensökonomischen Gesichtspunkten wäre zu erwarten, dass Kiebitze versuchen den Aufwand für die Nahrungssuche zu minimieren, und sich deshalb vor allem dort zur Brut niederlassen, wo sich reichhaltige Nahrungsbiotope in unmittelbarer Nähe befinden (Optimalität im Nahrungserwerb).

Nahrungswahl und Nahrungsaufnahme sind allerdings nicht nur unter rein energetischen Aspekten zu betrachten. Die Nahrungsaufnahme, einschließlich der Wahl des Nahrungsortes, wird von vielen Faktoren beeinflusst (Qualität der Nahrung, physiologischer Zustand des Tieres, Auffälligkeit und Erreichbarkeit des Nahrungsobjektes etc.). In Bezug auf die Wahl des Nahrungsortes könnte für brütende Kiebitze und Uferschnepfen auch von Bedeutung sein, den aktuellen Niststandort durch häufige Auffälligkeit während der Nahrungssuche nicht an Prädatoren zu verraten. Insofern könnte ein Niststandort mit geringerem Nahrungsangebot sogar von Vorteil sein – ein Feld für weitere Freilanduntersuchungen. Für adulte Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*) ist belegt, dass Neststandorte und Nahrungshabitate durchaus nicht identisch sein müssen. Während Torfabbauf Flächen und Hochmoorgebiete als Nisthabitate genutzt werden, dienen benachbarte, bis zu mehreren Kilometern entfernt

liegende Grünlandgebiete als Nahrungshabitate (Whittingham et al. 2000, Pearce-Higgins & Yalden 2003, Leyrer & Exo 2003).

Auch für den Kiebitz ist anzunehmen, dass Nist- und Nahrungshabitate nicht zwangsläufig identisch sein müssen. Ähnlich wie der Goldregenpfeifer brütet auch er in Niedersachsen u. a. auf vegetationsarmen Abtorfungsflächen, die er zur Nahrungssuche verlässt (Düttmann mündl. Mitt.). Dagegen konnten Blomqvist & Johansson (1995) beobachten, dass nahrungssuchende Kiebitze ihre Aktivitäten immer mehr in Richtung des zukünftigen Nistplatzes verschoben, je näher der Zeitpunkt der Eiablage rückte.

Auch Baines (1990) konnte keine signifikante Bevorzugung von Flächen mit höherer Biomasse der Bodenmegafauna als Neststandorte für Kiebitze feststellen. Dabei stellte er die größten Biomassen im Boden von erneuerten Intensivgrünlandflächen fest, die in der Regel niedrige Brutpaarzahlen aufwiesen. Er kommt zu dem Schluss, dass die Dichte an Regenwürmern im Boden keinen Einfluss auf die Verteilung der Brutpaare bei Kiebitzen hat. Vielmehr scheint diese, neben anderen Faktoren (Bodenwassergehalt, Vegetationstyp und -struktur), hinsichtlich des Nahrungsangebotes von der Verfügbarkeit epigäischer Arthropoden abzuhängen. Hier stellt er eine positive Korrelation zwischen der Arthropodendichte und den Brutpaaren auf Weiden, nicht jedoch auf Wiesen, fest. Im Rahmen unserer Untersuchungen konnte in der Stollhammer Wisch jedoch kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen Neststandorten von Kiebitzen und Zufallspunkten hinsichtlich der Dichte der epigäischen Arthropodenfauna beobachtet werden.

Auch an Nistplätzen der Uferschnepfe wurden keine erhöhten Nahrungsangebote gemessen. Das gilt sowohl für die Nahrungssituation in der oberen Bodenschicht als auch für die Bodenoberfläche. Zwar handelt es sich bei der Uferschnepfe im Gegensatz zum Kiebitz um einen „Sondierer“ (Hoerschelmann 1970, 1972), womit die Stocherfähigkeit des Bodens eine tragende Rolle bei der Nahrungssuche spielt, jedoch ist auch hier davon auszugehen, dass Nistplatz und Nahrungshabitat nicht zwangsläufig identisch sein müssen.

3.5 Literatur

Alcock, J. (1996) *Das Verhalten der Tiere aus evolutionsbiologischer Sicht*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Atkinson, P. W., Buckingham, D. & Morris, A. J. (2004) What factors determine where invertebrate-feeding birds forage in dry agricultural grasslands? *Ibis* **146**, 99-107.

Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W. & Weiber, R. (2003) *Multivariate Analysemethoden*. Springer-Verlag.

Baines, D. (1990) The role of predation, food and agricultural practice in determining the breeding success of the Lapwing (*Vanellus vanellus*) on upland grassland. *Journal of Animal Ecology* **59**, 915-929.

Beintema, A. J. & Müskens, G. J. D. M. (1987) Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grassland. *Journal of Applied Ecology* **4**, 743-758.

Beintema, A. J., Thissen, J. B., Tensen, D. & Visser, G. H. (1991) Feeding ecology of charadriiform chicks in agricultural grassland. *Ardea* **79**, 31-44.

Beintema, A. J., Moedt, O. & Ellinger, D. (1995) *Ecologische Atlas van de Nederlandse Weidevogels*. Schuyt & Co.

Belting, H. (2004) Wet grassland management and the protection of grassland birds at the Dümmer, Lower Saxony. *Wader Study Group Bulletin* **103**, 20.

Berendse, F., Smit, r., Gilissen, N., Smit, J., Brak, B. & Groeneveld, R. (2004) Ecological effectiveness of agri-environmental schemes in different agricultural landscapes in the Netherlands. *Conservation Biology* **18**, 775-786.

Berendse, F., Chamberlain, D. E., Kleijn, D. & Schekkerman, H. (2004) Declining biodiversity in agricultural landscapes and the effectiveness of agri-environment schemes. *Ambio* **33**, 499-502.

Berg, A., Lindberg, T. & Källebrink, K. G. (1992) Hatching success of lapwings on farmland: differences between habitat and colonies of different sizes. *J. Anim. Ecol.* **61**, 469-476.

Bibby, C., Gurgess, N. D. & Hill, D. A. (1995) *Methoden der Feldornithologie*. Neumann, Radebeul.

Blomqvist, D. & Johansson, O. C. (1995) Trade-offs in the nest site selection in coastal populations of Lapwing *Vanellus vanellus*. *Ibis* **137**, 550-558.

Brandsma, O. (2004) The importance of fertilisation for the food supply of grassland birds. *Wader Study Group Bulletin* **103**, 17-18.

Brandsma, O. (2004) The influence of foxes on the number of grassland birds in the nature reserve Giethoorn-Wanneperveen. *Wader Study Group Bulletin* **103**, 16.

Christiansen, J. (1995) *Brutzeitliche Habitatwahl des Kiebitzes (Vanellus vanellus) auf Grünlandflächen im Beltringharder Koog von Schleswig-Holstein*. Diplomarbeit, Universität Osnabrück.

Cody, M.L. (1985) *Habitat selection in birds*. Academic Press, Orlando.

Düttmann, H. & Emmerling, R. (2001) Grünlandversauerung als besonderes Problem des Wiesenvogelschutzes auf entwässerten Moorböden. *Natur und Landschaft* **76**, 262-269.

Edwards, C.A. & Bohlen, P. J. (1996) *Biology and ecology of earthworms*. Chapman & Hall, London.

Elliot, R.D. (1985) The effect of predation risk and group size on the anti-predator responses of nesting lapwings *Vanellus vanellus*. *Behaviour* **92**, 168-187.

Epple, W. (1999) *Bestandsentwicklung und Bruterfolg von Wiesenlimikolen unter Bedingungen des Vertragsnaturschutzes des niedersächsischen Feuchtgrünlandschutzprogrammes*. unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie.

Futuyama, D.J. (1990) *Evolutionsbiologie*. Birkhäuser, Basel.

Galbraith, H. (1989) Arrival and habitat use by Lapwings *Vanellus vanellus* in the early breeding season. *Ibis* **131**, 377-388.

Gienapp, P. (2001) Nahrungsökologie von Kiebitzküken (*Vanellus vanellus*) im Grünland der Eider-Treene-Sorge-Niederung. *Corax Sonderheft* **2**, 133-140.

Glück, E. (1986) Flock size and habitat-dependent food and energy intake of foraging Goldfinches. *Oecologia* **71**, 149-155

Glutz von Blotzheim, U.N. (1985) *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Aula-Verlag.

Grünberger, S. & Leisler, B. (1990) Angeborene und erfahrungsbedingte Komponenten der Habitatwahl bei der Tannenmeise (*Parus ater*). *J. Ornithol.* **131**, 460-464.

Grünberger, S. & Leisler, B. (1993) Die Ausbildung von Habitatpräferenzen bei der Tannenmeise (*Parus ater*): genetische Prädisposition und Einfluss der Jugenderfahrung. *J. Ornithol.* **134**, 355-358.

Hilden, O. (1965) Habitat selection in birds. *Ann. Zool. Fenn.* **2**, 53-75.

Hoerschelmann, H. (1970) Schnabelform und Nahrungserwerb bei Schnepfenvögeln (Charadriidae und Scolopacidae). *Zool. Anz.* **184**, 302-327.

Hoerschelmann, H. (1972) Strukturen der Schabelkammer bei Schnepfenvögeln (Charadriidae und Scolopacidae). *Z. wiss. Zool.* **185**, 105-121.

IBL Umweltplanung (1992) *Niedersächsisches Feuchtgrünlandschutzprogramm, landschaftsökologische Untersuchungen im Gebiet Stollhammer Wisch, Landkreis Wesermarsch; Teilbereich Flora und Vegetation*. Gutachten i. A. des NLÖ, 64 Seiten + Anhang + 7 Karten.

IBL Umweltplanung (2002) *Proland Niedersachsen. Kooperationsprogramm Feuchtgrünland. Botanische Wirkungskontrollen im Projektgebiet Stollhammer Wisch*. Gutachten im Auftrag des NLÖ, 114 Seiten + Anhang + 3 Karten.

IBL Umweltplanung (2005) *Proland Niedersachsen. Kooperationsprogramm Feuchtgrünland. Botanische Wirkungskontrollen im Projektgebiet Stollhammer Wisch*. unveröffentlichtes Gutachten, in Vorbereitung.

Imboden, C. (1971) Der Biotop des Kiebitz *Vanellus vanellus* in der Schweiz. *Rev. suisse Zool.* **78**, 578-586.

Johansson, O.C. & Blomqvist, D. (1996) Habitat selection and diet of lapwing *Vanellus vanellus* chicks on coastal farmlands in S.W. Sweden. *Journal of Applied Ecology* **33**, 1030-1040.

- Johansson, T. (2001) *Habitat selection, nest predation and conservation biology in a black-tailed godwit (*Limosa limosa*) population*. Dissertation, Universität Uppsala, Schweden.
- Jukema, J., Piersma, T., Hulscher, J., Bunscoeke, E. J. & Koolhaas, A. (2001) *Goudplevieren en Wilsterflappers*. Fryske Akademy, Utrecht.
- Junker, S., Düttmann, H. & Ehrnsberger, R. (2002) *Telemetrie an Kiebitz- und Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch)*. unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Weser-Ems.
- Junker, S., Düttmann, H. & Ehrnsberger, R. (2003) *Telemetrie an Kiebitz- und Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch) 2003*. unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Weser-Ems.
- Kenward, R.E. (1978) Hawks and Doves: Factors Affecting Success and Selection in Goshawk Attacks on Woodpigeons. *Journal of Animal Ecology* **47**, 449-460.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, r. & Gilissen, N. (2001) Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agriculture landscapes. *Nature* **413**, 723-725.
- Kleijn, D. & Sutherland, W. J. (2003) How effective are European adri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity. *Journal of Applied Ecology* **40**, 947-969.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, r., Gilissen, N., Smit, J., Brak, B. & Groeneveld, R. (2004) Ecological effectiveness of agri-environment schemes in different agricultural landscapes in the Netherlands. *Conservation Biology* **18**, 775-786.
- Klomp, H. (1954) De terreinkeus van de Kievit. *Ardea* **42**, 1-139.
- Kobel-Lamparski, A. & Lamparski, F. (1988) Methoden zur Erfassung der Regenwurmfauna. *Mitt.bad.Landesver.Naturkunde u.Naturschutz* **14**, 631-638.
- Kooiker, G. (1984) Brutökologische Untersuchungen an einer Population des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*). *Vogelwelt* **105**, 121-137.
- Kooiker, G. & Buckow, C. V. (1997) *Der Kiebitz: Flugkünstler im offenen Land*. AULA-Verlag, Wiesbaden.

- Krawczynski, R. & Roßkamp, T. (2001) *Schlupferfolg und Kükenmortalität bei ausgewählten Wiesenvogelarten in einem norddeutschen Grünlandgebiet (Stollhammer Wisch, LK Wesermarsch)*. Biosys e. V.
- Kruk, M., Noordervliet, M. A. W. & ter Keurs, W. J. (1998) Natal philopatry in the black-tailed godwit *Limosa limosa* L. and its possible implications for conservation. *Ringing & Migration* **19**, 13-16.
- Kübler, J. (1993) *Zur Habitatwahl, Habitatnutzung und Brutbiologie des Kiebitzes (Vanellus vanellus) in einem Brutgebiet am südlichen Oberrhein*. Diplomarbeit, Freiburg.
- Lehn, K. (2005) *Der Einfluss des Mulchens auf die Habitatwahl des Kiebitzes, Vanellus vanellus, in der Diepholzer Moorniederung*. Diplomarbeit, Universität Oldenburg.
- Leisler, B. (1977) Ökomorphologische Aspekte von Speziation und adaptiver Radiation bei Vögeln. *Vogelwarte* **29**, 136-153.
- Leisler, B. & Winkler, H. (1985) Ecomorphology. In: Johnston, R.F. (ed.): *Current Ornithology*. Vol. 2, Plenum, New York, 155-186.
- Leisler, B. & Winkler, H. (1991) Ergebnisse und Konzepte ökomorphologischer Untersuchungen an Vögeln. *J. Orn.* **132**, 373-425.
- Ley, H.W. (1988) Verhaltensontogenese der Habitatwahl beim Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*). *J. Orn.* **129**, 287-297.
- Leyrer, J. & Exo, K.-M. (2003) *Untersuchungen zur Nahrungshabitatwahl und populationsbiologische Betrachtung der Situation mitteleuropäischer Goldregenpfeifer (Pluvialis apricaria) in Niedersachsen*. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, Wilhelmshaven.
- Lind, H. (1961) *Studies on the behaviour of the Black-tailed Godwit*. Meddelse Naturfredningsradet reservatudvalg nr. 66 Mundsgaard, Copenhagen.
- Lister, M.D. (1964) The Lapwing habitat enquiry, 1960-61. *Bird Study* **11**, 128-147.
- Mäck, U. & Jürgens, M.-E. (1999) Aaskrähe, Elster und Eichelhäher in Deutschland. *Bundesamt für Naturschutz, Bonn*.

- Mebs, T. (1964) Zur Biologie und Populationsbiologie des Mäusebussards (*Buteo buteo*). *J. Ornithol.* **105**, 247-306.
- Melter, J. & Pfützke, S. (2001) *Erfassung der Wiesenlimikolen in der Stollhammer Wisch*. unveröffentlichtes Gutachten Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie.
- Melter, J. & Pfützke, S. (2002) *Erfassung der Wiesenlimikolen in der Stollhammer Wisch*. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie.
- Melter, J. & Pfützke, S. (2003) *Erfassung der Wiesenlimikolen in der Stollhammer Wisch*. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie.
- Melter, J. & Pfützke, S. (2004) *Erfassung der Wiesenlimikolen in der Stollhammer Wisch*. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie.
- Melter, J. & Südbeck, P. (2004) Bestandsentwicklung und Bruterfolg von Wiesenvögeln in der "Stollhammer Wisch" 1993-2002. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.* **41**, 50-74.
- Milson, T.P., Hart, J. D., Parkin, W. K. & Peel, S. (2002) Management of coastal grazing marshes for breeding waders: the importance of surface topography and wetness. *Biological Conservation* **103**, 199-207.
- Newton, I. (1979) *Population ecology of raptors*. Poyser, Berkhamsted.
- Newton, I. (1991) Population limitations in birds of prey: a comparative approach. In: Perrins, C.M., Lebreton, H., Hiron, G.J.M.: *Bird Population Studies. Relevance to conservation and management*. Oxford University Press, New York, 3-21.
- Onnen, J. (1989) Zur Populationsökologie des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) im Weser-Ems-Gebiet. *Ökologie der Vögel* **11**, 209-249.
- Pearce-Higgins, J.W. & Yalden, D. W. (2003) Variation in the use of pasture by breeding Golden Plovers *Pluvialis apricaria* in relation to prey availability. *Ibis* **145**, 365-381.
- Pegel, H. (2004) Nature conservation measures and their effects on the population of breeding birds in the Feentjer Tief lowland plain. *Wader Study Group Bulletin* **103**, 21.
- Reicholf, J. (1996) Der Kiebitz: Vogel des Jahres. *Naturw.Rdsch* **49**, 86-90.

Roos, S. & Pärt, T. (2004) Nest predators affect spatial dynamics of breeding red-backed shrikes (*Lanius collurio*). *J. Anim. Ecol.* **73**, 127.

Roßkamp, T. (2000) *Gelegeschutz in der Wesermarsch: Ergebnisbericht der Arbeiten 2000 in der Stollhammer- und Abbehauser Wisch*. unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Landkreis Wesermarsch.

Roßkamp, T. (2002) *Gelegeschutz in der Wesermarsch: Ergebnisbericht der Arbeiten 2002 in der Stollhammer- und Abbehauser Wisch*. unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Landkreis Wesermarsch.

Roßkamp, T. (2003) *Gelegeschutz in der Wesermarsch: Ergebnisbericht der Arbeiten 2003 in der Stollhammer- und Abbehauser Wisch*. unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Landkreis Wesermarsch.

Roßkamp, T. (2004) *Gelegeschutz in der Wesermarsch: Ergebnisbericht der Arbeiten 2003 in der Stollhammer- und Abbehauser Wisch*. unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Landkreis Wesermarsch.

Salek, M. & Smilauer, P. (2002) Predation on Northern Lapwing *Vanellus vanellus* nests: the effect of population density and spatial distribution of nests. *Ardea* **90**, 51-60.

Schaefer, T. & Barkow, A. (2004) Habitat and nest site preferences of *Sylvia atricapilla* and *S. melanocephala* in Majorca. *Ardeola* **51**, 445-450.

Schekkerman, H. (1997): Graslandbeheer en groeimogelijkheden voor weidevogelkuikens. DLG-publicatie 102, IBN-rapport 292, Wageningen.

Schekkerman, H., Teunissen, W. A. & Müskens, G. J. D. M. (1998) *Terreingebruik, mobiliteit en metingen van broedsucces van Grutto's in de jongenperiode*. IBN-rapport 403.

Schoppenhorst, A. (1996) Auswirkungen der Grünlandextensivierungen auf den Bruterfolg von Wiesenvögeln im Bremer Raum. *Bremer Beitr. Nat. kde. Nat. schutz* **1**, 117-123.

Stallknecht, R. & Stallknecht, P. (1967) Am Nest der Uferschnepfe. *Falke* **14**, 264-267.

Standen, V. (1984) Production and diversity of enchytraids, earthworms and plants in fertilized hay meadow plots. *J. Appl. Ecol.* **21**, 293-312.

Tabeling, H. & Düttmann, H. (2004) The influence of fertilisation and winter flooding on soil-macroinvertebrates in the grassland areas of the Dümmer, Lower Saxony. *Wader Study Group Bulletin* **103**, 17.

Tewes, E., Akkermann, M. & Düttmann, H. (2006) Effects of different management strategies on plants and breeding birds in the marshes of the river Weser - first results of investigations on compensation sites of the federal agency for Road Works and Traffic, Lower Saxony. *Vechtaer Fachdidaktische Forschungen und Berichte* **13**, 46-47.

Tyrjanowski, P., Goldyn, B. & Surmacki, A. (2002) Influence of the red fox (*Vulpes vulpes*, Linnaeus 1758) on the distribution and number of breeding birds in an intensively used farmland. *Ecol. Res.* **17**, 395-399.

van der Zande, X. (1980) The impacts of roads on the densities of four bird species in an open field habitat – evidence of a long-distance effect. *Biological Conservation* **18**, 299-321.

van Impe, J. (1988) Een vergelijkend onderzoek naar de Broedbiologie van de Kievit, *Vanellus vanellus*, op braak terrein en of landbouwterrein. *De Giervalk* **78**, 287-314.

Whittingham, M. J., Percival, S. M. & Brown, A. F. (2000) Time budgets and foraging of breeding Golden Plover *Pluvialis apricaria*. *J. Appl. Ecol.* **37**, 632-646.

Whittingham, M. J. & Evans, K. L. (2004) The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscape. *Ibis* **146**, 210-220.

Widén, P. (1994) Habitat quality in raptors: a field experiment. *J. Avian Biol.* **25**, 219-223.

Wübbenhorst, J. (1997) *Einfluss natürlicher und anthropogener Faktoren auf den Bruterfolg von Kiebitz und Uferschnepfe*. Diplomarbeit, Universität Gießen.

Zang, H., Grosskopf, G. & Heckenroth, H. (1995) Die Vögel Niedersachsens. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.* **B, H. 2.5**.

4 Welche Faktoren beeinflussen die Wahl des Aufzuchthabitats von Kiebitz und Uferschnepfe?

4.1 Einleitung

Kiebitze und Uferschnepfen als bekannteste Vertreter der Wiesenvögel im agrarisch strukturierten Raum waren in den vergangenen Jahrzehnten von erheblichen Bestandsrückgängen betroffen. Die Gründe hierfür sind vielfältig, insbesondere scheint der Reproduktionserfolg in den Brutgebieten nicht ausreichend zu sein (siehe Kapitel 1 und 2 dieser Studie). In diesem Zusammenhang hat sich darüber hinaus die Frage gestellt, ob die derzeit noch besiedelten Grünlandgebiete in Bewirtschaftung und Struktur überhaupt noch den Habitatansprüchen beider Arten gerecht werden. Da der Reproduktionserfolg vor allem durch die drei Faktoren „Gelegegröße“, „Schlupfrate“ und „Kükenmortalität“ gesteuert wird, stellt sich neben der Frage der Verfügbarkeit eines geeigneten Bruthabitats (Kapitel 3 dieser Studie) die Frage nach einem geeigneten Aufzuchthabitat. Dieses muss nicht zwangsläufig mit dem Bruthabitat identisch sein. Nach Kooiker & Buckow (1997) führen Kiebitzmütter ihre Küken innerhalb weniger Tage auf bis zu 1 km entfernte Flächen, wenn zum Schlupfzeitpunkt die Vegetation am Neststandort zu hoch aufgewachsen ist.

Kiebitz und Uferschnepfen sind, morphologisch und ethologisch betrachtet, sehr unterschiedlich. Während der Kiebitz mit kurzen Beinen und kurzem Schnabel seine Nahrung in erster Linie visuell auf kurzrasigen Flächen mit offenen Bodenebenen sucht (Galbraith 1988, Kooiker & Buckow 1997, Beintema et al. 1995, Glutz von Blotzheim 1985), ist die Uferschnepfe mit langen Beinen besser an die Fortbewegung im Grünland mit höherer Vegetation angepasst und durch ihren langen Schnabel für die sondierende Nahrungssuche prädestiniert (Hoerschelmann 1970, 1972). Die morphologischen Unterschiede der beiden Wiesenvogelarten zeigen sich auch bei der Kükenentwicklung. Das Gewicht frisch geschlüpfter Kiebitzküken beträgt durchschnittlich $17,5 \pm 1,9$ g. Uferschnepfenküken sind beim Schlupf mit durchschnittlich $28,6 \pm 2,6$ g deutlich größer und schwerer (Beintema & Visser 1989b). Dadurch weisen Uferschnepfen ein günstigeres Verhältnis von Volumen zum Körpergewicht auf, was in einem geringeren Verlust an Körperwärme resultiert. So sind Uferschnepfenküken ungefähr ab dem 12. Lebenstag in der Lage, ihre Körpertemperatur selbständig aufrecht zu erhalten, was Kiebitzküken erst ab ungefähr dem 25. Lebenstag gelingt (Beintema & Visser 1989a,b).

Deutliche Unterschiede bestehen auch bei der Nahrungssuche. Kiebitzküken sind visuelle Jäger, die sich vor allem von epigäischen Insekten und Bodenmakroinvertebraten ernähren (Gienapp 2001, Beintema et al. 1991). Sie sind für eine effektive Nahrungsaufnahme besonders auf Flächen mit kurzer Vegetation und offenen Bodenbereichen angewiesen (Devereux et al. 2004). Die Küken der Uferschnepfe sind sehr aktiv bei der Nahrungssuche. Besonders in den ersten Lebenswochen picken sie Insekten aus den höheren Bereichen der Vegetation ab. Ungefähr ab dem 12. Lebenstag müssen sie ihre Nahrung aufgrund des erhöhten Energiebedarfs durch die energiereicheren wirbellosen Bodentiere ergänzen (Beintema et al. 1991).

Die Habitatansprüche von Wiesenvogelkücken sind bislang wenig erforscht. Wiesenvogelkücken als Nestflüchter sind hochmobil und können bereits kurz nach dem Schlüpfen weite Distanzen zurücklegen (Johansson & Blomqvist 1996, Kruk et al. 1997, Schekkerman et al. 1998), was ihre Lokalisation erheblich erschwert. Bis vor wenigen Jahren war man nicht in der Lage, diesen Wanderungen zu folgen. Erst durch die Weiterentwicklung der Telemetrietechnik (kleinere und leichtere Sender, längere Batterielaufzeiten) boten sich hier neue wissenschaftliche Möglichkeiten.

Welche Ansprüche stellen nun Kiebitze einerseits und Uferschnepfen andererseits an ihr Aufzuchthabitat? Diese Fragestellung ist für den angewandten Naturschutz, insbesondere den Vertragsnaturschutz, von großer Bedeutung.

Deshalb wurden in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen) zwischen 2002 – 2004 umfangreiche Untersuchungen zum Aufzuchthabitat von Kiebitz und Uferschnepfe durchgeführt. Die Stollhammer Wisch beherbergt trotz starker Rückgänge in den 1990er Jahren nach wie vor individuenreiche Brutbestände beider Arten (Melter & Südbeck 2004). Im Mittelpunkt der Untersuchung standen die folgenden Fragestellungen:

1. Welche Struktureigenschaften hat die Landschaft in Aufzuchthabitaten von Kiebitz- und Uferschnepfenküken?
2. Welche Rolle spielen außerartliche Einflüsse, z. B. die Anwesenheit von Prädatoren, bei der Habitatwahl von Kiebitz- und Uferschnepfen?
3. Welche Bedeutung hat das Nahrungsangebot und dessen Verfügbarkeit für die Habitatwahl von Kiebitz- und Uferschnepfenküken?

4.2 Material und Methode

4.2.1 Untersuchungsgebiet

Die Studie wurde von 2001 bis 2004 in der Stollhammer Wisch durchgeführt. Die Stollhammer Wisch ist ein ca. 2.700 ha großes, küstennahes Feuchtgrünlandgebiet auf Kleiböden im nördlichen Niedersachsen (N53°31' E08°24'). Charakteristisch ist eine offene Landschaft mit einzelnen, von Bäumen umgebenen Hofstellen. Die Entwässerung erfolgt über ein aufwendiges Grabensystem von verschiedenen Breiten und Tiefen. Die einzelnen Parzellen sind in regelmäßigen Abständen von Gruppen (kleine Entwässerungsgräben von ca. 30-50 cm Tiefe und 20-30 cm Breite) durchzogen. Diese Gruppen werden von den Landwirten selbst angelegt und in ca. dreijährigen Intervallen erneuert. Das Grabensystem wird fünfmal im Jahr auch zur Bewässerung genutzt.

Der Großteil der hier vorherrschenden Landwirtschaft ist Milchviehhaltung, vereinzelt kommt auch Bullen- und Rindermast sowie Schaf- und Pferdehaltung vor. Die Hauptnutzung der Flächen erfolgt somit durch Beweidung und Mahd.

Aufgrund der großen Bedeutung der Stollhammer Wisch als Wiesenvogelbrutgebiet begann das Land Niedersachsen ab 1993 auf freiwilliger Basis (im Rahmen des Niedersächsischen Feuchtgrünlandprogrammes) Bewirtschaftungsverträge mit den Landwirten abzuschließen. Diese Verträge sehen eine finanzielle Entschädigung für Landwirte vor, die durch Maßnahmen zur Steigerung der Attraktivität der Flächen für Wiesenvögel Einbußen in ihrem Erwerb in Kauf nehmen. Derzeit werden mittels solcher Verträge ca. 800 ha Grünland in unterschiedlichen Varianten bewirtschaftet. Die Geleegerfassung erfolgte auf 135 ha Grünlandfläche. Diese Flächen wurden unterschiedlich bewirtschaftet. Für einen Teil der Fläche sind Bewirtschaftungsverträge in unterschiedlichen Varianten abgeschlossen. Zur genaueren Charakterisierung der Teilgebiete siehe Kapitel 1.

4.2.2 Beschreibung der Messparameter und Datenaufnahme im Gelände

In den Untersuchungsjahren 2003 bis 2004 wurden zur Charakterisierung des Aufzuchthabitats die unten angeführten Parameter an Kükenpositionen von Kiebitz bzw. Uferschnepfe und an Zufallspunkten gemessen. Die Zufallspunkte wurden vor Beginn der Brutsaison festgelegt. Die Anzahl und Verteilung dieser Punkte variierte mit den Jahren (2003: 20 Punkte, 2004: 30 Punkte, Abb. 1).

Die Auswahl der Zufallspunkte erfolgte nach folgenden Kriterien: Im Untersuchungs­jahr 2003 wurden die Punkte nur innerhalb der Untersuchungsgebiete verteilt. Im Untersuchungs­jahr 2004 erfolgte eine gleichmäßige Aufteilung der Punkte auf folgende Szenarien: a) innerhalb der Untersuchungsgebiete mit/ohne Bewirtschaftungsverträgen bei Anwesenheit/Abwesenheit von Wiesenvogelrevieren und b) außerhalb der Untersuchungsgebiete mit/ohne Bewirtschaftungsverträgen bei Anwesenheit/Abwesenheit von Wiesenvogelrevieren. Die An- und Abwesenheit von Wiesenvogelrevieren wurde aus den Vorjahresgutachten abgeschätzt (Junker et al. 2002, 2003; Krawczynski & Roßkamp 2001; Roßkamp 2000, 2002, 2003; Melter & Pfütze 2001, 2002, 2003, Epple 1999). Durch die Festlegung der Zufallspunkte vor Beginn der Brutsaison besteht natürlich im Einzelfall die Möglichkeit, dass ein Zufallspunkt zu einem Kükenpunkt wird, wenn sich ein Wiesenvogelküken in direkter Nähe aufhält.

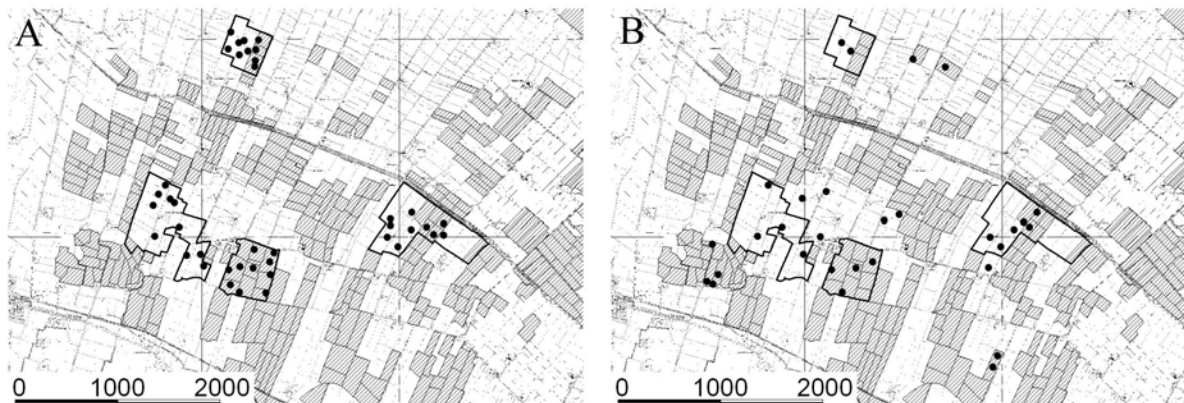


Abb. 1: Verteilung der Zufallspunkte in den Untersuchungs­jahren 2003 (A) und 2004 (B). Flächen mit Bewirtschaftungsverträgen sind schraffiert dargestellt. Die Rahmen stellen die Grenzen der Untersuchungsgebiete dar. Maßstab in [m].

An den statistisch verteilten Zufallspunkten und den tatsächlichen Kükenpositionen wurden möglichst zeitgleich folgende Parameter erfasst:

- a) Vegetationshöhe
- b) Distanz zum nächsten Feldgehölz
- c) Distanz zum nächsten besetzten Greif- oder Rabenvogel­nest
- d) Distanz zum nächsten Graben oder Grütze
- e) Bodenwassergehalt
- f) Stocherfähigkeit des Bodens
- g) verfügbare Biomasse der Boden-Makroinvertebraten
- h) Trockenmasse der epigäischen Invertebraten

Aus arbeitstechnischen Gründen wurden nicht in allen Untersuchungsjahren alle Parameter erhoben. So beschränkte sich die Ermittlung der Stocherfähigkeit des Bodens auf das Untersuchungsjahr 2003. Die Ermittlung des Bodenwassergehaltes erfolgte nur im Untersuchungsjahr 2004. Auch war der Stichprobenumfang nicht bei allen Parametern gleich. So wurde etwa das Angebot an Boden-Makroinvertebraten im Untersuchungsjahr 2003 nur an 8 ausgewählten Zufallspunkten bestimmt. Die Zahl der untersuchten Kükenpositionen schwankte naturgemäß von Jahr zu Jahr. Es erfolgten Aufnahmen in 2003 an Positionen von 6 Kiebitzküken und in 2004 von 7 Kiebitz- und 5 Uferschnepfenküken.

Zur Ermittlung der Kükenpositionen wurden die Küken telemetrisch geortet (nähere Informationen in Kapitel 1 und 2 dieser Studie) und ihre Positionen mittels GPS (Garmin 12, Garmin, USA) bestimmt. Die GPS-Daten wurden anschließend in das geografische Informationssystem ArcView 3.2 (Esri) importiert.

Die Aufnahme der verschiedenen Parameter im Gelände wurde wie folgt durchgeführt:

a) Vegetationshöhe

Die Messung der Vegetationshöhe erfolgte an Zufallspunkten und Kükenpositionen mittels eines auf die Gummistiefel aufgetragenen Maßstabes (vgl. Bibby et al. 1995). Die Messwerte lagen im Bereich 0 – 70 cm, die Messgenauigkeit betrug 5 cm. An jedem Punkt wurden im 2x2m-Quadrat 4 Messungen durchgeführt und der Mittelwert gebildet. Da zwei Vogelarten mit unterschiedlichem Brutzeitpunkt untersucht wurden (vgl. Beintema et al. 1995), erfolgten die Messungen an den Zufallspunkten möglichst zeitnah. Im Untersuchungsjahr 2003 wurde an den Zufallspunkten die Vegetationshöhe am 02. April, 04. Mai und am 19. Juni gemessen. Im Untersuchungsjahr 2004 erfolgte die Messung der Vegetationshöhe im wöchentlichen Abstand 8mal in der Zeit vom 14. April bis 13. Juni.

b) Distanz zum nächsten Feldgehölz

Die Positionen von nicht in den Deutschen Grundkarten (Maßstab 1:5000) eingezeichneten Feldgehölzen sowie die Positionen der Wiesenvogelküken wurden mittels GPS bestimmt (Mehrfachmessung mit Mittelwertbildung). Nach Einlesen der GPS-Daten in das Geografische Informationssystem ArcView 3.2 (Esri) konnte die Entfernung der Wiesenvogelküken zum Saum des nächsten Feldgehölzes mittels der Distanz-Funktion aus der digitalen Karte heraus bestimmt werden. Es traten Messwerte von 40 – 997 m auf, die Messgenauigkeit betrug 5 m.

c) Distanz zum nächsten besetzten Greif- oder Rabenvogelnest

Die Positionen der Greif- und Rabenvogelnester wurden im März mittels GPS (Garmin 12, Garmin, USA) registriert und im Verlauf der Brutsaison auf Besatz überprüft. Dabei wurden eigene Beobachtungen mit denen von Melter & Pfützke (2002, 2003, 2004) verglichen bzw. ergänzt. Die Ermittlung der Kükenpositionen erfolgte ebenfalls per GPS. Alle GPS-Messungen wurden als Mehrfachmessung mit Mittelwertbildung zur Präzisierung durchgeführt. Nach Einlesen der GPS-Daten in das Geografische Informationssystem ArcView 3.2 (Esri) konnte die Entfernung der Wiesenvogelküken zum nächsten besetzten Greif- bzw. Rabenvogelnest mittels der Distanz-Funktion aus der digitalen Karte heraus bestimmt werden. Es traten Messwerte von 85 – 1018 m auf, die Messgenauigkeit betrug 5 m.

d) Distanz zum nächsten Graben oder Grütze

Da sowohl adulte wie juvenile Tiere beider Arten ihren täglichen Wasserbedarf nicht allein aus der aufgenommenen Nahrung decken können (vgl. Beintema et al. 1991), sondern auch direkt Wasser aufnehmen müssen, wurde die Distanz zum nächstgelegenen wasserführenden Graben oder Grütze ermittelt. Die Bestimmung der Distanz erfolgte durch Abschreiten im Feld. Es traten Messwerte von 1 – 35 m auf, die Messgenauigkeit betrug 1 m.

e) Bodenwassergehalt

Zur Bestimmung des Bodenwassergehaltes wurden an jedem Probenpunkt in ca. 20 cm Bodentiefe 3 Proben Unterboden von je ca. 30g entnommen. Die Probennahme erfolgte etwa im monatlichen Abstand zu folgenden Terminen: 2003: 04. April, 02. Mai, 20. Juni; 2004: 14.-16. April, 17.-19. Mai, 12.-13. Juni. Die Messung des Bodenwassergehaltes erfolgte gravimetrisch. Dazu wurde die Probe nach Bestimmung des Nassgewichtes für 48 h bei 105°C im Trockenschrank getrocknet. Nach Abkühlung unter Luftabschluss wurde der Wasserverlust bei Raumtemperatur mittels Wägung auf einer Analysenwaage (Sartorius, Messgenauigkeit: 0,001 g) bestimmt.

f) Stocherwiderstand

Die Penetrationsfähigkeit des Bodens wurde mechanisch mit Hilfe eines Eigenbaugerätes gemessen (nach Bibby et al. 1995, modifiziert). Das Gerät besitzt eine konische Metallspitze (Spitzenwinkel 70°) mit einem Durchmesser von 50mm, die durch Belastung in den Boden gedrückt wird. Der Eindringwiderstand wird durch Kompression einer Feder gemessen. Das Gerät hat einen Messbereich von 0 – 160 N mit einer Genauigkeit von 10 N. Angegeben wird

die maximal aufgebrauchte Kraft, um bis zu einer Tiefe von 5 cm bzw. 10 cm in den Boden einzudringen. An jedem Küken- oder Zufallspunkt wurde jeweils eine Mehrfachmessung (4 Einzelmessungen) mit anschließender Mittelwertbildung durchgeführt. Die gemessenen Stocherwiderstände lagen im Bereich 0 – 160 N. An den Zufallspunkten erfolgte die Messung am 02. April, 04. Mai und am 19. Juni 2003. Die Messungen an den Kükenpositionen erfolgte zeitnah.

g) Boden-Makroinvertebraten

Das Angebot an Boden-Makroinvertebraten wurde während der gesamten Lege- und Brut- und Aufzuchtperiode von Kiebitz und Uferschnepfe untersucht. Dazu wurden zeitgleich an allen Küken- und Zufallspunkten jeweils mehrere Proben (je 4 in 2003, je 3 in 2004) durch Ausstechen eines 20 cm x 20 cm x 20 cm großen Bodenstückes entnommen. Um Hinweise auf die Verfügbarkeit der Bodentiere für nahrungssuchende Limikolen zu erhalten, wurden die obere (0 – 10 cm) und untere Bodenschicht (10 – 20 cm) einer jeden Probe getrennt behandelt. Diese Proben wurden in Plastiktüten zwischengelagert und anschließend im Labor per Hand auf Bodentiere durchsucht. Diese Methode ist zwar zeitaufwendig, hat aber nach allgemeiner Auffassung eine hohe Effektivität (Edwards & Bohlen 1996, Kobel-Lamparski & Lamparski 1988). Die aufgefundenen Tiere wurden gesammelt und in 70 % Ethanol konserviert. Mittels einer Analysenwaage (Sartorius, Messgenauigkeit $\pm 0,1$ mg) erfolgte anschließend im Labor die Ermittlung ihrer Biomasse.

Die 3 Termine der Beprobung wurden gleichmäßig über die gesamte Brutsaison (2003: 04. April, 02. Mai, 20. Juni; 2004: 14.-16. April, 17.-19. Mai, 12.-13. Juni) verteilt. Durch dieses Vorgehen ließ sich auch überprüfen, ob sich die Vertikalverteilung der Makroinvertebraten im Boden im Laufe der Brutsaison verändert, was wiederum Auswirkungen auf die Erreichbarkeit dieser Tiere für Wiesenlimikolen hat (vgl. Düttmann & Emmerling 2001).

h) Epigäische Invertebraten

Das Angebot an epigäisch lebenden Invertebraten wurde mittels Barberfallen ermittelt. Dazu wurden weiße, glattwandige Plastikbecher (Durchmesser: 6,5 cm; Höhe: 10 cm) ebenerdig in den Boden eingelassen und mittels eines Plastikdeckels gegen Niederschläge geschützt (der zwischen Deckel und Bodenoberfläche verbleibende Spalt hatte rundherum eine lichte Höhe von ca. 2 cm). Als Fangflüssigkeit diente "Renner-Lösung" (10 % Essigsäure, 40 % Ethanol, 20 % Glycerin, 30 % H₂O, 1 Spritzer Geschirrspülmittel). Die Anzahl der Fallen wechselte in den verschiedenen Untersuchungsjahren:

- 2003: 2 Fallen pro Zufalls- und Gelegepunkt im Abstand von 5m
- 2004: 3 Fallen pro Zufalls- und Gelegepunkt im Abstand von 5m, linear angeordnet

Die Leerung erfolgte in 7-tägigen Intervallen beginnend Anfang April und endend Mitte Juni. Die Proben wurden in 70 % Ethanol zwischengelagert. Die Bestimmung des Trockengewichtes erfolgte nach 24-stündigem Trocknen bei 100°C mit einer Analysenwaage (Sartorius, Messgenauigkeit 0,1 mg). Es wurden Trockengewichte zwischen 0,0245 und 1,2250 g festgestellt.

4.2.3 Statistische Auswertung

Die statistische Analyse der Parameter erfolgte im Gesamtmodell durch das multivariate Verfahren der logistischen Regression. Mittels einer binären Variante wurden hier die Parameter der Zufallspunkte mit denen der Kükenpositionen verglichen. Das verwendete „Wald-Verfahren“ versucht durch das schrittweise Hinzufügen der Einzelparameter in ein Gesamtvorhersagemodell einen maximalen Deckungsgrad (ausgegeben in Prozent) mit der tatsächlich im Feld vorliegenden Verteilung zu erreichen. Dieses Verfahren bietet den Vorteil, dass neben der Aufdeckung von Interaktionen zwischen den Parametern auch eine Gewichtung der einzelnen Parameter für das Gesamtmodell erkannt werden kann (Backhaus et al. 2003).

Zur Steigerung des Stichprobenumfangs wurden die Daten der Untersuchungsjahre 2003 und 2004 zusammengefasst. Dies betrifft allerdings nur solche Parameter, die im statistischen Vergleich keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsjahren aufwiesen. Die Prüfung auf Mittelwertsunterschiede erfolgte mittels des nichtparametrischen Verfahrens des Rangsummentests (Mann-Whitney-Test). Testparameter, die signifikante Unterschiede zwischen beiden Jahren aufwiesen, wurden in ihrem Einfluss auf die Aufzuchthabitatwahl von Kiebitz und Uferschnepfe separat für beide Jahre betrachtet. Alle statistischen Prüfungen wurden mit dem Statistik-Programm SPSS 12.0 durchgeführt.

4.3 Ergebnisse

Die Habitatwahl von Wiesenvogelküklen wird von mehreren Einzelfaktoren gesteuert. Sie lassen sich in folgende Gruppen unterteilen: 1) Landschaftsstruktur, 2) Prädation und 3) Nahrungsangebot. Die Bedeutung der einzelnen Faktoren wurde mit Hilfe eines multivariaten Verfahrens im Gesamtmodell analysiert. Dabei zeigte sich, dass für die zwei Untersuchungsjahre unterschiedliche Einzelfaktoren ausschlaggebend waren.

Im Untersuchungsjahr 2003 war für die Kiebitzküklen vor allem die „Distanz zum nächsten Feldgehölz“ bedeutend. Mittels dieses Parameters konnten im Gesamtmodell 84,6 % der Fälle erklärt werden. Im Untersuchungsjahr 2004 waren für die Kiebitzküklen die Parameter „Vegetationshöhe“, „Distanz zu Gräben und Gruppen“ sowie „Distanz zu Greif- und Rabenvogelnestern“ gleichermaßen bedeutend. Das Gesamtmodell erklärte durch diese Parameter 96,9 % der Fälle. An Positionen von Uferschnepfenküklen wurden die Messungen nur im Untersuchungsjahr 2004 durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass der Parameter „Bodenwassergehalt“ 90 % der Fälle des Gesamtmodells „Uferschnepfe“ erklären konnte.

Im Folgenden sollen nun die Einzelparameter jeweils für beide Arten getrennt näher beleuchtet werden.

4.3.1 Einfluss von Landschafts- und Bodenparametern (Landschaftsstrukturen)

Als Landschafts- und Bodenparameter wurden die „Vegetationshöhe“, „Distanz zu Gräben und Gruppen“, „Distanz zu Feldgehölzen“, „Stocheffähigkeit des Bodens“ und der „Bodenwassergehalt“ untersucht.

a) Kiebitz

Die Vegetationshöhe betrug an Stellen, die von Kiebitzküklen zur Nahrungssuche aufgesucht wurden, durchschnittlich $10,2 \pm 2,24$ cm (2003) bzw. $15,3 \pm 1,59$ cm (2004). An Zufallspunkten wurde eine im Durchschnitt höhere Vegetation gemessen: ihre Höhe betrug $14,2 \pm 1,14$ cm (2003) bzw. $24,8 \pm 2,75$ cm (2004; Abb. 2). Die statistische Analyse ergab für das Untersuchungsjahr 2004 signifikant kürzere Vegetation an den von den Kiebitzküklen zur Nahrungssuche aufgesuchten Positionen (Wald- $\chi^2 = 2,903$; $df = 1$; $p = 0,088$). Dieses Verhältnis wurde ebenfalls im Jahr 2003 als Trend bestätigt (Wald- $\chi^2 = 2,826$; $df = 1$; $p = 0,093$).

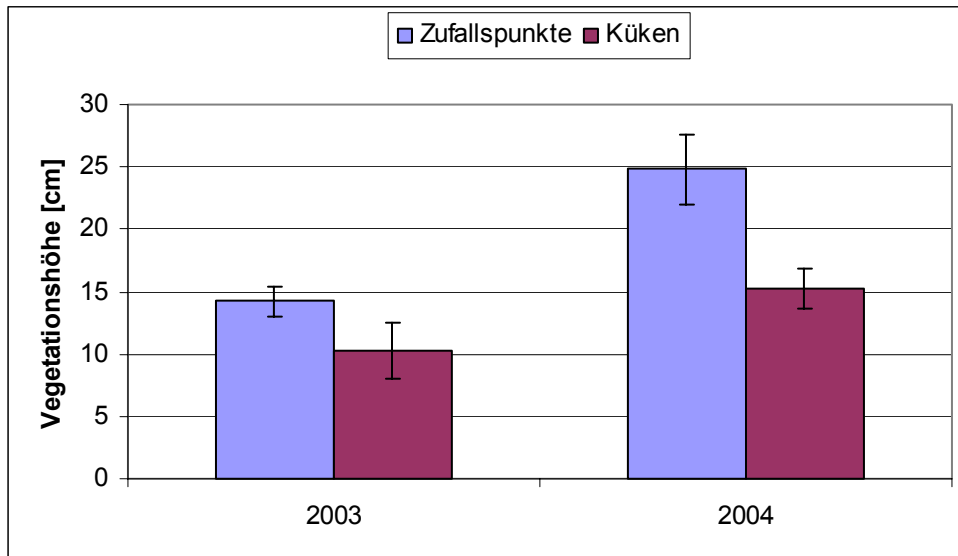


Abb. 2: Vegetationshöhen (Mittelwerte und Standardfehler) an Zufallspunkten und Positionen von Kiebitzküken in der Stollhammer Wisch.

Gräben und Gruppen wurden im Untersuchungsjahr 2003 nicht erkennbar bevorzugt (Zufallspunkte: $11,7 \pm 1,51$ m; Kükenpositionen: $13,0 \pm 3,39$ m; Wald- $\chi^2 = 0,002$; $df = 1$; $p = 0,967$). Im Untersuchungsjahr 2004 dagegen konnte eine signifikante Präferenz der Kiebitzküken für die Nähe von Gräben beobachtet werden. (Zufallspunkte: $15,0 \pm 1,80$ m; Kükenpositionen: $7,3 \pm 3,20$ m; Wald- $\chi^2 = 4,141$; $df = 1$; $p = 0,042$; Abb. 3).

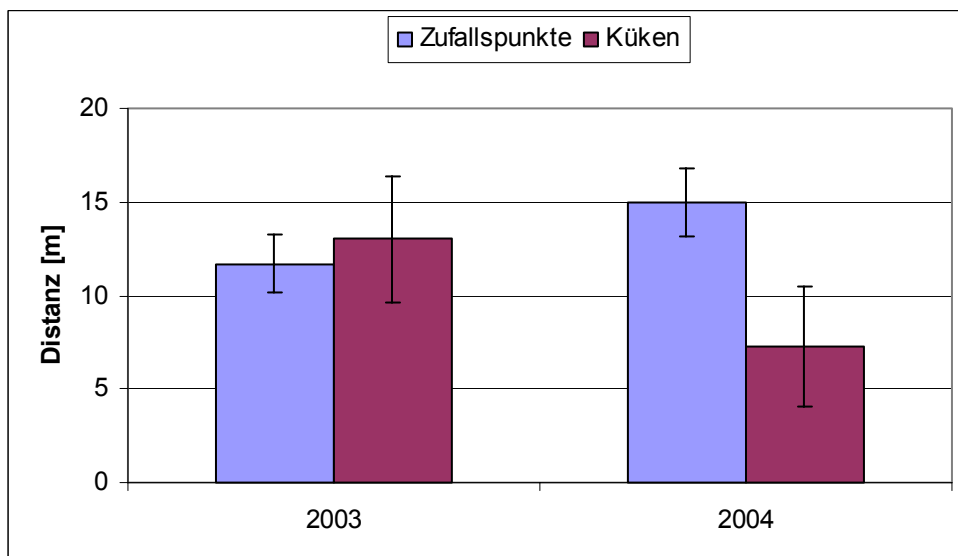


Abb. 3: Distanz zu Gräben und Gruppen (Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Positionen von Kiebitzküken in der Stollhammer Wisch.

Die „Distanz zum Feldgehölz“ stellte sich im Untersuchungsjahr 2003 folgendermaßen dar: die von den Kiebitzküken aufgesuchten Positionen waren signifikant weiter von Feldgehölzen entfernt als Zufallspunkte (Kükenpositionen: $233 \pm 16,8$ m; Zufallspunkte: $358 \pm 29,9$ m; Wald- $\chi^2 = 4,855$; df = 1; p = 0,028). Im Untersuchungsjahr 2004 sah dies anders aus: der durchschnittliche Abstand der Kükenpositionen betrug hier lediglich $135 \pm 35,6$ m, während Zufallspunkte durchschnittlich $183 \pm 24,0$ m von Feldgehölzen entfernt waren (Wald- $\chi^2 = 0,039$; df = 1; p = 0,843; Abb. 4).

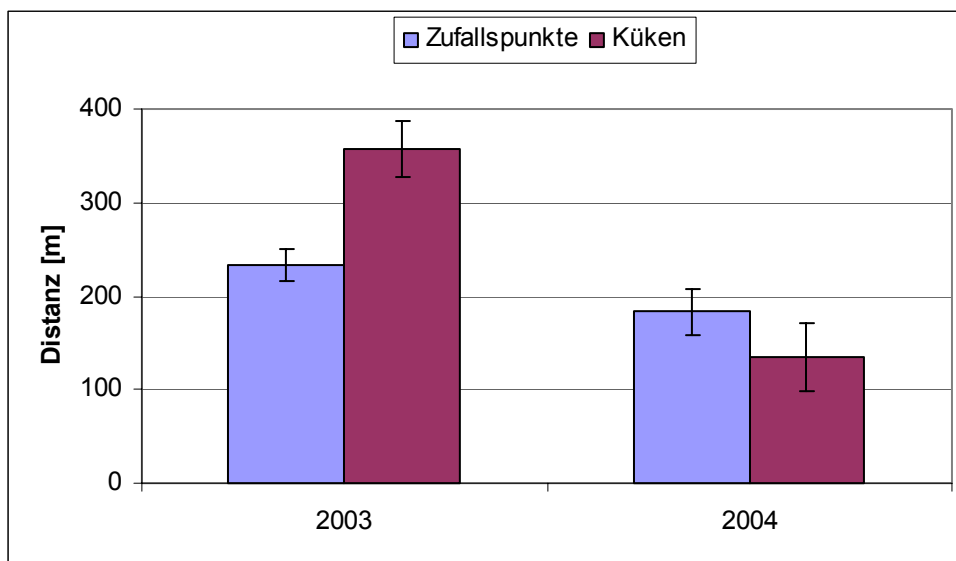


Abb. 4: Distanz zu Feldgehölzen (Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Positionen von Kiebitzküken in der Stollhammer Wisch.

Im Untersuchungsjahr 2003 wurde an Positionen von Kiebitzküken und an Zufallspunkten die Stocherfähigkeit des Bodens gemessen. Dabei zeigte sich als Trend, dass an den von den Kiebitzküken aufgesuchten Orten im Mittel eine niedrigere Kraft zur Eindringung in den Boden (5 cm: $60 \pm 10,8$ N; 10 cm: $108 \pm 15,0$ N) benötigt wurde als an den Zufallspunkten (5 cm: $90 \pm 5,8$ N; 10 cm: $134 \pm 3,6$ N; Wald- $\chi^2 = 2,150$; df = 1; p = 0,143; Abb. 5).

Untersuchungen zum Bodenwassergehalt im Jahr 2004 zeigen eine durchschnittliche Bodenfeuchte von $29 \pm 0,8$ % an Zufallspunkten. An den Positionen der Kiebitzküken konnte ein Trend zu einem höheren Bodenwassergehalt beobachtet werden ($33 \pm 3,2$ %; Wald- $\chi^2 = 0,152$; df = 1; p = 0,696; Abb. 6).

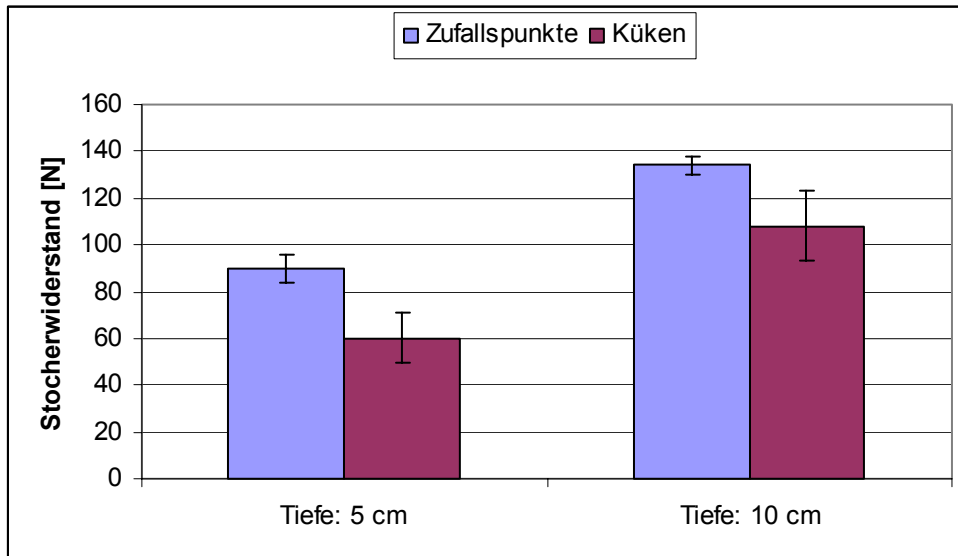


Abb. 5: Stocherwiderstand (Mittelwerte und Standardfehler) an Positionen von Kiebitzküken und Zufallspunkten in der Stollhammer Wisch.

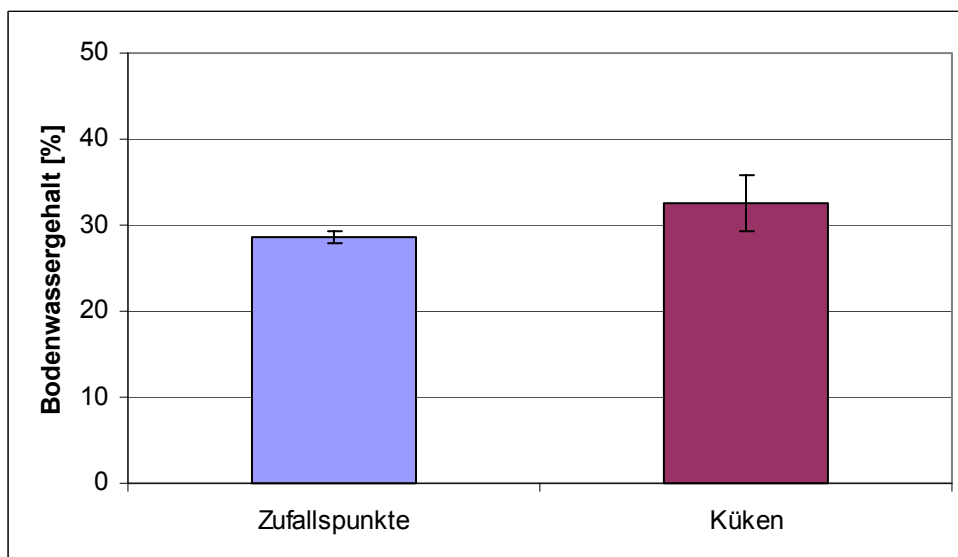


Abb. 6: Bodenwassergehalt (Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Positionen von Kiebitzküken in der Stollhammer Wisch 2004.

b) Uferschnepfe

Die Messungen der Parameter wurden bei Uferschnepfenküken nur im Jahr 2004 durchgeführt. Uferschnepfenküken zeigten bei ihrer Nahrungssuche eine klare Präferenz für Positionen mit höherer Bodenfeuchtigkeit. Die durchschnittliche Bodenfeuchtigkeit betrug an den zur Nahrungssuche aufgesuchten Positionen $30 \pm 2,9$ %, an Zufallspunkten jedoch nur $25 \pm 0,9$ % (Abb. 7). Dieser Unterschied ist so bedeutend ($\text{Wald-}\chi^2 = 3,181$; $\text{df} = 1$; $p = 0,075$),

dass er als alleiniger Parameter das Gesamtmodell des Mikrohabitats für die Uferschnepfenküken erklären kann (siehe oben).

Die mittlere Vegetationshöhe betrug an Positionen von Uferschnepfenküken $17,8 \pm 7,96$ cm. Die an den Zufallspunkten gemessene mittlere Vegetationshöhe war mit $16,3 \pm 3,36$ cm zwar im Mittelwert geringer (Abb. 8), jedoch war dieser Unterschied für den Einzelparameter statistisch nicht signifikant (Wald- $\chi^2 = 0,206$; $df = 1$; $p = 0,650$).

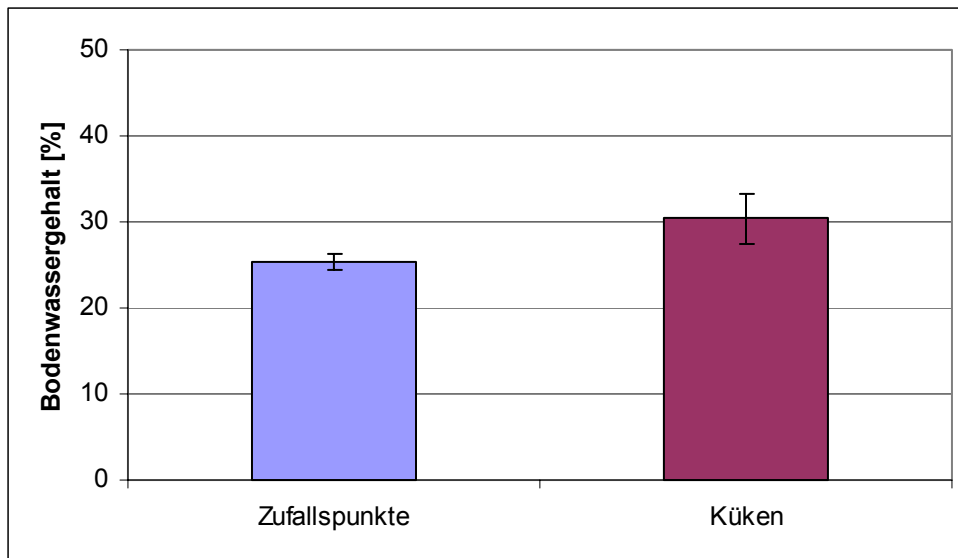


Abb. 7: Bodenwassergehalt (Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Positionen von Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch 2004.

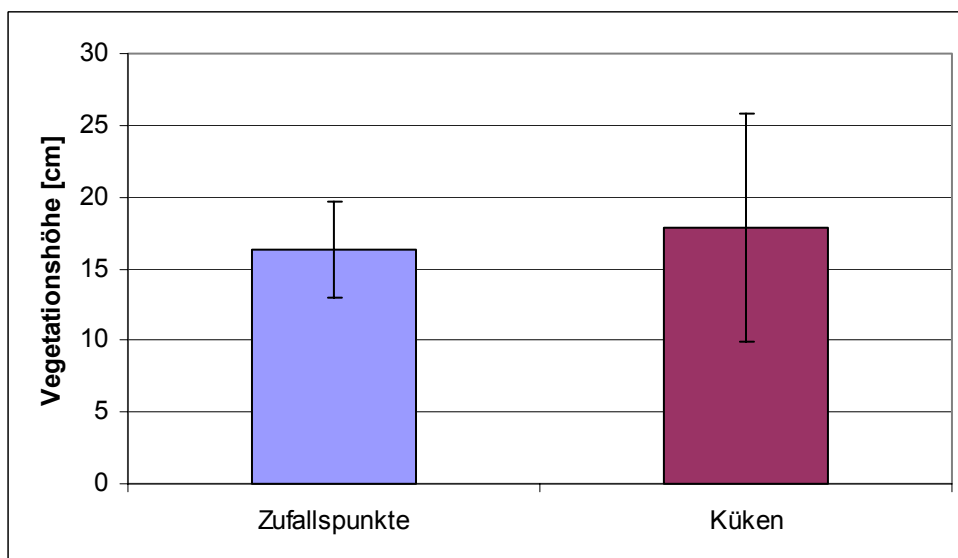


Abb. 8: Vegetationshöhen (Mittelwerte und Standardfehler) an Zufallspunkten und Positionen von Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch 2004.

Ebenfalls statistisch nicht signifikant war der Unterschied in der Distanz zu Gräben und Grüppen bei Zufallspunkten und Kükenpositionen (Wald- $\chi^2 = 0,005$; $df = 1$; $p = 0,944$). Jedoch konnte auch hier beobachtet werden, dass sich die Uferschnepfenküken, ähnlich wie die Kiebitzküken derselben Brutsaison, näher an Gräben und Grüppen aufhielten, als dies bei zufällig gewählten Punkten der Fall war (Kükenpositionen: $11,6 \pm 5,59$ m; Zufallspunkte: $15,3 \pm 1,76$ m; Abb. 9).

Auch konnte analog zu den Kiebitzküken eine höhere Distanz von Positionen der Uferschnepfenküken zu Feldgehölzen gemessen werden als von Zufallspunkten. Der durchschnittliche Abstand zu Feldgehölzen betrug von Kükenpositionen 243 ± 53 m, von Zufallspunkten 191 ± 38 m (Abb. 10). Diese Unterschiede waren statistisch jedoch nicht signifikant (Wald- $\chi^2 = 0,202$; $df = 1$; $p = 0,653$).

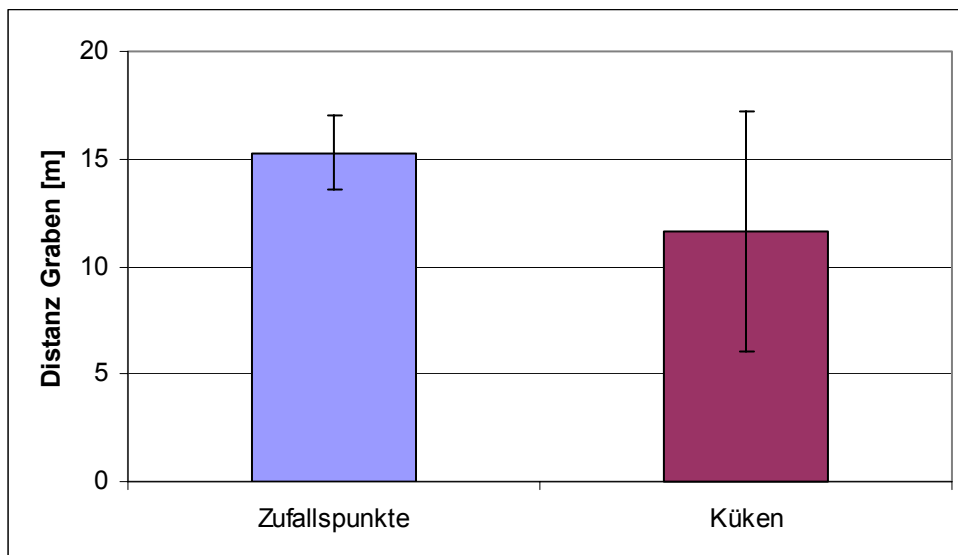


Abb. 9: Distanz zu Gräben und Grüppen (Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Positionen von Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch 2004.

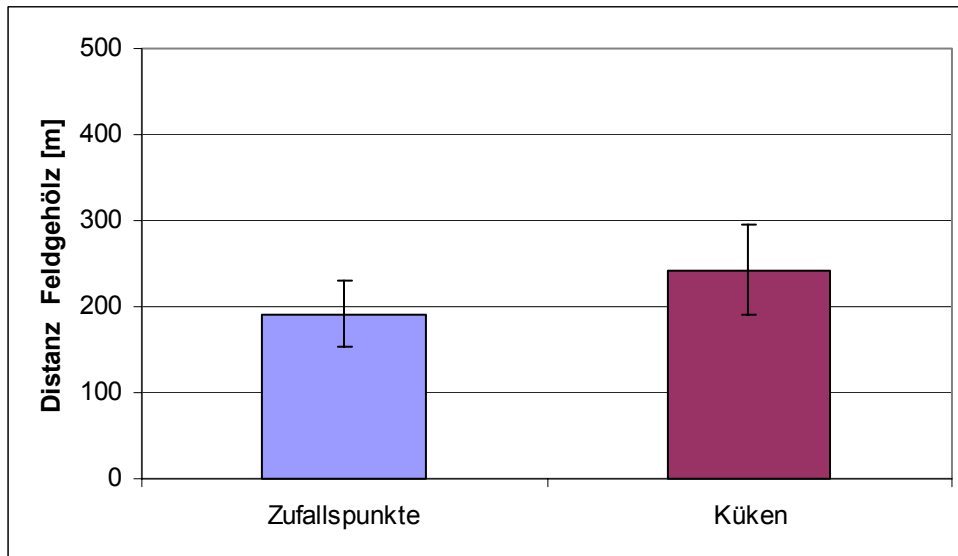


Abb. 10: Distanz zu Feldgehölzen (Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Positionen von Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch 2004.

4.3.2 Einfluss von Greif- und Rabenvögeln

a) Kiebitz

Die mittlere Entfernung von Kiebitzkükenpositionen zu Greif- und Rabenvögelnestern betrug im Untersuchungsjahr 2003 686 ± 76 m. Zufallspunkte lagen im Mittel näher an Prädatorennestern (591 ± 41 m). Statistisch war dieser Einzelparameter nicht signifikant unterschiedlich (Wald- $\chi^2 = 0,026$; $df = 1$; $p = 0,872$). Im Untersuchungsjahr 2004 stellte sich dieses Verhältnis gegenteilig dar: die mittleren Distanzen der von den Küken aufgesuchten Positionen (321 ± 33 m) zu den Greif- und Rabenvogelnestern waren signifikant kürzer als die der Zufallspunkte (413 ± 30 m, Wald- $\chi^2 = 4,991$; $df = 1$; $p = 0,025$; Abb. 11). Wie einleitend bereits erwähnt, trug der Parameter „Distanz zum nächsten Greif- oder Rabenvogelnest“ zur Erklärung des Mikrohabitatmodells für Kiebitzküken im Untersuchungsjahr 2004 bei.

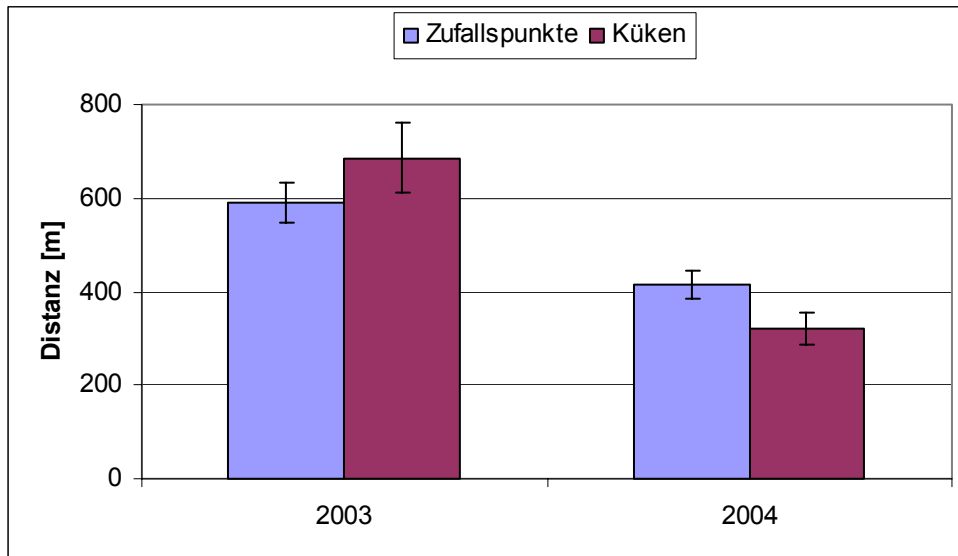


Abb. 11: Distanz zu Greif- und Rabenvögelnestern (Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Positionen von Kiebitzküken in der Stollhammer Wisch.

b) Uferschnepfen

Die mittlere Distanz zum nächsten Greif- und Rabenvögelnest war im Untersuchungsjahr 2004 bei den von Uferschnepfenküken zur Nahrungssuche aufgesuchten Positionen (348 ± 97 m) kürzer als bei Zufallspunkten (383 ± 42 m; Abb. 12). Allerdings war der Unterschied statistisch nicht signifikant (Wald- $\chi^2 = 0,020$; $df = 1$; $p = 0,887$).

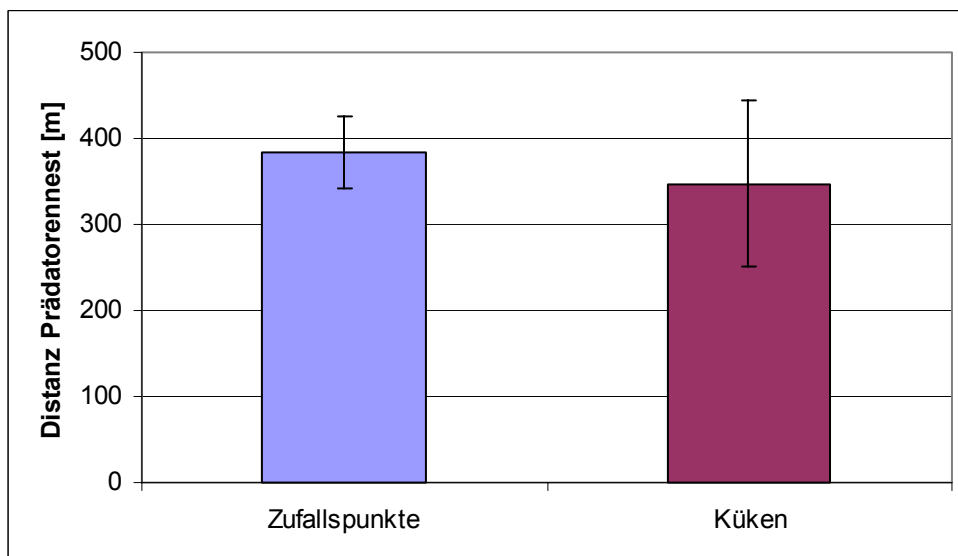


Abb. 12: Distanz zu Greif- und Rabenvögelnestern (Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkten und Positionen von Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch 2004.

4.3.3 Nahrungsangebot (Bodenmakroinvertebraten, epigäische Arthropoden)

a) Kiebitz

Im Verlauf der Brutsaison 2004 wurden Messungen zur verfügbaren Bodenfauna an Positionen von Kiebitz- und Uferschnepfenküken, sowie an vergleichbaren Zufallspunkten durchgeführt. Allerdings waren die Unterschiede in der Biomasse der verfügbaren Bodenfauna zwischen Zufallspunkten ($19,9 \pm 2,0 \text{ g/m}^2$) und Positionen der Kiebitzküken ($18,1 \pm 3,2 \text{ g/m}^2$; Abb. 13) nicht erheblich (Wald- $\chi^2 = 1,844$; $df = 1$; $p = 0,174$). Auch die Messungen der Trockenmasse epigäischer Arthropoden lieferten nur geringe Unterschiede zwischen Positionen der Kiebitzküken ($0,32 \pm 0,05 \text{ g}$) und Zufallspunkten ($0,45 \pm 0,04 \text{ g}$; aufgrund des kleinen Stichprobenumfangs keine statistische Analyse möglich; Abb. 14).

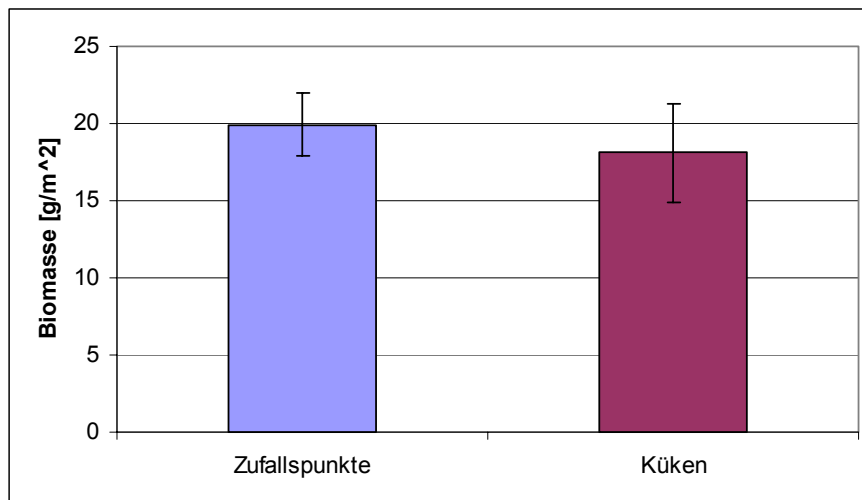


Abb. 13: Biomasse (Makroinvertebraten) in verfügbaren Bodentiefen (bis 10 cm, Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Positionen von Kiebitzküken und Zufallspunkten in der Stollhammer Wisch 2004.

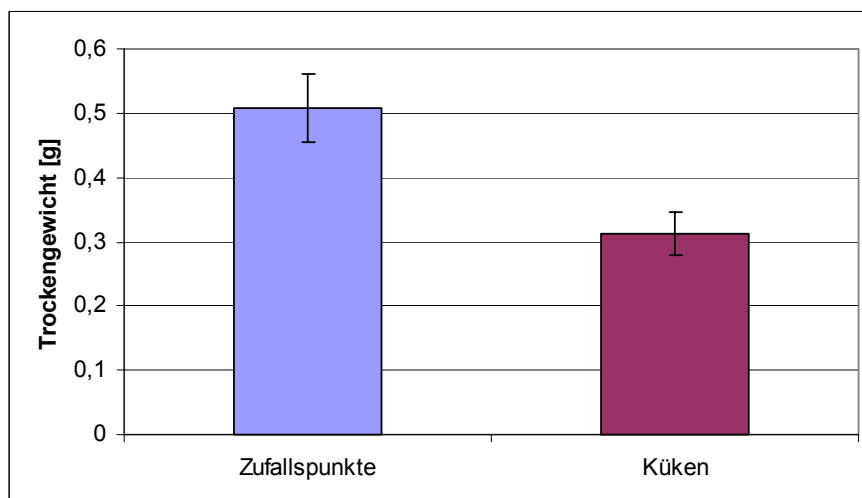


Abb. 14: Trockenmasse der epigäischen Arthropodenfauna (Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkte und Positionen von Kiebitzküken in der Stollhammer Wisch 2004.

b) Uferschnepfen

Bei den Küken der Uferschnepfen zeigten sich nur geringe Unterschiede in der Nahrungssituation an den von Küken aufgesuchten Positionen im Vergleich mit Zufallspunkten: die Messungen der im Boden verfügbaren Makroinvertebraten ergaben an Positionen der Uferschnepfenküken ($19,2 \pm 8,1 \text{ g/m}^2$) zwar geringere Mengen als an Zufallspunkten ($23,8 \pm 2,7 \text{ g/m}^2$; Abb. 15), die Unterschiede wiesen aber, wie bereits erwähnt, keine statistische Signifikanz auf (Wald- $\chi^2 = 0,000$; $df = 1$; $p = 0,993$). Gleiches gilt für die über Barberfallen erfasste Trockenmasse verfügbarer epigäischer Arthropoden: auch hier konnten zwischen den Zufallspunkten ($0,38 \pm 0,05 \text{ g}$) und den Kükenpositionen ($0,28 \pm 0,10 \text{ g}$; Abb. 16) nur geringe Unterschiede gemessen werden (aufgrund des kleinen Stichprobenumfangs war keine statistische Analyse möglich).

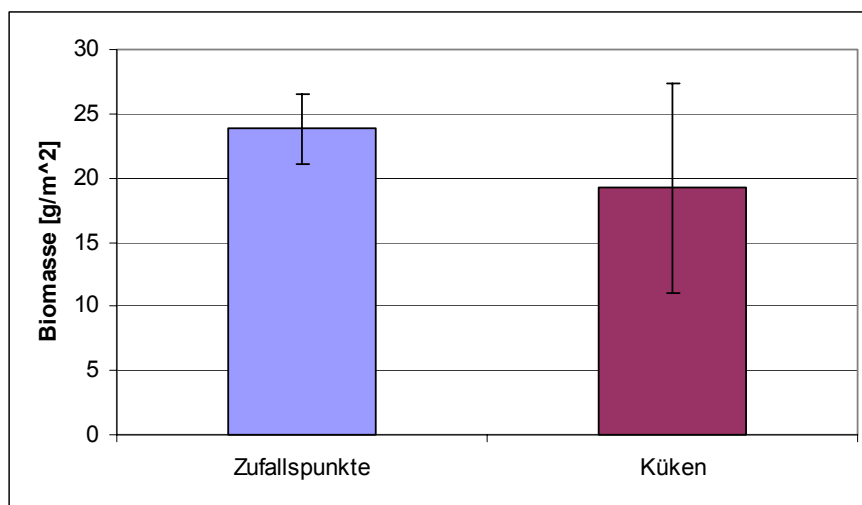


Abb. 15: Biomasse (Makroinvertebraten) in verfügbaren Bodentiefen (bis 10 cm, Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Positionen von Uferschnepfenküken und Zufallspunkten in der Stollhammer Wisch 2004.

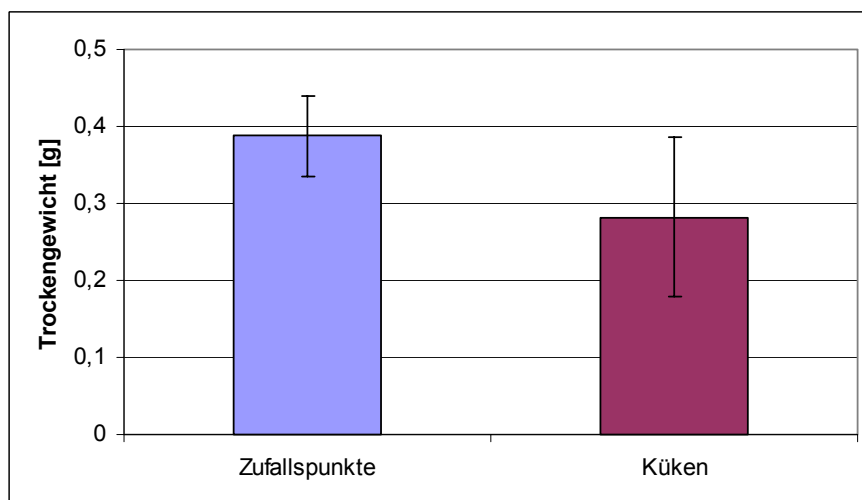


Abb. 16: Trockenmasse der epigäischen Arthropodenfauna (Mittelwerte und Standardfehler), gemessen an Zufallspunkte und Positionen von Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch 2004.

4.4 Diskussion

4.4.1 Methodenkritik

Analog zu Kapitel 3 stellt auch bei der Analyse des Aufzuchthabitats der Stichprobenumfang einen Kompromiss zwischen Genauigkeit und Durchführbarkeit dar (genauere Ausführung in Kapitel 3).

Aufgrund des gewählten mathematischen Ansatzes der binären logistischen Regression konnten nur Datensätze berücksichtigt werden, die alle Einzelparameter vollständig enthalten. Dadurch verringerte sich der Stichprobenumfang. Jedoch ermöglicht dieser multivariate statistische Ansatz die Aufdeckung von Interaktionen und Prioritäten der einzelnen Parameter, ein entschiedener Vorteil, der mit herkömmlichen univariaten statistischen Methoden nicht zu erreichen gewesen wäre. Die hier verwendete Methode liefert schon bei kleinem Stichprobenumfang verwendbare Ergebnisse (Backhaus et al. 2003).

4.4.2 Einflüsse von Landschafts- und Bodenparametern

Kiebitz- und Uferschnepfenküken stellen unterschiedliche, teilweise sogar gegensätzliche Ansprüche an ihr Aufzuchthabitat. Deshalb müssen die Parameter für die beiden Arten im Folgenden getrennt diskutiert werden.

a) Kiebitz

Die Eigenschaften der Vegetation unterteilen sich in physikalische Aspekte (z. B. Höhe und Dichte) sowie pflanzensoziologische Aspekte. Bezüglich der pflanzensoziologischen Aspekte stellen sich die Untersuchungsgebiete relativ einheitlich dar (IBL Umweltplanung 1992, 2002, 2005, siehe auch Kapitel 3). Obwohl die Pflanzen zum Zeitpunkt der Kükenaufzucht schon wesentlich höher sind als zum Brutzeitpunkt, ist ein direkter Zusammenhang pflanzensoziologischer Art nicht erkennbar. Ein deutlicher Zusammenhang besteht jedoch bezüglich der Vegetationshöhe.

Eine geringere Vegetationshöhe konnte in beiden Untersuchungsjahren an den Positionen der Kiebitzküken festgestellt werden. Zu diesem Ergebnis gelangten bereits eine Vielzahl von Autoren (Galbraith 1988, Belting 1990, Marefka 1996, Kooiker 1993, Perkins et al. 2000, Milsom et al. 2002, Devereux et al. 2004). Die Mechanismen hinter dieser Präferenz sind jedoch unklar (Perkins et al. 2000, Milsom et al. 2002). Es gibt verschiedene Erklärungsansätze. So zeigte beispielsweise Galbraith (1988), dass Kiebitzküken aufgrund

ihrer kurzen Beine keine morphologische Anpassung an hohe Vegetation besitzen. Devereux et al. (2004) verweisen zusätzlich auf die Möglichkeit, dass die Prädationsgefahr für Kiebitzküken aufgrund der schlechten Anpassung in die hohe Vegetation dort einem höheren Prädationsrisiko ausgesetzt sind. Auch die Aspekte der Nahrungssuche können eine Rolle spielen: Da sich Kiebitzküken zu Beginn ihrer Entwicklung vornehmlich von epigäischen Arthropoden ernähren (Beintema et al. 1991) ist für sie die Nahrungsaufnahmerate von der Sichtbarkeit der Insekten abhängig, welche vor allem in kurzer Vegetation und an Offenstellen gegeben ist. Eine höhere Nahrungsaufnahmerate in niedriger Vegetation konnte selbst dann festgestellt werden, wenn es keine Unterschiede in der Beuteabundanz zwischen Stellen mit niedriger und hoher Vegetation gibt (Devereaux et al. 2004).

Gräben und Gruppen scheinen in den verschiedenen Jahren unterschiedliche Rollen zu spielen. Während im Jahr 2003 keine Entfernungsunterschiede zwischen Zufallspunkten und Kükenpositionen festgestellt werden konnten, zeigte sich im Jahr 2004 eine signifikante Präferenz von Kiebitzküken für die Nähe zu Gräben und Gruppen.

Diese Präferenz deckt sich mit unseren telemetrischen Untersuchungen (Abb. 17, Abb. 18, Junker et al. 2002, 2003, 2004). Diese zeigten zahlreiche Kiebitzküken, die sich über mehrere Tage hinweg in trockengefallenen Gruppen oder am Rand einer flachen Blänke aufhielten (siehe auch Kapitel 1). Desweiteren wurden in der Brutsaison 2003 Kiebitzküken telemetriert, die sich kurz nach dem Schlüpfen zu einem 500m entfernten, fast trockengefallenen Graben begeben hatten. Auf dem Weg dorthin haben sie diverse wassergefüllte Gräben und hohe Wiesen durchquert (Junker et al. 2003). Da sie im Graben immer wieder mit kleiverschmierten Schnäbeln angetroffen wurden, ist offensichtlich ein Grund für diese Präferenz das Nahrungsangebot. Als weitere Gründe kommen Tarnung (Krawczynski et al. 2001) sowie das Trinkwasserangebot in Frage (Beintema 1991). Allerdings sei hier noch mal ausdrücklich auf das Gefahrenpotential frisch gefräster Gruppen hingewiesen (siehe Kapitel 1).

Die Meidung der Feldgehölze begründete im Untersuchungsjahr 2003 als alleiniger Parameter das Gesamtmodell des Mikrohabitats für Kiebitzküken. Diese vertikalen Landschaftsstrukturen stellen mögliche Lebensräume für Beutegreifer dar. Zudem bieten sie Greif- und Rabenvögeln Ansitz- und Nistmöglichkeiten. Möglicherweise meiden Kiebitzküken aufgrund dieses Gefahrenpotentials jegliche vertikale Strukturen. Im Untersuchungszeitraum 2002-2004 wurden keine Kiebitzküken lebendig in direkter Nähe vertikaler Strukturen wie Feldgehölzen, Masten oder Heckpfosten aufgefunden. Wie schon in Kapitel 3 beschrieben, meiden auch die adulten Kiebitze bei der Brutplatzwahl vertikale Strukturen. Meidungen vertikaler Strukturen können nicht bei allen Wiesenvögeln beobachtet werden. Große Brachvögel (*Numenius arquata*) beispielsweise zeigen kein derartiges Meidungsverhalten (Tüllinghoff & Bergmann 1993).

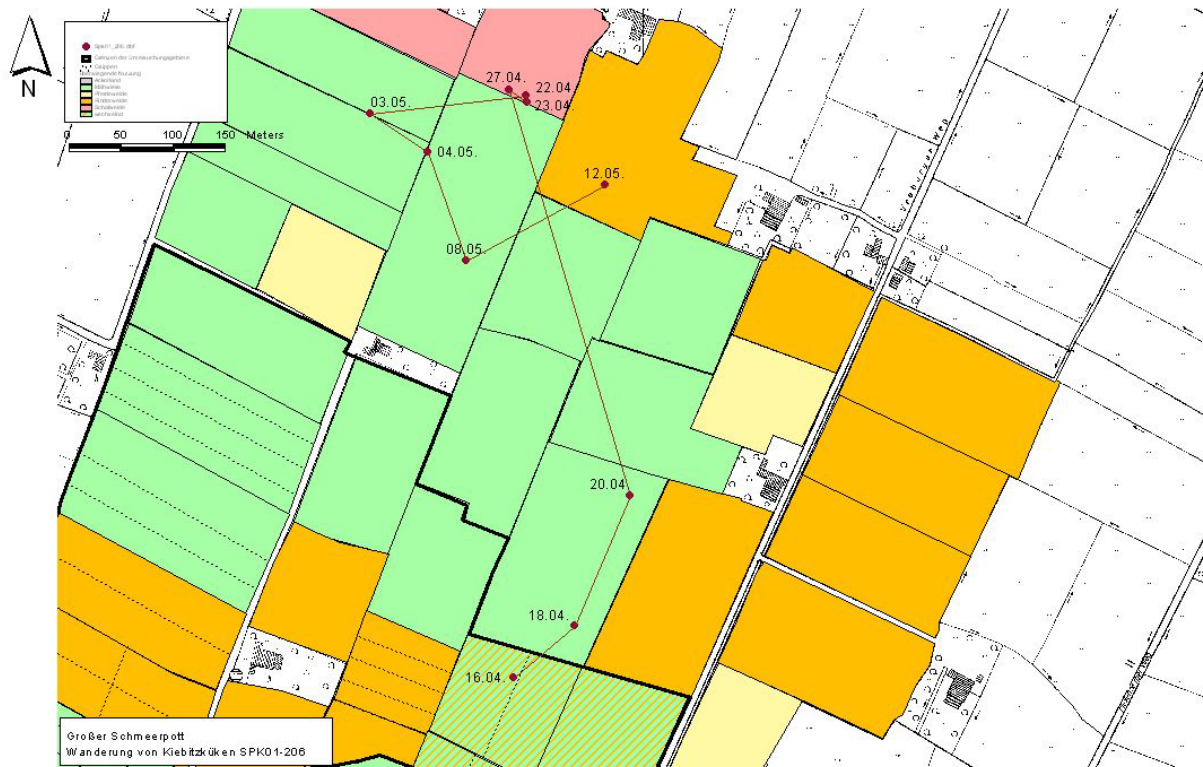


Abb. 17: Wanderbewegung einer jungeführenden Kiebitzfamilie vom 16.04. bis 12.05.2003 in der Stollhammer Wisch (aus Junker et al. 2003).

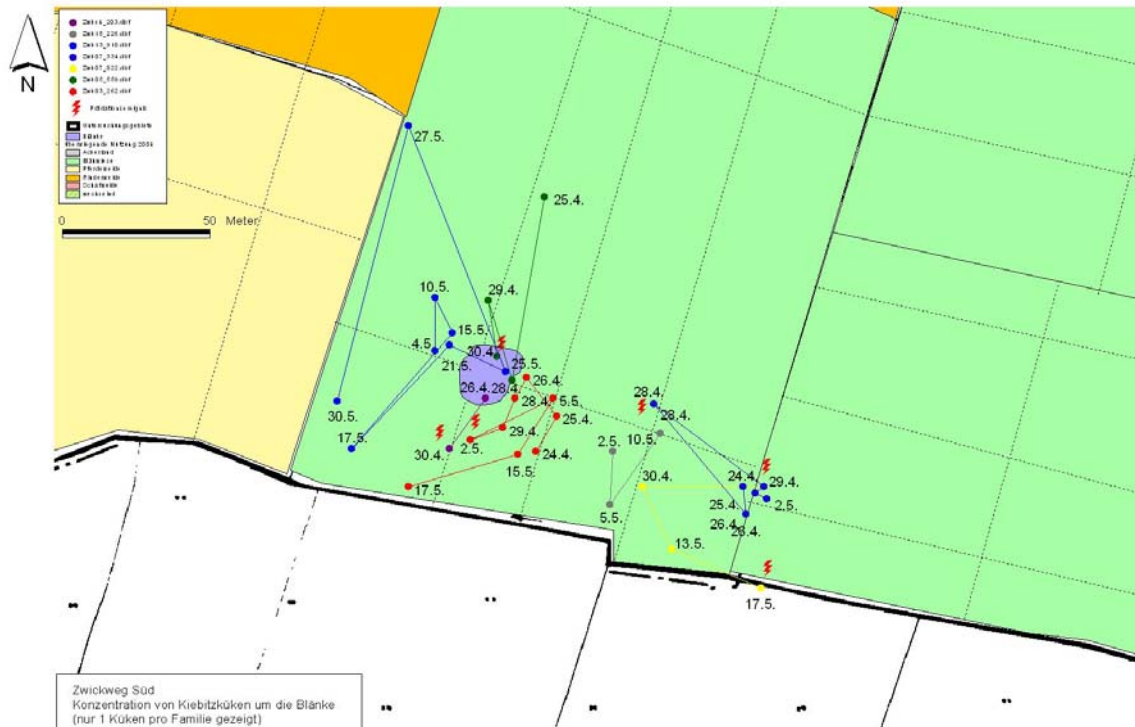


Abb. 18: Wanderbewegungen von 7 jungeführenden Kiebitzfamilien im Zeitraum 24.04. bis 30.05.2004 in der Stollhammer Wisch (aus Junker et al. 2004).

b) Uferschnepfe

Anders als bei Kiebitzküken scheinen die Landschafts- und Bodenparameter bei den Uferschnepfenküken keine Rolle zu spielen. So konnte in dieser Studie kein signifikanter Unterschied zwischen Vegetationshöhen an den Positionen der Uferschnepfenküken und Zufallspunkten festgestellt werden. Dieser Befund steht im Gegensatz zu bisher veröffentlichten Ergebnissen. So stellten beispielsweise sowohl Schekkerman und Mitarbeiter (Schekkerman et al. 1998, Schekkerman & Müskens 2001) als auch Beintema (1991) fest, dass Uferschnepfenküken hohe Vegetation bevorzugen. Möglicherweise stellt die Stollhammer Wisch durch die hier herrschenden Gegebenheiten einen Sonderfall dar. Wahrscheinlicher ist jedoch die Alternative, dass es aufgrund des geringen Stichprobenumfanges zu einem Überlagerungseffekt durch Faktoren kommt, die nicht landschaftsstrukturbedingt sind.

4.4.3 Einfluss von Greif- und Rabenvögeln

a) Kiebitz

Im Gesamtmodell des Mikrohabitats im Untersuchungsjahr 2004 spielte der Parameter "Distanz zu Greif- und Rabenvogelnestern" eine signifikante Rolle. Entgegen der zu erwartenden Meidung dieser Nester, die ja schon durch die im Untersuchungsjahr 2003 signifikante Meidung der Feldgehölze suggeriert wurde, konnten signifikant kürzere Distanzen festgestellt werden als bei Zufallspunkten. Wodurch kann dieser offensichtliche Widerspruch erklärt werden? Zum einen stellt sich hier die Frage, inwiefern die Prädatorenester überhaupt von den Küken bzw. den führenden Eltern wahrgenommen werden. Vertikale Strukturen werden gemieden, sobald eine Wahlmöglichkeit besteht. So lässt es sich zumindest aus den Daten erschließen (siehe auch Kapitel 3 dieser Studie). Küken und führende Eltern haben diese Wahlmöglichkeit, schließlich sind sie hochmobil. Wanderbewegungen von bis zu 400m sind möglich (Johansson & Blomqvist 1996) und auch keine Seltenheit (Junker et al. 2002, 2003, 2004). Somit sollte es durchaus möglich sein, die Nähe von Prädatorenestern zu meiden. Wie kommt also die signifikant kürzere Distanz zustande? Ein gezieltes Aufsuchen der Nähe zu diesen Nestern sollte schon aus logischen Aspekten ausgeschlossen sein, da ein solches Verhalten mit der Meidung vertikaler Strukturen unvereinbar wäre. Innerhalb der Aufzuchtzeit erfolgt offensichtlich keine Reaktion auf veränderte Distanzen zu Beutegreifernestern. Die Ursache ist auf der Seite der Kiebitze nicht zu erklären (siehe auch Kapitel 3).

b) Uferschnepfe

Bei Uferschnepfenküken konnte keine signifikante Meidung von Greif- und Rabenvogelnestern festgestellt werden. Unsere telemetrischen Untersuchungen zeigen auch keine Häufung von Verlusten von Uferschnepfenküken durch Greif- oder Rabenvögel (Junker et al. 2002, 2003, 2004).

4.4.4 Nahrungsangebot und -verfügbarkeit

a) Kiebitz

Die verfügbaren Nahrungsmengen unterschieden sich zwischen den Positionen der Kiebitzküken und Zufallspunkten nur geringfügig. Möglicherweise war in beiden Jahren genügend Nahrung vorhanden, so dass keine Präferenzen erkennbar waren. Hierfür spricht auch die Tatsache, dass in beiden Untersuchungsjahren verhungerte Küken nur im Anschluss an Kälteperioden gefunden wurden. Da Kiebitzküken erst ab einem Alter von ca. 21 Tagen in der Lage sind, selbständig ihre Körpertemperatur aufrecht zu erhalten, sind sie vorher auf Wärmezufuhr durch die Elterntiere mittels Hudern angewiesen. Während des Hudervorgangs können sie keine Nahrung aufnehmen. Bei längeren Kälteperioden kann also die Zeit zum limitierenden Faktor werden und die Küken können trotz eines vorhandenen Nahrungsangebotes verhungern (Beintema & Visser 1989b, Beintema et al.1991).

b) Uferschnepfe

Auch bei der Uferschnepfe wurden keine signifikanten Unterschiede in der verfügbaren Nahrung an Kükenpositionen und Zufallspunkten festgestellt werden. Das Angebot an epigäischen Arthropoden sollte auch nach ernährungsphysiologischen Aspekten keine Rolle spielen, da Uferschnepfenküken in ihren ersten zwei Lebenswochen als Nahrung vornehmlich Insekten von der Vegetation abpicken. Danach haben sie aufgrund ihres fortgeschrittenen Wachstums ein erhöhtes Energiebedürfnis, welches durch Insekten nur unzureichend gedeckt werden würde. Deshalb stellen sie ihre Ernährung in der zweiten Hälfte der Aufzuchtperiode vor allem auf Bodenmakroinvertebraten um (Beintema et al. 1991). Sie sind dann auch vermehrt auf Flächen mit kurzer Vegetation anzutreffen. Dieser Sachverhalt erklärt möglicherweise auch, warum keine Unterschiede hinsichtlich der Bodenmakroinvertebraten gefunden wurden: die untersuchten Küken waren zur Zeit der Datenerhebung jünger als 14 Tage und ernährten sich somit vornehmlich von Insekten in höherer Vegetation.

4.5 Literatur

Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W. & Weiber, R. (2003) *Multivariate Analysemethoden*. Springer-Verlag.

Beintema, A. J. & Visser, G. H. (1989) The effect of weather on time budget and development of chicks of meadow birds. *Ardea* **77**, 181-192.

Beintema, A. J. & Visser, G. H. (1989) Growth parameters in chicks of charadriiformes birds. *Ardea* **77**, 169-180.

Beintema, A. J., Thissen, J. B., Tensen, D. & Visser, G. H. (1991) Feeding ecology of charadriiform chicks in agricultural grassland. *Ardea* **79**, 31-44.

Beintema, A. J., Moedt, O. & Ellinger, D. (1995) *Ecologische Atlas van de Nederlandse Weidevogels*. Schuyt & Co.

Belting, H. (1990) *Habitatwahl und Bruterfolge von Uferschnepfe und Kiebitz im Dämmergebiet*. Diplomarbeit TU Braunschweig.

Bibby, C., Gurgess, N. D. & Hill, D. A. (1995) *Methoden der Feldornithologie*. Neumann, Radebeul.

Devereux, C. L., McKeever, C., Benton, T. G. & Whittingham, M. J. (2004) The effect of sward height and drainage on Common Starlings *Sturnus vulgaris* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. *Ibis* **146**, 115-122.

Düttmann, H. & Emmerling, R. (2001) Grünlandversauerung als besonderes Problem des Wiesenvogelschutzes auf entwässerten Moorböden. *Natur und Landschaft* **76**, 262-269.

Edwards, C. A. & Bohlen, P. J. (1996) *Biology and ecology of earthworms*. Chapman & Hall, London.

Epple, W. (1999) *Bestandsentwicklung und Bruterfolg von Wiesenlimikolen unter Bedingungen des Vertragsnaturschutzes des niedersächsischen Feuchtgrünlandschutzprogrammes*. unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie.

Galbraith, H. (1988) Adaptation and constraint in the growth-pattern of lapwings *Vanellus vanellus* chicks. *J.Zool.* **215**, 537-548.

Gienapp, P. (2001) Nahrungsökologie von Kiebitzküken (*Vanellus vanellus*) im Grünland der Eider-Treene-Sorge-Niederung. *Corax Sonderheft 2*, 133-140.

Glutz von Blotzheim, U.N. (1985) *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Aula-Verlag.

Hoerschelmann, H. (1970) Schnabelform und Nahrungserwerb bei Schnepfenvögeln (Charadriidae und Scolopacidae). *Zool.Anz.* **184**, 302-327.

Hoerschelmann, H. (1972) Strukturen der Schabelkammer bei Schnepfenvögeln (Charadriidae und Scolopacidae). *Z.wiss.Zool.* **185**, 105-121.

IBL Umweltplanung (1992) *Niedersächsisches Feuchtgrünlandschutzprogramm, landschaftsökologische Untersuchungen im Gebiet Stollhammer Wisch, Landkreis Wesermarsch; Teilbereich Flora und Vegetation*. Gutachten i. A. des NLÖ, 64 Seiten + Anhang + 7 Karten.

IBL Umweltplanung (2002) *Proland Niedersachsen. Kooperationsprogramm Feuchtgrünland. Botanische Wirkungskontrollen im Projektgebiet Stollhammer Wisch*. Gutachten im Auftrag des NLÖ, 114 Seiten + Anhang + 3 Karten.

IBL Umweltplanung (2005) *Proland Niedersachsen. Kooperationsprogramm Feuchtgrünland. Botanische Wirkungskontrollen im Projektgebiet Stollhammer Wisch*. unveröffentlichtes Gutachten, in Vorbereitung.

Johansson, O.C. & Blomqvist, D. (1996) Habitat selection and diet of lapwing *Vanellus vanellus* chicks on coastal farmlands in S.W.Sweden. *Journal of Applied Ecology* **33**, 1030-1040.

Junker, S., Düttmann, H. & Ehrnsberger, R. (2002) *Telemetrie an Kiebitz- und Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch)*. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Weser-Ems.

Junker, S., Düttmann, H. & Ehrnsberger, R. (2003) *Telemetrie an Kiebitz- und Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch) 2003*. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Weser-Ems.

Junker,S., Düttmann, H. & Ehrnsberger, R. (2004) *Telemetrie an Kiebitz- und Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch) 2004*. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Weser-Ems.

Kobel-Lamparski,A. & Lamparski, F. (1988) Methoden zur Erfassung der Regenwurmfauna. *Mitt.bad.Landesver.Naturkunde u.Naturschutz* **14**, 631-638.

Kooiker,G. (1993) Flexibilität des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) in Brutökologie und Brutverhalten. *Vogelkdl.Ber.Nieders.* **25**, 1-13.

Kooiker,G. & Buckow, C. V. (1997) *Der Kiebitz: Flugkünstler im offenen Land*. AULA-Verlag, Wiesbaden.

Krawczynski,R. & Roßkamp, T. (2001) *Schlupferfolg und Kükenmortalität bei ausgewählten Wiesenvogelarten in einem norddeutschen Grünlandgebiet (Stollhammer Wisch, LK Wesermarsch)*. Biosys e. V.

Kruk,M., Noordervliet, M. A. W. & ter Keurs, W. J. (1997) Survival of black-tailed godwit chicks (*Limosa limosa*) in intensively exploited grassland areas in the Netherlands. *Biological Conservation* **80**, 127-133.

Marefka,C. (1996) *Habitatwahl, Brutbiologie und Ernährung des Kiebitzes am Unteren Niederrhein in Abhängigkeit von der anthropogenen Landnutzung*. Diplomarbeit, Universität Köln.

Melter,J. & Pfützke, S. (2001) *Erfassung der Wiesenlimikolen in der Stollhammer Wisch*. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie.

Melter,J. & Pfützke, S. (2002) *Erfassung der Wiesenlimikolen in der Stollhammer Wisch*. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie.

Melter,J. & Pfützke, S. (2003) *Erfassung der Wiesenlimikolen in der Stollhammer Wisch*. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie.

Melter,J. & Südbeck, P. (2004) Bestandsentwicklung und Bruterfolg von Wiesenvögeln in der "Stollhammer Wisch" 1993-2002. *Naturschutz Landschaftspfl.Niedersachs.* **41**, 50-74.

Melter,J. & Pfützke, S. (2004) *Erfassung der Wiesenlimikolen in der Stollhammer Wisch*. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie.

Milsom, T. P., Hart, J. D., Parkin, W. K. & Peel, S. (2002) Management of coastal grazing marshes for breeding waders: the importance of surface topography and wetness. *Biological Conservation* **103**, 199-207.

Perkins, A. J., Hittingham, M. J., Bradbury, R. B., Wilson, J. D., Morris, A. J. & Barnett, P. R. (2000) Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds in winter. *Biological Conservation* **95**, 279-294.

Roßkamp, T. (2000) *Gelegeschutz in der Wesermarsch: Ergebnisbericht der Arbeiten 2000 in der Stollhammer- und Abbehauser Wisch*. unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Landkreis Wesermarsch.

Roßkamp, T. (2002) *Gelegeschutz in der Wesermarsch: Ergebnisbericht der Arbeiten 2002 in der Stollhammer- und Abbehauser Wisch*. unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Landkreis Wesermarsch.

Roßkamp, T. (2003) *Gelegeschutz in der Wesermarsch: Ergebnisbericht der Arbeiten 2003 in der Stollhammer- und Abbehauser Wisch*. unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Landkreis Wesermarsch.

Schekkerman, H., Teunissen, W. A. & Müskens, G. J. D. M. (1998) *Terreingebruik, mobiliteit en metingen van broedsucces van Grutto's in de jongenperiode*. IBN-rapport 403.

Schekkerman, H. & Müskens, G. J. D. M. (2001) *'Vluchtstroken' als instrument in agrarisch weidevogelbeheer*. Rapport Alterra-rapport 292.

Tüllinghoff, R. & Bergmann, H.-H. (1993) Zur Habitatnutzung des Großbrachvogels (*Numenius arquata*) im westlichen Niedersachsen: Bevorzugte und gemiedene Elemente der Kulturlandschaft. *Vogelwarte* **37**, 1-11.

5 Videoüberwachung von Wiesenvogelgelegen: Methodik und Erfahrung

5.1 Einleitung

Der Einsatz von Videotechnik findet in der Ornithologie immer breitere Anwendung. Bei Fragestellungen der Brutbiologie bieten Videokameras Einblickmöglichkeiten in schwer zugängliche Orte, seien es nun Bruthöhlen von Dreizehenspechten (*Picoides tridactylus*) (Pechacek 2005) oder die Horste von Bartgeiern (*Gypaetus barbatus*) (Margalida et al. 2005). Daneben bietet sich die Videoüberwachung auch zur Prädatoren-Identifizierung an Gelegen an (Williams & Wood 2002, Renfrew & Ribic 2003, Stake et al. 2003, Schaefer 2004, Staller et al. 2005). In den letzten Jahren wurden durch die Digitalisierung der Videotechnik große Fortschritte erzielt: Kameras und Aufzeichnungsgeräte wurden qualitativ immer besser, kleiner und preiswerter.

Im Zuge der Überwachung von Kiebitzgelegen wurde eine Videoüberwachungsanlage aus handelsüblichen Komponenten entwickelt. Die Videobilder werden hierbei per Funk an einen "bare-bone"-PC übertragen, wo sie digital aufgezeichnet werden. An diesen PC können mehrere Videokameras angeschlossen werden. Zur Stromversorgung wurden sowohl für die Kameras als auch für den Computer Solartechnik eingesetzt. Pufferbatterien gewährleisten den Betrieb auch bei schlechten Lichtverhältnissen. Handelsübliche Geräte sind in der Regel nicht für einen Dauereinsatz im Freiland ausgelegt. Deswegen sind hier einige unserer Problemlösungen im Folgenden dargestellt.

5.2 Stromversorgung

Zur Überwachung von Vogelgelegen im Gelände werden für die Stromversorgung häufig 12 V-Bleiakkus eingesetzt, die sowohl die Kameras als auch die Aufzeichnungsgeräte versorgen. Dieses System hat den Nachteil, dass die Akkus regelmäßig (meist im Abstand von 1-2 Tagen) zum Nachladen ausgetauscht werden müssen. Der Austausch ist aufgrund des Batterie-Gewichtes nicht nur kraftzehrend, sondern auch mit Störungen am Nest verbunden. Als Alternative wurde auf Solartechnik zurückgegriffen. Zur Versorgung des Aufzeichnungsgerätes wurde ein Solarpanel (60 Wp) in Kombination mit einer Pufferbatterie (12 V / 72 Ah) eingesetzt. Die Pufferbatterie gewährleistet den Betrieb der Anlage bei Nacht und unter schlechten Lichtverhältnissen. Für die Dimensionierung des Solarpanels musste der Stromverbrauch der Endgeräte genau ermittelt werden.

Die von uns eingesetzten Funk-CCD-Kameras mit Bewegungsmelder (Stabo SolarCam) verfügten bereits über eine integrierte Solareinheit inklusive Pufferbatterie (Trockenakku 6 V / 1,7 Ah). Unsere Erfahrung mit diesen Geräten zeigte, dass sie sich für das häufige Aufzeichnen längerer Sequenzen nicht eignen, da sowohl die Solareinheit als auch die Pufferbatterie zu klein bemessen sind. Hier müssten beide Komponenten durch Umbau dem tatsächlichen Verbrauch angepasst werden. Alternativ setzen wir CCD-Kameras ein, die zusätzlich mit Infrarotscheinwerfern und Funkübertragungsset (Abb. 3) ausgerüstet wurden. Diese Kameras wurden mittels eines Gelakkus (12 V / 24 Ah) für 4-5 Tage mit Strom versorgt.



Abb. 1: Solarpanel zur Stromversorgung von Funkempfängern und bare-bone-PC.

5.3 Signalübertragung

Für die Übertragung von Bildsignalen von der Kamera zum Aufzeichnungsgerät werden in aller Regel Kabel eingesetzt. Während Kabel bei der Überbrückung kurzer Distanzen (< 20 m) durchaus sinnvoll sind, treten bei größeren Distanzen häufig hohe Leitungsverluste auf. Diese sind nur durch den Einsatz hochwertiger (und damit teurer) Kabelqualitäten zu vermeiden. Als Alternative bietet sich die Signalübertragung per lizenzfreier 2,4 GHz-Funktechnik an. Die entsprechenden Sender und Empfänger sind entweder bereits in ein Kamerasystem integriert (Abb. 2) oder einzeln im Handel erhältlich (Abb. 3). Vier Kanäle

sind einstellbar, in der Praxis kam es jedoch beim gleichzeitigen Nutzen aller 4 Kanäle zu Störungen. Deshalb wurden nur 3 Kameras über Funkstrecken und eine Kamera über Kabel angeschlossen. Diese Variante erwies sich als funktionssicher. Bei koloniebrütenden Arten wie dem Kiebitz sind auf diese Weise durchaus mehrere Gelege gleichzeitig zu überwachen. Allerdings sind auch der lizenzfreien Funkübertragung Distanzgrenzen gesetzt. Nach unseren eigenen Erfahrungen lag die maximale Übertragungsdistanz je nach Geländestruktur zwischen 70 und 100 m. Eine Steigerung der Reichweite wäre durch den Einsatz von Antennenmasten möglich gewesen, schied jedoch aus Gründen der Neststörung aus (Meidung vertikaler Strukturen, siehe Kapitel 3). Funkübertragung über weitere Distanzen ist durchaus möglich, sie erfordert jedoch in der Regel eine deutlich teurere und teilweise genehmigungspflichtige Ausrüstung.



Abb. 2: Funk-Solar-Kamera mit zusätzlichem Infrarotscheinwerfer für Nachtaufnahmen.



Abb. 3: 2,4 GHz-Set für die Funkübertragung zwischen normalerweise kabelgebundenen Kameras und dem Aufzeichnungsgerät.

5.4 Bildaufzeichnung

Üblicherweise werden in der Freilandforschung VHS-Videorekorder eingesetzt. Dabei finden häufig zwei Systeme Verwendung: Zeitraffer-Rekorder und Longplay-Rekorder. Der Zeitraffer-Rekorder ermöglicht zwar die Aufnahme von bis zu 960 h pro VHS-Kassette, bietet aber dann nicht die Möglichkeit der Echtzeitdarstellung. Longplay-Rekorder können zwar bis zu 15 h Echtzeitaufnahmen liefern, allerdings bei oft nur mäßiger Qualität. Dazu kommt häufiges Wechseln der Videobänder, was wiederum mit Störungen am Nest verbunden ist. Um den hier beschriebenen Schwierigkeiten zu entgehen, wurde von uns ein sogenannter bare-bone-PC (Mini-ITX, EPIA-Mainboard mit 850 Mhz-Pentium-III-Prozessor, Grafikkarte onboard) eingesetzt. Dieser Computer verfügte in unserem Fall über eine große Festplatte (80 GB, 3,5 Zoll) und eine vierfach-Video-Eingangskarte (Abb. 4). Er verbrauchte gegenüber einem herkömmlichen Computer weniger Strom und konnte direkt an einer 12 V-Batterie betrieben werden. Zur Erleichterung der Auswertung und zur Reduzierung der Datenmenge wurden Videosequenzen nur dann gespeichert, wenn Änderungen (Pixeländerungen) in einem definierten Bereich (Alarmrahmen) auftraten. Das hatte allerdings zur Folge, dass der Computer ständig Bilder empfangen und auswerten musste, und somit nicht in einen

Stromsparmodus gesetzt werden konnte. Auch das Abschalten der Festplatte zur Stromverbrauchsminderung musste entfallen (virtueller Speicher, Ablage temporärer Dateien). Zur weiteren Absenkung des Stromverbrauchs wäre es möglich, die 3,5 Zoll-Festplatte gegen eine 2,5 Zoll-Festplatte auszutauschen. Diese wäre bei gleicher Kapazität jedoch erheblich teurer.

Zum Schutz gegen Witterungseinflüsse, insbesondere Niederschläge, mussten der Computer und die Funkempfänger in ein wetterfestes Gehäuse gebracht werden, das den Funkempfang nicht beeinträchtigt, in unserem Fall eine Plastikbox.



Abb. 4: Rückansicht des barebone-PC's mit vierfach-Videoeingangskarte.



Abb. 5: Die Videoanlage im Feldeinsatz. Die Abdeckung der Technikbox und der Batterie wurden entfernt.

5.5 Einsatz in der Praxis

Im Feldeinsatz stellte sich zuerst die Frage nach dem optimal geeigneten Einsatzort. Die Fläche musste folgende Kriterien erfüllen: a) dichter Brutbestand, b) gute Zugänglichkeit für die Wartung der Anlage aber c) einen gewissen Diebstahlschutz bieten. Hierzu bot sich eine an einer Sackgasse gelegene Fläche im Untersuchungsgebiet „Großer Schmeerpott“ an.

Im Laufe der Untersuchung wurden von 2002 bis 2004 insgesamt 23 Kiebitzgelege mittels Videokameras überwacht. Keines dieser Gelege wurde ausgeraubt. Das lag einerseits daran, dass im Zeitraum der Videoüberwachung die täglichen Prädationswahrscheinlichkeiten im gesamten Untersuchungsgebiet signifikant geringer waren als im Jahr der Pilotstudie 2001 (vgl. Kapitel 1). Andererseits gibt es Hinweise in der Literatur, dass das Vorhandensein ungetarnter Kameras Prädatoren abschrecken kann (Herranz et al. 2002). Auf offenen Grünlandflächen ist eine Tarnung jedoch nahezu unmöglich. In einer niederländischen Studie wurden im Jahr 2004 ebenfalls Wiesenvogelgelege ($n = 101$) mittels ungetarnter Videokameras überwacht. Dabei wurden mehrere Gelege (Anzahl nicht genannt) ausgeraubt. Als Prädatoren wurden hierbei Rabenkrähe, Mäusebussard, Rohrweihe, Igel, Hermelin und Fuchs identifiziert. Auch hier fanden sich Anzeichen, dass zumindest zu Untersuchungsbeginn Füchse offensichtlich kameraüberwachte Gelege mieden (Teunissen et

al. 2005). Die Videoüberwachung wurde im Jahr 2005 in einem anderen Gebiet fortgesetzt. Hier konnte keine Meidung von kameraüberwachten Gelegen durch Füchse festgestellt werden (Teunissen & Schekkerman 2006)

Während der Einsatzzeit unserer Kameras wurde lediglich im Jahr 2003 auf der Video-Untersuchungsfläche ein Gelege ausgeraubt. Dieses war nicht kameraüberwacht. Alle videoüberwachten Gelege kamen, wie bereits oben beschrieben, zum Schlupf.

Ob die Videokameras in unserem Fall eine abschreckende Wirkung auf Prädatoren gehabt haben, muss offen bleiben. Möglicherweise wird eine solche Wirkung durch das Arbeitsgeräusch der Kamera (Relais-klicken) ausgelöst. Die im Laufe der Untersuchung immer wieder geäußerte Vermutung, dass Raubsäuger Infrarot-Licht wahrnehmen können, ist jedoch fragwürdig: nach Angaben von Thomson et al. (1999) können Wirbeltiere Infrarot-Licht mit einer Wellenlänge von 950 nm nicht sehen.



Abb. 6: Videoaufnahme eines brütenden Kiebitzes am 14. 04. 2003 in der Stollhammer Wisch, Landkreis Wesermarsch.

5.6 Literatur

Herranz, J., Yanes, M. & Suarez, F. (2002) Does photo-monitoring affect nest predation? *Journal of Field Ornithology* **73**, 97-101.

Margalida, A., Bertran, J. & Boudet, J. (2005) Assessing the diet of nestling Bearded Vultures: a comparison between direct observation methods. *Journal of Field Ornithology* **76**, 40-45.

Pechacek, P. (2005) Use of non-stop video surveillance to monitor breeding activity of primary cavity nesters in remote areas. *Acta ethologica* **8**, 1-4.

Renfrew, R. B. & Ribic, C. A. (2003) Grassland passerine nest predators near pasture edges identified on videotape. *The Auk* **120**, 371-383.

Schaefer, T. (2004) Video monitoring of shrub-nests reveals nest predators. *Bird Study* **51**, 170-177.

Stake, M. M., Faaborg, J. & Thompson, F. R. I. (2004) Video identification of predators at Golden-cheeked Warbler nests. *Journal of Field Ornithology* **75**, 337-344.

Staller, E. L., Palmer, W. E., Carroll, J. P., Thornton, R. P. & Sisson, D. C. (2005) Identifying predators at Northern Bobwhite nests. *Journal of wildlife management* **69**, 124-132.

Thompson, F. R., Dijak, W. & Burhans, D. E. (1999) Video identification of predators at songbird nests in old fields. *The Auk* **116**, 259-264.

Teunissen, W., Schekkerman, H., van Paassen, A. (2005) Weidevogels en predatie. *Nieuwsbrief Project weidevogels en predatie seizoen 2004*, nr. 3 februari 2005.

Teunissen, W. & Schekkerman, H. (2006) Predation on meadowbirds in The Netherlands – results of a four-year study. *Vechtaer Fachdidaktische Forschungen und Berichte* **13**, 26-27.

Williams, G. E. & Wood, P. B. (2002) Are Traditional Methods of Determining Nest Predators and Nest Fates Reliable? An Experiment with Wood Thrushes (*Hylocichla mustelina*) Using Miniature Video Cameras. *The Auk* **119**, 1126-1132.

6 Projektmanagement

6.1 Skizzierung des Projektes

Durch innovative Methoden wurden im Wiesenvogelbrutgebiet der Stollhammer Wisch Messdaten zum Reproduktionserfolg von Wiesenvögeln bei unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftung erhoben. Mittels Videokameras und Thermologgern wurden Gelege überwacht und Prädatoren identifiziert. Durch die Besenderung der Wiesenvogelküken unmittelbar nach dem Schlüpfen konnten die individuellen Schicksale analysiert werden. Die Lebensraumansprüche von Kiebitzen und Uferschnepfen an ihre Brut- und Aufzuchthabitate wurden im Rahmen von Mikrohabitatanalysen untersucht. Ein besonderer Modellcharakter bestand in der gemeinsamen Begleitung des Projektes durch die zuständigen Naturschutzbehörden mit der Fachbehörde für Naturschutz (NLÖ), Wissenschaftlern, Landwirten und den vor Ort tätigen Naturschutzverbänden.

6.2 Feinabstimmung und Anpassung

Die Antragstellung sah nach den hohen Gelegeverlusten durch Prädation während der Pilotstudie (Frühjahr 2001) eine Einzäunung von Wiesenvogelgelegen als Abwehrmaßnahme gegen Prädatoren vor. Im Laufe der Verhandlungen im Herbst 2001 wurde dann der Beschluss gefasst, die Fuchsbejagung zu intensivieren. Dabei sollte geprüft werden, ob die verstärkte Bejagung Konsequenzen hat. Zu Beginn des Untersuchungsjahres 2002 wurde ein Fuchsbau aufgelöst und es zeigte sich ein deutlicher Kurzzeiteffekt: im Zeitraum von 4 Wochen nach Auflösung des Fuchsbaus traten keine Prädationsereignisse auf (siehe Kapitel 1). Diese veränderte Sachlage und das erste Zwischenergebnis führten zur Stellung eines Antrages auf Mittelumwandlung, dem stattgegeben wurde.

Wiesenvogelküken können bereits am Schlupftag Strecken von 400 m und mehr zurücklegen. Dabei werden verschiedene Grünlandtypen, Gewässer und Straßen überquert. Es stellte sich heraus, dass Kiebitzküken zwar Flächen mit hoher Vegetation regelmäßig überquerten, jedoch zur Nahrungssuche kurze Vegetation bevorzugten (siehe Kapitel 4). Zur Messung des Raumwiderstandes wurde ein Küken-Dummy mit Zugfederwaage durch die Vegetation gezogen. Die Messungen im Untersuchungsjahr 2002 wiesen keine nennenswerten Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten auf. Da zudem die regelmäßigen Beobachtungen der Kükenbewegungen keine besonderen Behinderungen durch die Vegetation verschiedener Grünlandtypen erkennen ließ, wurde die Messung der Raumwiderstände nicht weiter verfolgt.

6.3 Öffentlichkeitsarbeit

Die Öffentlichkeitsarbeit ist eine wichtige Komponente von Naturschutzprojekten im Freiland. Gerade durch gezielte Information aller Beteiligten und der Öffentlichkeit kann das Verständnis für Maßnahmen gefördert werden, die auf den ersten Blick für Betroffene unbequem sind. Ein treffendes Beispiel ist die Gelegemarkierung. Nach anfänglicher Skepsis mehrerer teilnehmender Landwirte entwickelte sich nach der Präsentation des ersten Zwischenberichtes 2002 ein großes Interesse an dieser Maßnahme. Die „Sichtbarmachung“ der Gelege verbunden mit dem Erfolg, den die Gutachter bescheinigten, führte dazu, dass von den Landwirten nicht selten der Reproduktionserfolg der Wiesenvögel als Produkt des eigenen landwirtschaftlichen Betriebs angesehen wurde. Ein ähnlicher Effekt konnte bei Studien in den Niederlanden festgestellt werden (Musters et al. 2001).

Wichtiger Bestandteil der Öffentlichkeitsarbeit vor Ort war das offizielle jährliche Treffen mit allen am Projekt beteiligten Personen sowie Interessierten in der Gastwirtschaft „Huus an’n Siel“ in Stollhamm. Auf dieser vom der Unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Wesermarsch organisierten Veranstaltung wurden die Ergebnisse der vergangenen Brutsaison aus den Arbeitsbereichen „Gelegeschutz“ und „Kükentelemetrie“ dargestellt. Die anschließende Diskussion bot genügend Raum für Erklärungen, Anmerkungen und Verbesserungsvorschläge aller Beteiligten. An der Veranstaltung nahmen regelmäßig neben den direkt involvierten Landwirten, Jägern und Gutachtern auch Vertreter der Unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Wesermarsch, der Bezirksregierung Weser-Ems, des Amtes für Agrarstruktur (AFA), des Landvolkverbandes, der Kreisjägerschaft sowie interessierte Bürger teil.

Desweiteren wurde regelmäßig ein „Runder Tisch“ mit Teilnehmern der Bezirksregierung, des Landkreises, des Landvolkverbandes, der Kreisjägerschaft, der Naturschutzverbände sowie Vertreter der vor Ort involvierten Landwirte und Jäger durchgeführt. In Rahmen dieses Arbeitskreises wurden die bisherigen Ergebnisse diskutiert und die aktuelle Vorgehensweise besprochen. Resultate dieses „Runden Tisches“ waren unter anderem die Intensivierung der Fuchsbejagung im Rahmen des geltenden Jagdrecht sowie die Anlage verschiedener Kunstbauten in Bezug auf das Prädatorenmanagement. Eine sehr wichtige aus diesem Arbeitskreis hervorgegangene Konsequenz waren die „Maßnahmen zur kükenfreundlichen Gruppe“. Diese insbesondere von den Vertretern der Landwirte mitgestaltete Modifikation der gängigen Praxis sieht eine Erneuerung der Entwässerungsgruppen im Herbst statt im Frühjahr vor. Durch die winterlichen Witterungseinflüsse sowie den Einsatz von Fräsen mit flacheren Profilen bzw. die manuelle Anlage von Ausstiegsstellen sollen die Gruppenufer für

Wiesenvogelküken entschärft werden. Der Erfolg dieses Konzeptes zeigte sich in den Folgejahren: es traten keine Verluste von Wiesenvogelküken in Entwässerungsgruppen mehr auf (siehe auch Kapitel 1).

Im kleinen Kreis (ca. 10 Personen) wurde jährlich ein Treffen mit der Jägerschaft vor Ort durchgeführt. Dabei waren in der Regel Vertreter der Unteren Naturschutzbehörde (Thomas Garden), der Forschungsgruppen (Dr. Tim Roßkamp, Sven Junker), des Landvolkverbandes (Ernst-August Abbenseth), der Kreisjägermeister Hans-Gerd Conze Wichmann sowie die Revierpächter bzw. deren Vertreter anwesend. Dieser kleine Kreis bot die Möglichkeit, die aktuelle Vorgehensweise für die kommende Brutsaison abzusprechen.

In der Brutsaison 2005 erfolgte seitens des Rüstringer Heimatbund ein Pilotversuch zur Einbeziehung von Schülern in den Gelegeschutz. Auf Flächen außerhalb der Untersuchungsgebiete des DBU-Projektes leitete Dr. Erika Meyer im Rahmen der „Wiesenvogel-AG“ der Südschule Nordenham die Gelegesuche und –markierung in Zusammenarbeit mit Dr. Tim Roßkamp. Die technischen Hilfsmittel für die Gelege- und Kükenkontrolle mittels Thermologger und Telemetrie wurden in Zusammenarbeit mit Sven Junker präsentiert. Ein abschließender Vortrag (Sven Junker) in der Südschule Nordenham rundete das Projekt ab.

Daneben wurde in Kooperation mit der Umweltstation Iffens zahlreiche Exkursionen mit Bürgern und Schulklassen in das Projektgebiet Stollhammer Wisch durchgeführt.

Das Wiesenvogelprojekt in der Stollhammer Wisch stieß auf großes Interesse bei den Medien. Unter anderem berichtete der NDR in seiner Sendung „Nordsee-Report“ am 25.04.2004 mit einem Filmbeitrag über den Gelegeschutz und das Forschungsprojekt. Eine ausführliche Reportage zum Projekt durch den freien Autor Claus-Peter Lieckfeld erschien in Natur + Kosmos (9/2004). Auch die Lokalpresse berichtete regelmäßig über die Fortschritte des Projektes.

6.4 Kooperationspartner

- Niedersächsisches Umweltministerium, Oberste Naturschutzbehörde, Bernd-Karl Hoffmann

Das Niedersächsische Umweltministerium stellte über die Bezirksregierung Weser-Ems Mittel zur Beschaffung der Sender zur Verfügung.

- Bezirksregierung Weser-Ems, Obere Naturschutzbehörde, Ingolf Faida, Otto Barna
Finanzielle Abwicklung der Finanzmittel für Sender, Bereitstellung von EDV-Datensätzen zum Vertragsnaturschutz in der Stollhammer Wisch. Nach Auflösung der

Bezirksregierung wurde diese Aufgabe vom NLWKN, Betriebsstelle Oldenburg-Brake, Talke Hinrichs-Fehrendt, übernommen.

- Landkreis Wesermarsch, Untere Naturschutzbehörde, Thomas Garden
Der Landkreis Wesermarsch organisierte und finanzierte die Gelegemarkierung und die Gelegeschutzprämien für die Landwirte und wird dies auch in nächster Zukunft fortführen.
- Büro für Biologie und Umweltplanung, Dr. Tim Roßkamp
Dr. Tim Roßkamp ist seitens des Landkreises Wesermarsch mit dem Gelegeschutz der Wiesenvögel in der gesamten Stollhammer Wisch beauftragt.
- Bio-Consult Osnabrück, Dr. Johannes Melter und Stefan Pfützke
Die Firma Bio-Consult führt im Auftrag des NLÖ (jetzt NLWKN) die Kartierung der Wiesenvogelbestände im Gesamtgebiet der Stollhammer Wisch durch.
- Regionaler Arbeitskreis zum Feuchtgrünlandschutzprogramm. Dieser regionale Arbeitskreis auf Ebene des Landkreis Wesermarsch setzt sich aus Vertretern der Oberen und Unteren Naturschutzbehörde, der Naturschutzverbände, der Landvolkverbände, der Jägerschaft sowie anderen interessierten Personen zusammen. Der Arbeitskreis setzt sich kritisch mit der praktischen Durchführung des Feuchtgrünlandschutzprogrammes auseinander. Leitung: Ernst-August Abbenseth
- Universität Groningen, Hans Schekkerman, Wolf Teunissen und Julia Schröder. Die Universität Groningen bearbeitet verschiedene Projekte zum Wiesenvogelschutz in den Niederlanden. Durch den regen Austausch mit diesen Arbeitgruppen konnte ein effektives Diskussionsforum geschaffen und ein Synergie-Effekt erzielt werden.
- Institut für Vogelforschung Wilhelmshaven, Prof. Dr. Franz Bairlein
Während des gesamten Projektverlaufs von ein regelmäßiger Erfahrungsaustausch mit Mitarbeitern des Instituts für Vogelforschung statt.
- Umweltstation Iffens, Dr. Wolfgang Meiners
Die Umweltstation Iffens fungierte als Stützpunkt für die Felduntersuchungen. Dabei ermöglichte die räumliche und technische Ausstattung der Station mit Labor und Werkstätten sowie Know-how und Arbeitskräften ein innovatives und effektives wissenschaftliches Arbeiten.

6.5 Expertengespräche

10.12.2002 im Hause der Bezirksregierung Weser-Ems

Erörterung der Effizienz der Wiesenvogelschutzmaßnahmen in der Stollhammer Wisch im Rahmen des Niedersächsischen Feuchtgrünlandschutzprogrammes.

Teilnehmer:

Bernd-Karl Hoffmann	Niedersächsisches Umweltministerium
Manfred Bohlen	Niedersächsisches Umweltministerium
Jürgen Rösemeier-Scheumann	Niedersächsisches Umweltministerium
Ingolf Faida	Bezirksregierung Weser-Ems
Otto Barna	Bezirksregierung Weser-Ems
Dirk Röckendorf	Bezirksregierung Weser-Ems
Thomas Garden	Landkreis Wesermarsch
Martin Stein	Landkreis Wesermarsch
Peter Südbeck	Staatliche Vogelschutzwarte, NLÖ
Prof. Dr. Rainer Ehrnsberger	Hochschule Vechta
PD Dr. Heinz Düttmann	Hochschule Vechta
Sven Junker	Hochschule Vechta
Dr. Johannes Melter	Bio-Consult Osnabrück
Dr. Tim Roßkamp	Büro für Biologie und Umweltplanung
Ernst-August Abbenseth	Regionaler Arbeitskreis
Dr. Wolfgang Meiners	BUND e.V.
Friedrich-Wilhelm Wegener	Nabu Kreisgruppe Wesermarsch
Peter Nottelmann	BSH
Hans-Gerd Conze-Wichmann	Kreisjägerschaft Wesermarsch

04.12.2003 im Hause der Bezirksregierung Weser-Ems

Erörterung der Effizienz der Wiesenvogelschutzmaßnahmen in der Stollhammer Wisch im Rahmen des Niedersächsischen Feuchtgrünlandschutzprogrammes.

Teilnehmer: wie in 2002; sowie zusätzlich Prof. Dr. F. Bairlein (Institut für Vogelforschung, Wilhelmshaven)

15.12.2004 im Hause der Bezirksregierung Weser-Ems

Erörterung der Effizienz der Wiesenvogelschutzmaßnahmen in der Stollhammer Wisch im Rahmen des Niedersächsischen Feuchtgrünlandschutzprogrammes.

Teilnehmer: wie in 2002

09.07.2004 Umweltstation Iffens

Moderiertes Expertengespräch zum Thema „Aktueller Stand und Perspektiven des Wiesenvogelschutzes in Norddeutschland“

Teilnehmer:

Prof. Dr. Jürgen Howe	Hochschule Vechta, Moderator
Dipl.-Ing Ingolf Faida	Bezirksregierung Weser-Ems, Dezernat Naturschutz
Dipl.-Ing Thomas Garden	Landkreis Wesermarsch, untere Naturschutzbehörde
Peter Nottelmann	Nabu Kreisgruppe Wesermarsch
Mathias Heckroth	Naturschutzverband Mellumrat
Prof. Dr. Czeslaw Blaszk	Vors. Beirat Nationalpark Warthemündung, Universität Posen
Ernst-August Abbenseth	Kreislandvolkverband Wesermarsch
Dedo Büsing	Sprecher der Landwirte in der Stollhammer Wisch
Dr. Wolfgang Meiners	Dipl.-Chemiker, Umweltstation Iffens
Dipl.-Biol. Sven Junker	Hochschule Vechta
PD Dr. Heinz Düttmann	Hochschule Vechta
Prof. Dr. Rainer Ehrnsberger	Hochschule Vechta

Im Rahmen dieses moderierten Expertengesprächs wurden eingangs die eingesetzten Methoden während einer Feldbegehung demonstriert und in einer Präsentation die aktuellen Zwischenergebnisse aufgezeigt. Die anschließende moderierte Diskussion schlug eine unbedingte Fortführung der Untersuchungen vor, da

- vergleichbare Untersuchungen noch nicht vorliegen
- populationsdynamische Prozesse noch zu wenig für die einzelnen Wiesenvogelarten bekannt sind
- langfristige klimabedingte Veränderungen berücksichtigt werden müssen
- noch nicht klar ist, ob der Faktor „Prädation“ nur eine lokale Einflussgröße ist oder aber auch in anderen Regionen und Lebensräumen eine Rolle spielt

- noch untersucht werden muss, welche Rolle alternative Beutetiere auf das Ausmaß der Prädation bei Wiesenvögeln haben
- geprüft werden muss, welchen Einfluss alternative Konzepte der Offenhaltung von Grünlandlebensräumen (z. B. mit Megaherbivoren) auf Wiesenvögel haben

Zudem wurde angeregt, die Untersuchung auf weitere Flächen auszuweisen, im Einzelnen:

- Inseln mit „normaler“ Prädation
- Inseln ohne Prädation durch Rotfuchs und Silbermöwen
- Feuchtwiesen mit einem höheren Bewirtschaftungsgrad
- Feuchtwiesen in semi-natürlichen Lebensräumen

Ein Ausbau der internationalen Kontakte wurde angestrebt. Niederländische Kollegen hatten ihre Mitarbeit bereits zugesagt. Dazu sollten die neusten Ergebnisse auf der Wiesenvogeltagung in Leeuwarden/Niederlande im November 2004 dargestellt und diskutiert werden. Mittelfristig sollte eine Fortführung des Forschungsprojektes auf internationaler Ebene insbesondere mit den beiden Nachbarländern Niederlande und Polen im Rahmen der Hanse Passage der Europäischen Union angestrebt werden. Die Zusammenarbeit mit Polen wurde durch die folgenden Umstände begünstigt:

- es liegen bereits Kooperationsverträge zwischen der Hochschule Vechta und der Universität Posen aus den Jahren 1989 und 1996 vor
- es wurden bereits gemeinsame große Projekte im Naturschutzbereich (Slonsk) durchgeführt
- Ehrnsberger ist Mitglied im Wiss. Beirat des Nationalparks „Warthemündung“
- Es liegen Kontakte und Kooperationen zur Vogelwarte Danzig vor.

Für die weitere Vorgehensweise wurde vorgeschlagen, dass je zwei Vertreter aus den Niederlanden (H. Schekkerman, W. Teunissen), Deutschland (H. Düttmann, R. Ehrnsberger) und Polen (C. Blaszak, L. Kuchinski) ein Sondierungsgespräch führen und einen Workshop vorbereiten. Möglicherweise kann dieser Workshop von der Neuen Hanse Interregio finanziert werden.

6.6 Organisation und Durchführung wissenschaftlicher Tagungen

04. – 05. 09. 2002

Hochschule Vechta

1. Deutsch-niederländisches Wiesenvogelsymposium „Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden“.

01. – 03. 03. 2006

Zentrum für Umweltkommunikation, Osnabrück

internationales Symposium „Ökologie und Schutz von Wiesenvögeln in Mitteleuropa“

Die Beiträge zu diesen Tagungen sind in Kapitel 7 aufgeführt.

6.7 Teilnahme an Tagungen

01. – 06. 10. 2003

Kinopark Zuckerfabrik, Halberstadt

Jahrestagung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft

17. – 18. 03. 2004

Landeslehrstätte für Naturschutz, Lebus

Expertentreffen „Wiesenvögel und Prädation“ des Landesumweltamtes Brandenburg

22. – 23. 11. 2004

Van Hall Institut Business Center, Leeuwarden/Niederlande

2. Deutsch – Niederländisches Wiesenvogelsymposium „Perspectives and Solutions for Farming with Meadow Birds“

14. – 16. 03. 2005

Schweizerische Vogelwarte, Sempach/Schweiz

Workshop „Artenförderung Kiebitz, Brachvogel & Bekassine in der Schweiz“

Die Beiträge zu diesen Tagungen sind in Kapitel 7 aufgeführt.

7 Wissenschaftliche Vorträge und Veröffentlichungen

7.1 Projektbezogene wissenschaftliche Vorträge und Workshops

04. – 05. 09. 2002

Hochschule Vechta

1. Deutsch-Niederländisches Wiesenvogelsymposium „Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden“

Vortrag „Telemetrische Untersuchungen zur Habitatnutzung und Kükenmortalität von Kiebitzen (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfen (*Limosa limosa*) in der Stollhammer Wisch (Niedersachsen)“

01. – 06. 10. 2003

Kinopark Zuckerfabrik, Halberstadt

Jahrestagung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft

Vortrag „Telemetrische Untersuchungen zur Habitatnutzung und Kükenmortalität von Kiebitzen (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfen (*Limosa limosa*) in der Stollhammer Wisch (Niedersachsen)“

15. 01. 2004

Museum am Schölerberg, Osnabrück

Jahreshauptversammlung des Naturwissenschaftlichen Vereins Osnabrück

Vortrag „Telemetrische Untersuchungen zur Habitatnutzung und Kükenmortalität von Kiebitzen (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfen (*Limosa limosa*) in der Stollhammer Wisch (Niedersachsen)“

17. – 18. 03. 2004

Landeslehrstätte für Naturschutz, Lebus

Expertentreffen „Wiesenvögel und Prädation“ des Landesumweltamtes Brandenburg

Vortrag „Einfluss von Landwirtschaft und Prädation auf die Reproduktion des Kiebitzes in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen)“

09. 07. 2004 Iffens

Workshop „Aktueller Stand und Perspektiven des Wiesenvogelschutzes in Norddeutschland“

Vortrag „Einfluss von Landwirtschaft und Prädation auf die Reproduktion des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) und der Uferschnepfe (*Limosa limosa*) in der Stollhammer Wisch.“

22. – 23. 11. 2004

Van Hall Institut Business Center, Leeuwarden/Niederlande

2. Deutsch-Niederländisches Wiesenvogelsymposium „Perspectives and Solutions for Farming with Meadow Birds“

Vortrag "Influence of agricultural practice and predation on the fledging success of the Lapwing (*Vanellus vanellus*) in the Stollhammer Wisch (District Wesermarsch, Lower Saxony).“

14. – 16. 03. 2005

Schweizerische Vogelwarte, Sempach/Schweiz

Workshop „Artenförderung Kiebitz, Brachvogel & Bekassine in der Schweiz“

Vortrag „Hightech auf dem Großen Schmeerpott: Untersuchungen zum Reproduktionserfolg vom Kiebitz in der Stollhammer Wisch“.

01. – 03. 03. 2006

Zentrum für Umweltkommunikation, Osnabrück

Internationales Symposium „Ökologie und Schutz von Wiesenvögeln in Mitteleuropa“

Vortrag „Gelege- und Kükenverluste beim Kiebitz (*Vanellus vanellus*) auf unterschiedlich gemanagten Grünlandflächen in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch) – Ergebnisse einer Langzeitstudie.“

Vortrag „Nist- und Kükenhabitate beim Kiebitz (*Vanellus vanellus*) – welche Parameter sind relevant?“

7.2 Veröffentlichungen zum Projekt

Düttmann, H., Ehrnsberger, R. & Faida, I. (Herausgeber) (2002): Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden. Abstracts. Vechtaer Fachdidaktische Forschungen und Berichte, Sonderband, Heft 7, 101 Seiten, Vechta

Junker, S., Krawczynski, R., Ehrnsberger, R., & Düttmann, H. (2002): Telemetrische Untersuchungen zur Habitatnutzung und Kükenmortalität von Kiebitzen (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfen (*Limosa limosa*) in der Stollhammer Wisch (Niedersachsen). Vechtaer Fachdidaktische Forschung und Berichte, Sonderband, 7, 40-41.

Faida, I., Düttmann, H., & Ehrnsberger, R. (2003): Evaluation zum Symposium „Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden“. 88 Seiten, Verlag Druckerei Runge, Cloppenburg.

Junker, S., Ehrnsberger, R., & Düttmann, H. (2004): Gelegeüberwachung bei Wiesenvögeln mittels digitaler Videotechnik. Vogelwarte, **42**, 373.

Junker, S., Ehrnsberger, R., & Düttmann, H. (2004): Telemetrische Untersuchungen zur Habitatnutzung und Kükenmortalität von Kiebitzen (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfen (*Limosa limosa*) in der Stollhammer Wisch (Niedersachsen). Vogelwarte, **42**, 244-245.

Junker, S., Krawczynski, R., Ehrnsberger, R., & Düttmann, H. (2004): Habitat use and chick mortality of radio-tagged Lapwing *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwits *Limosa limosa* in the Stollhammer Wisch, Lower Saxony. Wader Study Group Bulletin, **103**, 14

Junker, S., Ehrnsberger, R., & Düttmann, H. (2005): Einfluss von Landwirtschaft und Prädation auf die Reproduktion des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen). Vogelwelt, **126**, 370-372.

Junker, S. & Ehrnsberger, R. (2006): Einfluss von landwirtschaftlicher Nutzung und Prädation auf den Reproduktionserfolg des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen). S. 35-37 in: Postma, J., Weterings, S. & Fortuin, G.R. (Herausgeber) Evaluation zum Symposium „Perspektiven und Lösungsansätze für

Landwirtschaft und Naturschutz in Wiesenvogelgebieten”, Van Hall Larenstein Training & Consultancy, Leeuwarden.

Düttmann, H. (2006): Das Wiesenvogel-Symposium in Vechta 2002: Ergebnisse und offene Fragen. S. 21-25 in: Postma, J., Weterings, S. & Fortuin, G.R. (Herausgeber) Evaluation zum Symposium “Perspektiven und Lösungsansätze für Landwirtschaft und Naturschutz in Wiesenvogelgebieten”, Van Hall Larenstein Training & Consultancy, Leeuwarden.

Düttmann, H., Ehrnsberger, R. & Akkermann, R. (Herausgeber) (2006): Ökologie und Schutz von Wiesenvögeln in Mitteleuropa – Abstracts. Vechtaer Fachdidaktische Forschungen und Berichte **13**, 98 Seiten, Vechta.

Junker, S., Düttmann, H. & Ehrnsberger, R. (2006): Hatching success and chick survival of Lapwings (*Vanellus vanellus*) breeding in grasslands with different agricultural management – results of a long-term study in the Stollhammer Wisch (Wesermarsch district, Lower Saxony). Vechtaer Fachdidaktische Forschungen und Berichte **13**, 25.

Junker, S., Düttmann, H. & Ehrnsberger, R. (2006): Habitat selection in Lapwings (*Vanellus vanellus*) – which factors are relevant for breeding birds and chicks? Vechtaer Fachdidaktische Forschungen und Berichte **13**, 40 (82).

Junker, S., Ehrnsberger, R., & Düttmann, H. (in Vorbereitung): Hatching success and chick survival of Lapwings (*Vanellus vanellus*) in grasslands with different management regimes in Northern Lower Saxony, Germany. *Journal of Applied Ecology*

7.3 Poster zum Projekt

01. – 06. 10. 2003 Jahrestagung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft in Halberstadt
Poster: Gelegetüberwachung bei Wiesenvögeln mittels digitaler Videotechnik.

8 Konsequenzen für den Wiesenvogelschutz

Alle Maßnahmen zum Wiesenvogelschutz außerhalb festgesetzter Schutzgebiete können nur in Zusammenarbeit mit den Flächenbesitzern bzw. ihren Bewirtschaftern erfolgreich sein. Eine gut organisierte Öffentlichkeitsarbeit ist aus diesem Grund essentiell für ein erfolgreiches Schutzkonzept. Im Rahmen dieser Studie konnten verschiedene Erfolge durch ein regelmäßiges Zusammenkommen aller Beteiligten am „Runden Tisch“ erzielt werden. Gerade der Gemeinschaftsgedanke, der eine tragende Säule im Konzept des Wiesenvogelprojektes „Stollhammer Wisch“ war und dieses Projekt auch so einzigartig macht, sollte in anderen Naturschutzprojekten mehr Beachtung finden.

8.1 Landwirtschaftliche Empfehlungen

Für den angewandten Naturschutz stellt sich zunächst die Frage, wie die Gestaltung und Bewirtschaftung von Grünlandstandorte aussehen müssen, um für die Ansiedlung und Reproduktion von Uferschnepfen und Kiebitzen ideale Bedingungen zu bieten. Die Ergebnisse aus Kapitel 3 und 4 zeigen, dass zwischen Altvögeln und Küken beider Arten unterschiedliche Habitatansprüche bestehen. Noch größer sind diese Unterschiede zwischen den Arten selbst.

Aufgrund dieser Unterschiede ist es notwendig, Wiesenvogelgebiete so zu bewirtschaften, dass sie den Ansprüchen möglichst vieler Arten gerecht werden. Dies ist allerdings nur bei entsprechender Gebietskulisse möglich. Bei kleineren Grünlandgebieten wird man sich schon aus populationsbiologischer Sicht auf bestimmte Zielarten festlegen müssen. Um in größeren Wiesenvogelgebieten möglichst vielen Brutvogelarten in ausreichender Populationsstärke Lebensraum zu bieten, ist nach niederländischem Vorbild die sogenannte „Mosaikbewirtschaftung“ von Vorteil. Sie propagiert die Umsetzung einer möglichst diversen Grünlandnutzung, so dass ein vielfältiges Nutzungsmosaik aus Wiesen, Weiden und Mähweiden entsteht.

8.1.1 Weidevieh

In der vorliegenden Studie wurden landwirtschaftlich bedingte Verluste von Gelegen und Küken vor allem durch Viehtritt verursacht. Diese Verluste können durch eine Reduzierung der Weideviehdichte minimiert werden (siehe Beintema & Müskens 1987). Jedoch sind die derzeit praktizierten Bestimmungen in vielen Naturschutzgebieten und Flächen mit Bewirtschaftungsverträgen oft unzureichend, da das Beweidungssystem nicht optimal

berücksichtigt wird. So werden beispielsweise Milchkühe und Pferde in Bezug auf die Beweidungsdichte gleich gesetzt, obwohl letztere höhere Verlusten verursachen (diese Studie). Noch extremer fällt der Vergleich von Milchkühen und Jungrindern aus: Bereits Beintema & Müskens (1987) stellten in einer aufwendigen niederländischen Untersuchung fest, dass Jungrinder bei gleicher Dichte deutlich höhere Gelegeverluste verursachen als Milchkühe. Die Verwendung sogenannter Großvieheinheiten (GVE) bei der Festsetzung von Weideviehdichten in Wiesenvogelgebieten wird deshalb den wissenschaftlichen Erkenntnissen nicht gerecht. Sie legt fest, dass eine GVE u. a. eine Milchkuh bzw. ein Pferd, aber nur 0,3 Jungrinder beinhaltet.

Zusätzlich sollte die Weideviehdichte den realen Gegebenheiten vor Ort angepasst sein. Überstaute und sehr nasse Grünlandflächen werden vom Weidevieh besonders zu Beginn der Brutsaison bzw. der Beweidung gemieden. Damit erhöht sich der Weidedruck auf die verbliebenen weniger feuchten Bereiche, in denen sich häufig auch die Wiesenvogelgelege befinden.

Treten Wiesenvogelgelege auf konventionell bewirtschafteten Flächen mit hoher Weideviehdichte auf, so besteht die Möglichkeit diese durch Gelegekörbe zu schützen. Neben dem zeitlichen und personellen Aufwand für die Gelegesuche spielt die Weideviehart eine entscheidende Rolle für den Erfolg dieser Schutzmaßnahme. Gute Ergebnisse mit Gelegekörben konnten bei Schafen, Jungrindern, Milchkühen und Ochsen erzielt werden. Bei Bullen- oder Pferdebeweidung war diese Form der Gelegesicherung meist erfolglos. Die Körbe wurden selbst bei stabiler Fertigung zerstört. Im Falle der Pferdebeweidung besteht darüber hinaus für die Weidetiere ein nicht unerhebliches Verletzungsrisiko.

8.1.2 Maschinelle Flächenbearbeitung

a) Frühjahrsbearbeitung

Obwohl Gelegeverluste durch die maschinelle Flächenbearbeitung in der vorliegenden Studie kaum auftraten, sind sie auf konventionell bewirtschafteten Grünlandflächen von z. T. erheblicher Bedeutung (vgl. Melter & Südbeck 2004, Oertzen et al. 2006). Eine große Gefahr geht vor allem vom Schleppen/Walzen aber auch von der Gülledüngung im zeitigen Frühjahr aus. Das Schleppen bzw. Walzen kann im Extremfall zur Zerstörung aller Erstgelege führen (Beintema et al. 1995, Melter & Südbeck 2004). Deshalb sollte die landwirtschaftliche Frühjahrsbearbeitung der Flächen auf die Zeit vor der Legeperiode der Wiesenvögel beschränkt sein. Alternativ können Wiesenvogelgelege auch markiert und bei der Flächenbearbeitung ausgespart werden. Nach bisherigen Erkenntnissen ist der individuelle

Schutz der Wiesenvogelgelege durch Markierung eine zwar zeitaufwändige, jedoch äußerst effektive Schutzmaßnahme, insbesondere auf konventionell bearbeiteten Flächen.

Während die Ausbringung von Gülle mittels Pralltellern in der Regel nicht zu Gelegeverlusten führt, geht von der immer populärer werdenden Schleppschlauchmethode eine erhebliche Gefährdung für Wiesenvogelgelege aus: Die Schleppschläuche berühren den Boden flächendeckend und können dadurch hohe Gelegeverluste verursachen. Diese Gefährdung besteht insbesondere dann, wenn ein stationärer Behälter mittels eines Versorgungsschleppschlauches mit dem ausbringenden Traktor verbunden ist. Als Schutzmaßnahmen können Drahtbügel (Abweiser) eingesetzt werden, welche, über das Gelege gestellt, den Schlauch beim Überrollen anheben. Der Einsatz dieser Abweiser ist allerdings analog zu den Gelegeschutzkörben, zeitlich und personell mit erheblichem Aufwand verbunden.

b) Mahd

Auch die erste Mahd kann bei spät brütenden Wiesenvogelarten, wie Uferschnepfe und Rotschenkel, zu Gelege- und Kükenverlusten führen. Diese können vermieden werden, wenn Flächen mit Vorkommen dieser Arten erst ab dem 15.06. eines Jahres erstmals gemäht werden dürfen (vgl. Beintema & Müskens 1987, Schekkerman & Müskens 2001, Schekkerman 2004). Allerdings ist gerade bei großflächigen Wiesenvogelgebieten mit Brutvorkommen verschiedener Limikolenarten eine starre Regelung der Mahdtermine von Nachteil. So werden früh gemähte Flächen besonders von Kiebitzen für die Produktion von Nachgelegen und die Kükenaufzucht aufgesucht. Optimal sind Lösungen zur Terminierung der Mahd, die eine flexible Handhabung erlauben. Dies bedeutet konkret, dass der Schnittzeitpunkt an der Präsenz/Abwesenheit von Gelegen und Küken festgemacht wird. Unbesiedelte Flächen können entsprechend früher gemäht werden. Ein solches Konzept verlangt allerdings einen gewissen Betreuungsaufwand.

In Grünlandflächen, in denen eine späte Mahd aus betriebswirtschaftlichen Gründen nicht möglich ist, lassen sich Uferschnepfen- und Rotschenkelküken dennoch durch die Anlage von 3 – 5 m breiten Fluchtstreifen in gewissem Umfang schützen. Diese Grasstreifen werden bei der ersten Mahd entlang von Gräben und Flurstücksgrenzen belassen. Durch eine angepasste Mähweise (bahnenweise oder von innen nach außen; siehe unten) gelingt es den Küken in diese Streifen flüchten und sie anschließend für längere Zeit zur Nahrungssuche zu nutzen (Schekkerman & Müskens 2001, Junker et al. 2003). Die Fluchtstreifen können schließlich bei der 2. Mahd mit abgemäht werden. Das Material kann bei einem passenden Futterkonzept

(beispielsweise bei Zufütterung von Heu) noch im landwirtschaftlichen Betrieb verwertet werden.

Auch eine angepasste Mähweise kann die Überlebensrate von Wiesenvogelküken erhöhen. Ein Mähen von innen nach außen oder auch bahnenweise treibt Wiesenvogelküken vor dem Mähwerk weg in sichere Gräben bzw. belassene Fluchstreifen. Unterstützend wirken hier niedrige Arbeitsgeschwindigkeiten und geringe Mähwerksbreiten.

8.1.3 Düngung

Auch die Düngung kann, je nach Art und Menge des Düngers, Einfluss auf die Habitatwahl von Kiebitz und Uferschnepfe haben. Auf nährstoffreichen Kleiböden, wie sie im Untersuchungsgebiet der Stollhammer Wisch zu finden sind, hat die aufgetragene Menge des Düngers deutlichen Einfluss auf die Färbung und das Wachstum der Vegetation. Aufgrund des Stickstoffeintrages aus der Luft dürfte zudem selbst dann ein Düngeeffekt vorhanden sein, wenn keine Applikation organischer oder anorganischer Düngemittel erfolgt.

Besonders die Art des Düngers scheint Einfluss auf das Ansiedlungsverhalten von Kiebitzen und Uferschnepfen zu nehmen. So führte in der Stollhammer Wisch die Frühjahrsdüngung mit Feststoffen (Stallmist) mehrfach in der Folge zu Ansiedlungen von Kiebitzen und Uferschnepfen (Roßkamp 2005, Pape et al. 2005).

8.1.4 Entwässerungsgräben und -gruppen

Steilwandige Entwässerungsgräben können bei nur geringer Wasserführung zu tödlichen Kükenfallen werden. Dies bestätigte sich in der vorliegenden Studie mehrfach durch entsprechende Telemetrie-Ergebnisse. Eine Lösung dieses Problems konnte im Rahmen dieses Projekt in Zusammenarbeit mit der Landwirtschaft vor Ort erfolgreich erarbeitet werden. So reduzierte sich die Zahl der in Gruppen und Gräben umgekommenen Küken nach Abflachung der Uferprofile und Verlagerung der Graben-Unterhaltungsarbeiten in den Herbst auf Null.

8.2 Wassermanagement

Zur Steigerung der Attraktivität von Grünländern für bodenbrütende Limikolen kann das Anheben von Grabenwasserständen bzw. die Wiedervernässung der Flächen ein wichtiges Instrument sein. In Übereinstimmung mit anderen Arbeiten waren Bestandsanstiege von

Kiebitz und Uferschnepfe ausschließlich in einem wiedervernässten Teilgebiet der Stollhammer Wisch zu beobachten (vgl. Akkermann et al. 2004, Boschert 1999). In Bezug auf das Wassermanagement ist besonderes Augenmerk auf winterliche Überstauungen zu richten. Diese sollten nur partiell und zeitlich begrenzt erfolgen. Werden lang andauernde, flächendeckende Überstauungen vorgenommen, so können sich diese in zweierlei Hinsicht negativ auswirken: Erstens wird durch solche Überstauung das Bodenleben abgetötet, was möglicherweise zu einer deutlichen Nahrungsverknappung führt. Zweitens werden durch die Überstauung auch die Hauptbeutetiere (Feld- und Erdmaus) der meisten im Grünland lebenden Prädatoren getötet. Dies könnte unter Umständen den Prädationsdruck auf Gelege und Küken der Wiesenvögel erhöhen, da (wieder) einwandernde Prädatoren gezwungen sind auf diese Beuteorganismen auszuweichen (vgl. Kapitel 1)

8.3 Prädatorenmanagement

In der vorliegenden Studie war Prädation der Hauptgrund für Gelege- und Kükenverluste, und somit der wichtigste Parameter für den Reproduktionserfolg. Prädation führte in einem Untersuchungsjahr sogar zu einem deutlich unzureichenden Reproduktionserfolg. Aus diesem Grund stellt sich die Frage, ob und wie man mit diesem Problem umgehen sollte.

Die bisher vorliegenden Untersuchungen aus den Niederlanden, Großbritannien und Deutschland zeigen sehr deutlich, dass das Ausmaß der Prädation von Wiesenvogelgelegen und -küken räumlich stark variiert. Gleiches gilt für die beteiligten Prädatoren (vgl. Faida et al. 2003, Teunissen & Schekkerman 2006). Aus diesem Grund ist in der Praxis zunächst in jedem Einzelfall zu klären, ob Prädation im betreffenden Gebiet überhaupt eine Gefährdung für die dort siedelnden Wiesenvögel darstellt. Dies lässt sich im Falle der Gelege über entsprechende Kontrollen leicht realisieren. So sind prädationsbedingte Verluste leicht von denen durch die Landwirtschaft verursachten Verlusten zu unterscheiden (vgl. Bellebaum & Boschert 2003). Im Falle der Kükenmortalität und ihrer Verursachung gestaltet sich die Beweisführung schon aufgrund ihrer hohen Mobilität deutlich schwieriger. Hier sind zunächst die Reproduktionsraten auf herkömmliche Weise durch Beobachtung zu ermitteln. Diese Ergebnisse weichen von den durch Telemetrie erzielten Resultaten kaum ab. Bei ausreichendem Bruterfolg erübrigt sich die Aufstellung von Prädations-Managementprogrammen. Sollten die Prädationsverluste über mehrere Jahre hinweg so hoch sein, dass kein ausreichender Bruterfolg erzielt wird, so ist zu überprüfen, welche(r) Prädator(en) hauptverantwortlich für die Verluste ist/sind. Ohne diese Kenntnisse laufen Programme zur Minimierung prädationsbedingter Gelege- und Kükenverluste ins Leere

(Schekkerman mündl. Mitt.). In der Stollhammer Wisch wurden zur Identifizierung der Gelegeprädatoren sowohl Thermologger als auch Infrarot-Videokameras eingesetzt. Dabei stellte sich die Thermologger-Methode als die ökonomischere heraus. Die Geräte sind preisgünstig zu beschaffen, der Arbeitsaufwand ist gering und die Ergebnisse sind hinreichend genau, solange es um die Differenzierung der Prädatoren in nacht- und tagaktive Vertreter geht. In Verbindung mit Spuren an den ausgeraubten Gelegen lässt sich in vielen Fällen sogar der Prädatör selbst identifizieren. Die bisherigen Untersuchungen (inkl. Stollhammer Wisch) zeigen, dass überall dort wo hohe prädatationsbedingte Gelegeverluste auftraten, diese in erster Linie von Raubsäugern verursacht wurden (vgl. Kapitel 1, Brandsma 2002, Blühdorn 2004, Teunissen & Schekkerman 2006). Zu Kükenverlusten durch Prädation liegen bislang nur wenige Untersuchungsergebnisse vor. Sie zeigen, dass der Einfluss einzelner Prädatorenarten offensichtlich regional höchst unterschiedlich ist. Allerdings scheinen Vögel als Kükenprädatoren eine bedeutendere Rolle zu spielen als Raubsäuger (vgl. Kapitel 1, 2; Schekkerman & Teunissen 2006). Interessanterweise sind allerdings nicht Rabenvögel wie Elster (*Pica pica*) und Rabenkrähe (*Corvus c. corone*) für die meisten Verluste verantwortlich, sondern je nach Untersuchungsgebiet Greifvögel, Möwen und Graureiher (*Ardea cinerea*) (vgl. Kapitel 1; Schekkerman & Teunissen 2006). Aufgrund der starken regionalen Unterschiede im Umfang der Prädation von Wiesenvogelküken und -gelegen sowie den beteiligten Prädatoren lässt sich daraus in Bezug auf ein Prädatorenmanagement nur folgende Schlussfolgerung ziehen: Lösungen bei örtlich nachgewiesenen Prädationsproblemen in Wiesenvogelschutzgebieten können auch nur auf lokaler Ebene gefunden werden. Die Initiierung landesweit gültiger Aktionspläne wird nach vorliegenden Erkenntnissen den Problemen vor Ort häufig nicht gerecht.

In Bezug auf die Reduzierung von Prädationsereignissen bieten sich verschiedene Möglichkeiten an, die nachfolgend dargestellt werden sollen:

a) Habitatsteuernde Maßnahmen

Falls eine Interaktion zwischen Habitatwandel und Prädation für den Rückgang der meisten Wiesenvogelarten verantwortlich ist, sind als Lösungsansatz zur Verringerung des Prädationseinflusses eine Reduzierung der Prädatoren und/oder Maßnahmen zur Habitatveränderung denkbar. Evans (2004) zeigte, dass eine passende Lösung von der funktionalen Gesamtantwort eines Prädators zur steigenden Beutedichte abhängig ist. Diese Räuber-Beute-Dynamiken sind allerdings für Wiesenvögel und ihre Prädatoren bislang nicht untersucht. Habitatsteuernde Maßnahmen sind nach Evans (2004) insbesondere dann sinnvoll, wenn die Räuber-Beute-Dynamik der Typ-II-Antwort nach Holling (1959, 1965) entspricht.

Diese beschreibt eine Situation, in der die Prädationsrate zunächst mit Zunahme der Beutedichte ansteigt, dann jedoch einen Sättigungswert erreicht (Holling 1959, 1965). In einer solchen Situation kann die permanente Entnahme von Prädatoren durch lokale Tötung zu einer niedrigeren Prädatorendichte führen. Allerdings können diese Abnahmen durch neu Einwanderung oder eine gesteigerte Reproduktivität mehr oder weniger zügig ausgeglichen werden (siehe Frey et al. 2003, Reynolds 2000, Côté & Sutherland 1997). Aus diesem Grund können habitatsteuernde Maßnahmen mehr Erfolg haben als die Kontrolle der maßgeblichen Prädatoren (Evans 2004).

Mit Blick auf den Wiesenvogelschutz gibt es einige Hinweise, dass durch die Offenhaltung der Landschaft (Entfernung von Hecken, einzelstehender Bäume und Hegebüschen) der Einfluss einiger Greifvögel, beispielsweise des Mäusebussards, stark reduziert werden kann. Unter anderem demonstrierte Widén (1994) überzeugend, dass die Nutzung offener Landschaften bei Mäusebussarden (*Buteo buteo*) und möglicherweise auch bei einigen Eulen, vom Vorhandensein von Ansitzwarten abhängig ist.

Habitatsteuernde Maßnahmen können aber möglicherweise bei sehr anpassungsfähigen Prädatoren, wie etwa dem Rotfuchs, an Grenzen gelangen. So wurde häufig behauptet, dass eine großflächige Wiedervernässung von Grünland in Kombination mit einer langandauernden winterlichen Überstauung das Prädationsrisiko für Gelege und Küken aufgrund von Nahrungsknappheit und fehlender Möglichkeit, Bauten anzulegen, minimieren würde. Dies steht allerdings im Widerspruch zu Befunden aus der Praxis: Selbst in von Gräben umschlossenen, großen Grünlandgebieten mit hohem Wasserspiegel verursachten Rotfüchse hohe Gelege- und Kükenverluste bei Wiesenvögeln (Brandsma 2002, 2004). Wie ist dieser Befund zu erklären? Erstens wird durch Wiedervernässung von Grünlandflächen nicht unbedingt ein Nahrungsengpass für Rotfüchse erreicht. Potentielle Beutetierarten wie Bisam (*Ondatra zibethicus*) und diverse Gründelentenarten (*Anas spec.*), steigen sogar im Bestand an (Akkermann et al. 2004, Seitz 2001). Aus diesem Grund sind wiedervernässte Flächen für Füchse und andere Raubsäuger weiterhin interessant, vor allem dann, wenn andere Habitate aufgrund hoher Populationsdichten und Territorialität nicht zur Verfügung stehen. Sollten lang andauernde Überstauungen darüber hinaus die Populationsdichte von Wühlmäusen merklich herabsetzen, was wahrscheinlich ist (vgl. Kempf 2005, Jacobs 2003), bringt dies die Wiesenlimikolen möglicherweise aus zwei Gründen in ernste Schwierigkeiten: Erstens werden die vorhandenen Prädatoren auf alternative Beute zurückgreifen, in diesem Fall die Gelege und Küken von Wiesenvögeln. Und zweitens reduzieren lang anhaltende

Überstauungen die Biomasse der Makroinvertebraten im Boden, welche die wichtigste Nahrungsquelle für adulte Limikolen darstellen (Ausden et al. 2001).

Gerade Rotfüchse besiedeln seit einigen Jahren erfolgreich Gebiete, in denen sie vor ca. 30 Jahren nicht vorkamen. Dazu gehört auch die Stollhammer Wisch. Eigentlich ist es ihm hier aufgrund des schweren Kleibodens und des hohen Grundwasserspiegels nicht möglich Bauten im Gelände anzulegen. Tatsächlich nutzt er deshalb leer stehende Häuser, Rundballenlager auf Grünland, Brückenfundamente aus Sand und andere vom Menschen geschaffene Strukturen. Im Sinne des Wiesenvogelschutzes wäre eine Entfernung dieser Strukturen erforderlich, doch stößt man hier schnell an Grenzen der Umsetzbarkeit. So können etwa unter Denkmalschutz stehende Warften, die derzeit leer stehen, nicht einfach einplaniert werden.

b) Prädatorenreduzierung

Nach Evans (2004) kann die Reduzierung eines Prädators dann eine kosten-effektive Maßnahme sein, wenn sein Einfluss auf die entsprechende Zielart einer sogenannten Typ-III-Antwort nach Holling (1965) folgt. Ist dies der Fall, so können Prädatoren ihre Beute lokal begrenzt auf niedrigem Niveau halten. Verringert sich jedoch der Prädationsdruck auch nur temporär, so gelangen die Beutetiere zu hohen Populationsdichten, da die Prädationsrate bei hohen Beutedichten im Typ-III-Modell umgekehrt proportional ist (Sinclair et al. 1998). Räuber-Beute-Dynamiken, die dem Typ III nach Holling (1965) entsprechen, sind inzwischen für mehrere Prädatorenarten nachgewiesen, die einen Präferenzwechsel zwischen zwei Beuteobjekten vollführen (Schenk & Bacher 2002, Baalen et al. 2001, Murdoch & Oaten 1975).

Die bisherigen Erfahrungen mit letalen Prädatorenkontrollen sind im Hinblick auf ihre Effektivität uneinheitlich. Dies gilt sowohl für die Auswirkungen auf die bejagten Prädatoren selbst als auch für ihre Beutetiere. Im Folgenden sollen die Effekte solcher Prädatorenkontrollen auf ihre Beutetiere kurz beleuchtet werden: Die Reduzierung von Rotfuchs- und Rabenkrähenbeständen in verschiedenen englischen Niederungsgebieten führte über 8 Jahre hinweg weder zu einer Steigerung der Schlupf- noch der Kükenüberlebensraten beim Kiebitz (Schekkerman, mündl. Mitt.). Erklärbar wird dieses Ergebnis vor allem dadurch, dass keine ausreichenden Vorkenntnisse zur Dichte einzelner Prädatorenarten und ihrer Einflussnahme auf den Reproduktionserfolg des Kiebitzes gewonnen wurden. In anderen gut dokumentierten Untersuchungen führte die Reduzierung von Prädatoren zwar zu einer Steigerung des Bruterfolgs von Zielarten, allerdings nicht zu einer Zunahme des

Brutbestandes im darauffolgenden Jahr (siehe Übersicht bei Côté & Sutherland 1997). Schließlich und endlich gibt es auch einige wenige Beispiele für eine erfolgreiche Prädatorenreduktion, die in der Folge zu deutlich höheren Reproduktionsraten und steigenden Brutbeständen führte. So stellte Brandsma (2002, 2004) in umfangreichen, mehrjährigen Untersuchungen im niederländischen Wiesenvogelgebiet Giethoorn-Wanneperveen fest, dass die anhaltenden Bestandsrückgänge bei zahlreichen Wiesenvogelarten vornehmlich auf Prädationsverluste durch den Rotfuchs zurückgingen. Die daraufhin durchgeführte Bekämpfung des Rotfuchses führte in jüngster Zeit zu deutlich höheren Reproduktionserfolgen und wieder steigenden Brutbeständen (2005). Ein ähnliches Ergebnis wird in Bezug auf die Großtrappe (*Otis tarda*) aus West-Ungarn berichtet. Hier hat die intensive Rotfuchsbekämpfung nach einer Zunahme der Reproduktionsrate auch zu einer Erholung des Brutbestandes geführt (Faragó et al. 2001). Die genannten Beispiele machen deutlich, dass erfolgreiche Artenschutzmaßnahmen mittels Prädatorenkontrolle einer intensiven Vorbereitung und der Kenntnis lokaler Räuber-Beute-Beziehungen bedürfen. In Fällen etwa, in denen die durch Bekämpfung freigewordene Nische von anderen Prädatorenarten gefüllt wird, kann kein positiver Effekt auf die Beutetiere erwartet werden (siehe Côté & Sutherland 1997).

Nicht-letale Möglichkeiten der Prädatorenkontrolle umfassen die Ausgrenzung von Prädatoren mittels Abzäunungen, ihre Vergrämung durch unterschiedliche Repellentien und die chemische Fortpflanzungshemmung. Viele dieser Methoden befinden sich noch im Stadium der Erprobung bzw. bedürfen wie im Falle der chemischen Fortpflanzungshemmung einer intensiven Diskussion. Die Ausgrenzung von Prädatoren mittels Abzäunungen ist ferner zeit- und arbeitsintensiv und kann darüber hinaus auch zu einer Behinderung von anderen Nicht-Zielarten führen (siehe auch Langgemach & Bellebaum 2005).

8.4 Forschungsbedarf

Im Rahmen der vorliegenden Studie konnten viele Fragestellungen geklärt werden. Jedoch wirft bekanntlich jede gelöste Frage viele neue Fragen auf. Einige dieser Fragestellungen sollen im Folgenden kurz erläutert werden.

Im Verlauf der vorliegenden Studie ließ sich auf korrelativem Wege eine Beziehung zwischen dem Reproduktionserfolg von Wiesenvögeln und der Dichte von Wühlmauspopulationen ermitteln. Eine solche Beziehung wurde auch bereits von anderen Forschungsgruppen vermutet (Beintema et al. 1987, Köster & Bruns 2001). Leider liegt unseren Daten das Manko zugrunde, dass ornithologische und säugetierbiologische Daten zwar aus dem gleichen Naturraum nicht aber aus dem gleichen Untersuchungsgebiet stammen. Vor diesem Hintergrund wäre dringend eine weitere Studie, die sich diesem Thema in ein und demselben Gebiet widmet, dringend von Nöten. Gerade in Bezug auf die Bedeutung der Wühlmause für den Reproduktionserfolg von Wiesenlimikolen herrscht in der Fachwelt nach wie vor große Uneinigkeit. Zahlreiche Wissenschaftler propagieren für Grünlandgebiete lang anhaltende winterliche Überstauungen, um die dort siedelnden Wühlmause abzutöten bzw. zur Abwanderung zu zwingen. Gleiches gilt auch für die dort siedelnden Prädatoren, wie Hermelin und Rotfuchs. Nach Beendigung der Überstauungen hofft man, dass die Prädatoren die ehemals überschwemmten Grünländer aufgrund von Nahrungsmangel (hier: fehlende Wühlmause) meiden. Ob dies tatsächlich so zutrifft, wird kontrovers diskutiert. Denkbar ist auch ein Szenario, dass zurückkehrende Prädatoren nicht mehr genügend Wühlmause vorfinden und deshalb verstärkt Gelege und Küken von Wiesenvögeln fressen (s. o.). Vor diesem Hintergrund fehlt dringend ein Forschungsansatz, der sich ökosystemar mit den Folgen eines solchen Wassermanagements auf Wühlmause, Prädatoren und Wiesenvogel auseinandersetzt. Dies gilt umso mehr, wenn man bedenkt, dass inzwischen fast alle großflächigen Wiesenvogel-Schutzgebiete in Norddeutschland (z.B. Dümmer, Flumm-Fehntjer-Tief, Wümme-Niederung) in dieser Weise gemanagt werden.

Zahlreiche Studien belegen sinkende Populationszahlen für fast alle Wiesenvogelarten Mitteleuropas. Den vielen sogenannten sink-Gebieten stehen offenbar nur wenige source-Gebiete mit ansteigenden Populationen gegenüber. Steigende Populationen werden in den letzten Jahren insbesondere von Nordseeinseln berichtet (Schröder et al. 2006, Thyen & Exo 2006). Hier stellt sich die Frage nach den Ursachen dieser unterschiedlichen Bestandsentwicklungen. Bislang fehlen vergleichende populationsökologische Untersuchungen zwischen Insel-, Küsten- und Binnenlandhabitaten. Wenig bekannt ist darüber hinaus auch über die Austauschprozesse zwischen einzelnen Brutvogelpopulationen.

Ergebnisse können hier nur detaillierte Populationsstudien bringen, in denen nicht nur die Küken sondern auch die Altvögel individuell markiert werden.

Zusätzlich bieten sich vergleichende Populationsstudien zwischen Agrarlebensräumen und weitgehend natürlichen Habitaten an. Solche Lebensräume sind noch in einigen Teilen Osteuropas und Skandinaviens zu finden. Aufgrund der Osterweiterung der Europäischen Gemeinschaft ließen sich solche Untersuchungen in Forschungs Kooperation mit polnischen Wissenschaftlern u. a. in Ostpolen durchführen.

8.5 Literatur

Akkermann, M., E. Tewes, W. Briem, A. Noack & H. Düttmann (2004): Effects of road construction and traffic on grassland birds and compensation – initial results of an on-going research project. *Wader Study Group Bull.* **103**, 18-19.

Ausden, M., W.J. Sutherland & R. James (2001): The effects of flooding wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. *J. Appl. Ecol.* **38**, 320-338.

Baalen, M. van, V. Krivan, P.C.J. van Rijn & M.W. Sabelis (2001): Alternative food, switching predators and the persistence of predator-prey systems. *Am. Nat.* **157**, 512-524.

Beintema, A.J. & Müskens, G. J. D. M. (1987) Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grassland. *Journal of Applied Ecology* **4**, 743-758.

Beintema, A.J., Moedt, O. & Ellinger, D. (1995) *Ecologische Atlas van de Nederlandse Weidevogels*. Schuyt & Co.

Bellebaum, J. & Boschert, M. (2003) Bestimmung von Predatoren an Nestern von Wiesenvögeln. *Vogelwelt* **124**, 83-91.

Blühdorn, I. (2004) Development and breeding biology of a population of Lapwings *Vanellus vanellus* during the agricultural extensification of their breeding site. *Wader Study Group Bulletin* **103**, 22-23.

Boschert, M. (1999): Bestandsentwicklung des Kiebitzes nach partieller Wiedervernässung und Extensivierung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **31**, 51-57.

Brandsma, O. (2002) Infloed van de vos (*Vulpes vulpes*) op de weidevogelstand in het reservaatgebied Giethoorn-Wanneperveen. *De Levende Natuur* **103**.

Brandsma, O. (2004) The influence of foxes on the number of grassland birds in the nature reserve Giethoorn-Wanneperveen. *Wader Study Group Bulletin* **103**, 16.

Brandsma, O. (2005) Onderzoek weidevogelbeheer in het reservaatgebied Giethoorn-Wanneperveen XVII (2005). Unveröff. Gutachten, Vereniging Natuurmonumenten, Wanneperveen.

Côté, I.M. & W.J. Sutherland (1997): The effectiveness of removing predators to protect bird populations. *Conserv. Biol.* **11**, 395-405.

Evans, K.L. (2004): The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* **146**, 1-13.

Faida, I., Düttmann, H., & Ehrnsberger, R. (2003): Evaluation zum Symposium „Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden“. 88 Seiten, Verlag Druckerei Runge, Cloppenburg.

Faragó, S. Giczi, F. & Wurm, H. (2001) Management for the Great Bustard. (*Otis tarda*) in Western Hungary. *Game Wildl. Sci.* **18**, 171-181.

Frey, S.N., S. Majors, M.R. Conover, T.A. Messmer, & D.L. Mitchell (2003): Effect of predator control on ring-necked pheasant populations. *Wildl. Soc. Bull.* **31**, 727-735.

Holling, C.S. (1959): The components of predation as revealed by a study of small mammal predation on the European pine sawfly. *Cand. Entomol.* **91**, 293-320.

Holling, C.S. (1965): The functional response of predators to prey density and its role in mimicry and population regulation. *Mem. Entomol. Soc. Can.* **45**, 1-60.

Jacobs, J. (2003): The response of small mammal populations to flooding. *Mammalian Biology* **68**, 102-111.

Junker, S., Düttmann, H. & Ehrnsberger, R. (2003) *Telemetrie an Kiebitz- und Üferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch) 2003*. unveröffentliches Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Weser-Ems.

Kempf, G. (2005): Abundanzdynamik von Kleinsäugerpopulationen im periodisch überschwemmten Grünland – Ergebnisse aus dem Bremer Becken. In: Bundesamt für Naturschutz (ed.): Grundlagen und Maßnahmen für die Erhaltung des Wachtelkönigs und anderer Wiesenvögel in Feuchtgrünlandgebieten. *BfN-Skripten* **141**, 131-138.

Köster, H. & Bruns, H. A. (2004) Results of a long-term study on the Lapwing in the lowland plain of the Eider-Treen-Sorge (Schleswig-Holstein). *Wader Study Group Bulletin* **103**, 12.

Langgemach, T. & Bellebaum, J. (2005) Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. *Vogelwelt* **126**, 259-298.

Melter, J. & Südbeck, P. (2004) Bestandsentwicklung und Bruterfolg von Wiesenvögeln in der "Stollhammer Wisch" 1993-2002. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.* **41**, 50-74.

Murdoch, W.W. & A. Oaten (1975): Predation and population stability. *Adv. Ecol. Res.* **9**, 2-131.

Oertzen, G., Düttmann, H., Schmidt, G. & R. Pesch (2006) Ansiedlungsverhalten und Bruterfolg verschiedener Wiesenlimikolen in der Mittelradde-Niederung (Landkreise Emsland, Cloppenburg) – ein Vergleich zwischen konventionell und im Vertragsnaturschutz bewirtschafteten Flächen. *Vechtaer Fachdidaktische Forschung und Berichte* **13**, 59-60.

Pape, C., Junker, S., Düttmann, H. & Ehrnsberger, R. (2005) *Telemetrie an Kiebitz- und Üferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch) 2005*. unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des NLWKN.

Reynolds, J.C. (2000) The Game Conservancy Trust, Fordingbridge, Hants, UK

Roßkamp, T. (2005) *Gelegeschutz in der Wesermarsch: Ergebnisbericht der Arbeiten 2005 in der Stollhammer- und Abbehauser Wisch*. unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Landkreis Wesermarsch.

Schekkerman, H. & Müskens, G. J. D. M. (2001) *'Vluchtstroken' als instrument in agrarisch weidevogelbeheer*. Rapport Alterra-rapport 292.

Schekkerman, H. (2004): Breeding success of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* in agricultural grasslands: sufficient for a stable population? *Wader Study Group Bull.* **103**, 13-14.

Schenk, D. & S. Bacher (2002): Functional response of a generalist insect predator to one of its prey species in the field. *J. Anim. Ecol.* **71**, 524-531.

Schröder, J., Heckroth, M. & C. Jacobs (2006) Gegen den Trend: Kolonisierung und zunehmende Brutbestände bei Kiebitz und Uferschnepfe auf der Nordseeinsel Wanderooge. *Vechtaer Fachdidaktische Forschung und Berichte* **13**, 58.

Seitz, J. (2001): Zur Situation der Wiesenvögel im Bremer Raum. *Corax* **18**, Sonderheft 2, 55-66.

Sinclair, A.R.E., R.P. Pech, C.R. Dickman, D. Hik, P. Mahon & A.E. Newsome (1998): Predicting effects of predation on conservation of endangered prey. *Conserv. Biol.* **12**, 564-575.

Teunissen, W. & H. Schekkerman (2006) Predation on meadowbirds in The Netherlands – results of a four-year study. *Vechtaer Fachdidaktische Forschung und Berichte* **13**, 26-27.

Thyen, S. & K.-M. Exo (2006) Wiesenvögel und Landwirtschaft im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“: Notwendiges Management oder nachhaltige Störung? *Vechtaer Fachdidaktische Forschung und Berichte* **13**, 89.

Widén, P. (1994): Habitat quality in raptors: a field experiment. *J. Avian Biol.* **25**, 219-223.

Danksagung

Unser Dank gilt insbesondere der Deutschen Bundesstiftung Umwelt für die finanzielle Unterstützung, die die vorliegende Studie überhaupt erst ermöglicht hat.

Beim Land Niedersachsen bedanken wir uns für die Bereitstellung der Sender und für die organisatorische Unterstützung durch die Bezirksregierung Weser-Ems bzw. nach deren Auflösung durch das NLWKN.

Der Unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Wesermarsch sei herzlich für die jahrelange hervorragende Zusammenarbeit gedankt.

Die Hochschule Vechta ermöglichte durch Finanzmittel der Kommission für Forschung und Nachwuchsförderung die Pilotstudie im Jahr 2001.

Dr. Tim Roßkamp (Büro für Biologie und Umweltplanung) war seitens des Landkreises Wesermarsch mit dem Gelegeschutz in der gesamten Stollhammer Wisch beauftragt. Dr. Johannes Melter (Bio-Consult Osnabrück) und Dipl.-Biol. Stefan Pfützke führten die Kartierung der Wiesenvogelbestände im Gesamtgebiet durch. Durch die kollegiale Zusammenarbeit und die regelmäßige Diskussion konnte ein hervorragender Synergieeffekt erzielt werden.

Dipl.-Biol. Antje Simon und Dipl.-Ing. Christine Pape unterstützten als wissenschaftliche Hilfskräfte tatkräftig die Felduntersuchungen in den Jahren 2003 bzw. 2004. Weitere tatkräftige Unterstützung erhielten wir durch biologisch-technische Assistentinnen, Diplomanten/innen, Studenten/innen sowie durch studentische und wissenschaftliche Hilfskräfte des INU, IfD und IUW der Hochschule Vechta sowie der Arbeitsgruppe Ethologie der Universität Osnabrück. Die Bearbeitung der Boden-Makroinvertebraten übernahm Hans-Jörg Brauckmann vom ISPA der Hochschule Vechta.

Die Umweltstation Iffens diente uns als Stützpunkt für die Felduntersuchungen. Dr. Wolfgang Meiners und Mitarbeitern sei herzlich für die Unterstützung durch materielle und personelle Mittel sowie für die konstruktive Diskussion und Anregungen gedankt.

Bei den Jagdpächtern und Jägern im Untersuchungsgebiet, insbesondere Hajo Thien und Rolf Medau, sowie dem Kreisjägermeister Hans-Gerd Conze Wichmann bedanken wir uns für die gute und effektive Zusammenarbeit.

Die hervorragende Zusammenarbeit mit allen Landwirten im Untersuchungsgebiet bildete die erfolgreiche Basis des Wiesenvogelprojektes „Stollhammer Wisch“. Die folgenden Landwirte und ihre Familien bewirtschaften die Untersuchungsflächen dieser Studie und leisteten darüber hinaus tatkräftige Unterstützung: Dedo Büsing, Willi Bolting, Hergen Schweers, Ernst-August Abbenseth, Eckard Kuck und Wilhelm Siefken.

Zur Durchführung der vorliegenden Untersuchung wurden tierschutzrechtliche Genehmigungen und Genehmigungen zur Kennzeichnung wildlebender Tiere von der Bezirksregierung Weser-Ems (Oldenburg) bzw. dem Nds. Landesamt für Ökologie (Hannover) erteilt.

Allen Beteiligten sei an dieser Stelle noch einmal herzlich gedankt.

Grenzen der Untersuchungsgebiete
Vertragsvarianten Stand Sept. 2005

- 01 Standard
- 02 Standard
- 3
- 05 kein Dünger (org/mm)
- 51
- 12 keine Grille/Lauche
- 19 Wiedervermässung

0 500 1000 Meter

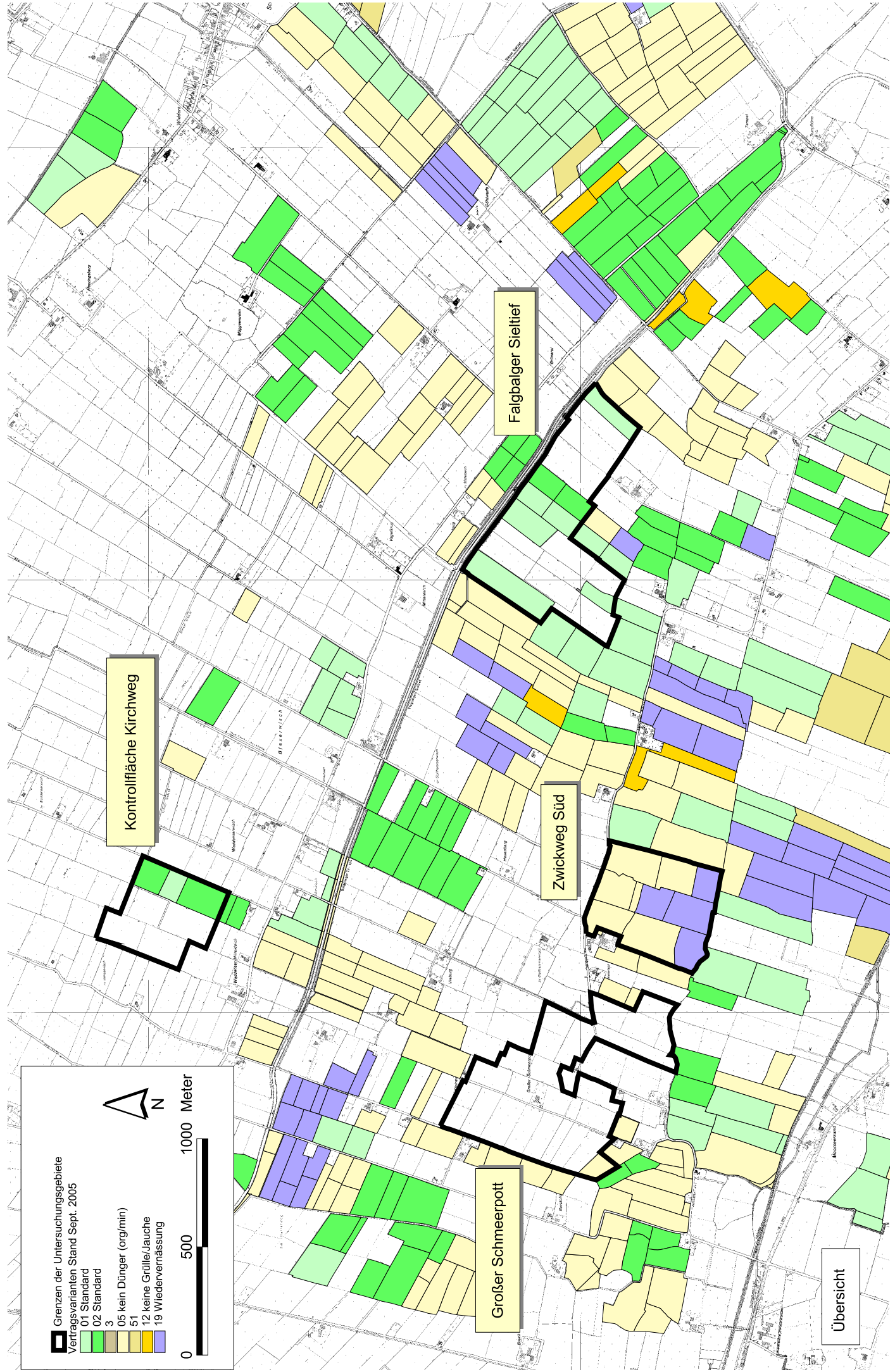
Kontrollfläche Kirchweg

Fagbalger Steltief

Zwickweg Süd

Großer Schmeerpott

Übersicht



Übersicht über die Bewirtschaftungsbedingungen (Varianten) – Projektgebiet Stollhammer Wisch

Für alle folgenden Verträge gelten die *Allgemeinen Bewirtschaftungsbedingungen* laut A 1 als Mindestauflage-
 - (Nutzung als Dauergrünland, keine Veränderung des Bodenreliefs, keine zusätzliche Entwässerung, grundsätzlich keine Grünlanderneuerung, grundsätzlich keine chemischen Pflanzenschutzmittel, keine Portionsweide, keine Lagerflächen, Grabenaufreinigung nur vom 1.09. bis 15.10. möglich)

Typ	Frühjahr	Schnitt	Beweidung	Düngung	Sonstiges
01 B 2.1 175 Eur 342 DM	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Schleppen und Walzen vom 1.03. bis 15.05. 	<ul style="list-style-type: none"> • Mahd nach dem 15.05. möglich • Nicht mehr als 2 Schnitte • 1.Schnitt von innen nach außen (bzw.von Seite zu Seite) 	<ul style="list-style-type: none"> • bis zu 2 GVE/ ha bis 15.06. 		
02 B 2.1a 160 Eur 313 DM	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Schleppen und Walzen vom 15.03. bis 15.05. 	<ul style="list-style-type: none"> • Mahd nach dem 15.05. möglich • Nicht mehr als 2 Schnitte • 1.Schnitt von innen nach außen (bzw.von Seite zu Seite) 	<ul style="list-style-type: none"> • bis zu 2 GVE/ ha bis 15.06. 		
05 B 2.2.1b 285 Eur 557 DM	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Schleppen und Walzen vom 15.03. bis 15.06. 	<ul style="list-style-type: none"> • Mahd nach dem 15.06. möglich • Nicht mehr als 2 Schnitte • 1.Schnitt von innen nach außen (bzw.von Seite zu Seite) 	<ul style="list-style-type: none"> • bis zu 3 Stück Vieh/ Hektar bis 15.06 max. jedoch 2GVE/ Hektar 	<ul style="list-style-type: none"> • kein mineralischer und organischer Dünger vom 15.03. bis zum 15.06. 	<ul style="list-style-type: none"> • 2,5 m Längs-Randstreifen bis 31.07. • ggfs. Herbstpflegeschnitt
06 B 2.2.1c 285 Eur 557 DM	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Schleppen und Walzen vom 15.03. bis 15.06. 	<ul style="list-style-type: none"> • Mahd nach dem 15.06. möglich • Nicht mehr als 2 Schnitte • 1.Schnitt von innen nach außen (bzw.von Seite zu Seite) 	<ul style="list-style-type: none"> • keine Beweidung bis 15.06. 	<ul style="list-style-type: none"> • kein mineralischer und organischer Dünger vom 15.03 bis zum 15.06. 	<ul style="list-style-type: none"> • 2,5 m Längs-Randstreifen bis 31.07. • ggfs. Herbstpflegeschnitt
12 B 2.3.2a 395 Eur 773 DM	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Schleppen und Walzen vom 15.03. bis 20.06. 	<ul style="list-style-type: none"> • Mahd nach dem 20.06. möglich • Nicht mehr als 2 Schnitte • 1.Schnitt von innen nach außen (bzw.von Seite zu Seite) 	<ul style="list-style-type: none"> • bis zu 3 Stück Vieh/ ha ab 21.06. 	<ul style="list-style-type: none"> • Keine Ausbringung von Gülle und Jauche • keine Düngung 	<ul style="list-style-type: none"> • 2,5 m Längs-Randstreifen bis 31.07. • ggfs. Herbstpflegeschnitt
19 B 2.4.3b 435 Eur 851 DM	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Schleppen und Walzen vom 15.03. bis 15.06. 	<ul style="list-style-type: none"> • Mahd nach dem 15.06. möglich • Nicht mehr als 2 Schnitte • 1.Schnitt von innen nach außen (bzw.von Seite zu Seite) 	<ul style="list-style-type: none"> • bis zu 3 Stück Vieh/ Hektar bis 15.06 max. jedoch 2GVE/ Hektar 	<ul style="list-style-type: none"> • kein mineralischer und organischer Dünger vom 15.03. bis zum 15.06. 	<ul style="list-style-type: none"> • 2,5 m Längs-Randstreifen bis 31.07. • ggfs. Herbstpflegeschnitt • Anstau von Gräben, Gruppen und Blänken bis 31.05.
20 B 2.4.3c 435 Eur 851 DM	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Schleppen und Walzen vom 15.03. bis 15.06. 	<ul style="list-style-type: none"> • Mahd nach dem 15.06. möglich • Nicht mehr als 2 Schnitte • 1.Schnitt von innen nach außen (bzw.von Seite zu Seite) 	<ul style="list-style-type: none"> • keine Beweidung bis 15.06. 	<ul style="list-style-type: none"> • kein mineralischer und organischer Dünger vom 15.03. bis zum 15.06. 	<ul style="list-style-type: none"> • 2,5 m Längs-Randstreifen bis 31.07. • ggfs. Herbstpflegeschnitt • Anstau von Gräben, Gruppen und Blänken bis 31.05.
15 B 2.4.2 460 Eur 900 DM	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Schleppen und Walzen vom 1.03. bis 20.06. 	<ul style="list-style-type: none"> • Mahd nach dem 20.06. möglich • Nicht mehr als 2 Schnitte • 1.Schnitt von innen nach außen (bzw.von Seite zu Seite) 	<ul style="list-style-type: none"> • Bis zu 3 Stück Vieh/ ha ab 21.06. 	<ul style="list-style-type: none"> • Keine Ausbringung von Gülle und Jauche • keine Düngung 	<ul style="list-style-type: none"> • 2,5 m Längs-Randstreifen bis 31.07. • ggfs. Herbstpflegeschnitt • Anstau von Gräben, Gruppen und Blänken bis 31.05.



Foto 1: Wiesenvogelgebiet „Stollhammer Wisch“ mit zahlreichen Wurten



Foto 2: Kiebitz



Foto 3: Uferschnepfe



Foto 4: Kiebitzgelege an einer aufgestauten Grube im wiedervernasteten Vertragsnaturschutzgebiet ZWS



Foto 5: Einsatz eines Thermologgers an einem Kiebitzgelege, Logger und Messfühler sind zu Demonstrationszwecken freigelegt worden



Foto 6: Kiebitzküken im Nest nach der Besenderung am Schlupftag



Foto 7: Kiebitzküken mit Sender



Foto 8: Kiebitzküken bei der Gewässerüberquerung

(Fotos: Sven Junker)