© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell 2009, 17/1-2

BESTANDSEINBRUCH DES KIEBITZ (*Vanellus vanellus*) IM ALPENVORLAND, GROßRÄUMIGE DICHTE UND VORLÄUFIGE FAKTOREN FÜR HABICHT- UND WANDERFALKEN-PRÄDATION

Population decline of lapwing (*Vanellus vanellus*) in Upper Austria with further remarks on large-scale density and preliminary factors for goshawk and peregrine predation

von H. STEINER

Zusammenfassung

STEINER H. (2009): Bestandseinbruch des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) im Alpenvorland, großräumige Dichte und vorläufige Faktoren für Habicht- und Wanderfalken-Prädation. — Vogelkdl. Nachr. OÖ. – Naturschutz aktuell 2009, **17** (1-2).

Auf einer 747 ha großen Probefläche im oberen Kremstal im oberösterreichischen Alpenvorland sank der Kiebitz-Bestand von 1993 bis 2009 von etwa 20 Paaren auf ein Paar. In einem 90 km² großen, erweiterten Gebiet nahm von 1996 bis 2008 die Größe der Kiebitzpopulation von 105 auf 59 Reviere ab. Dies entspricht einem Rückgang von rund 44 %. An verwaisten Brutplätzen traten zum Teil landwirtschaftliche Intensivierungen und bauliche Umgestaltungen auf. Auf der Traun-Enns-Platte wurden 2008 417 Reviere auf 340 km² festgestellt, entsprechend 1,2 Paare/km². Die bedeutendsten und stetigen Bestände des Alpenvorlandes liegen in der „Normallandschaft", außerhalb der großen Flusstäler. In einer ca. 1.000 km² großen Probefläche wurden 118 Kiebitz-Rupfungen gesammelt. Im Vergleich von 30 Habicht-Brutrevieren wurden höhere Kiebitz-Beuteanteile bei stärkerer Landschafts-Ausräumung bzw. geringen Waldrandlängen festgestellt, sodass auch die Art der Forstwirtschaft bzw. die alternative Beute eine Rolle spielt. In den letzten Jahren nahm der Beuteanteil des Kiebitz zu (invers dichteabhängige Prädation). Prädation scheint regional fördernd oder hemmend wirken zu können, ein wichtiger Faktor für die Populationsverteilung zu sein und sollte bei der Konzeption von lokalen Vogelschutzprojekten für Bodenbrüter stets differenziert eingeplant werden.

Abstract

STEINER H. (2009): Population decline of lapwing (*Vanellus vanellus*) in Upper Austria with further remarks on large-scale density, and preliminary factors for goshawk and peregrine predation. — Vogelkdl. Nachr. OÖ. – Naturschutz aktuell 2009, **17** (1-2).

Lapwing populations were investigated in the arable lowlands of Upper Austria North of the Alps. On a core plot of 747 ha, the number of territories declined from around 20 to 1 between 1993 and 2009. In a larger area of 90 km², territory numbers declined from 105 to 59 between 1996 and 2008. This corresponds to a decline of approximately 44 %. Areas which lost breeders had mostly some increase in the intensity of farming practices. On a large area of 340 km² in size, I recorded 417 territories in 2008, which means 1.2 pairs per km². In an area of ca. 1000 km² which contained up to 30 goshawk nest sites, I collected 118 lapwing pluckings among several thousand prey remains. Whereas neither the proportion of forest, absolute lapwing density nor the share of pheasants in individual goshawk territories were linked to the share of lapwing kills, I found a negative link to the length of forest edge.

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Therefore, the most homogeneous landscape had a higher lapwing predation. During the last years, the proportion of lapwing prey increased, therefore showing inverse density-dependent predation. Lapwings seem to trade off food and danger. This should be considered in future conservation efforts.

Einleitung

Mit ihren melodiösen Rufen, ihrem oft prächtigen Gefieder und ihren Flugkünsten beleben Watvögel die Landschaft in ganz besonderem Ausmaß, sie tragen sozusagen zu einem „klangvollen Frühjahr in unseren Landschaften“ bei. Dies trifft gerade auf die oft schon sehr monotone Kulturlandschaft zu. In Oberösterreich hat sich vor allem Hans Uhl samt vielen Mitarbeitern mit dem Schutz der Wiesenvögel und des extensiven Feuchtgrünlandes beschäftigt (z.B. UHL 1993, 1994, 1995, 1998, 2000, 2005). Leider mussten Naturfreunde in den letzten Jahrzehnten trotz großer finanzieller und ideeller Anstrengungen den Verlust so mancher Binnenlandpopulation von Brachvogel (*Numenius arquata)*, Rotschenkel (*Tringa totanus)* oder Uferschnepfe (*Limosa limosa)* hinnehmen (z. B. DVORAK et al. 1993, G. Pfiffinger mdl. Mitt. – Machland Süd). Grund war unter anderem erhöhte Prädation in den ökologischen Inselsituationen der Schutzgebiete (SCHEKKERMAN et al. 2009, BELLEBAUM & BOCK 2009).

Verblieben ist oft „nur“ mehr der Kiebitz (Abb. 1). Aber auch diese Art geht zurück: In Bayern von 1975 bis 1999 um > 50 %, in Deutschland 1990-2005 um > 50 %, in Europa zwischen 1980 und 2005 um 51 % (SCHWAIGER 2005, SUDFELDT et al. 2007, PECMB 2007). In Mecklenburg-Vorpommern schrumpfte der Bestand innerhalb von 30 Jahren sogar auf 10-20 % (SCHMIDT & STRACHE 1997 zit. in GATTER 2000). Für die Schweiz wurden 2004 nur mehr 250-400 Kiebitz-Paare angegeben (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004), weniger als im oberösterreichischen Traunviertel. Inzwischen sollen es bereits weniger als 100 Paare sein, die nur noch in eingezäunten Gebieten brüten (H. Uhl pers. Mitt.). Der Kiebitz zählt damit zu den am stärksten abnehmenden Vogelarten überhaupt.

Diese katastrophalen Bestandszusammenbrüche haben in verschiedenen Regionen zu einer intensiven Naturschutzforschung geführt: Großbritannien (BOLTON et al. 2007, MCDONALD & BOLTON 2008, SHARPE et al. 2008, EGLINGTON et al. 2008), Skandinavien (BERG et al. 1992), Niederlande (BEINTEMA & MÜSKENS 1987, SCHEKKERMAN et al. 2009), Tschechien (SALEK & SMILAUER 2002), nun teils auch in Deutschland (BELLEBAUM 2002, BLÜHDORN 2002, HÖNISCH et al. 2008). Es geht um die Frage, wo und wie man Schutzgebiete für Bodenbrüter anlegen sollte. Denn trotz der Ausweisung von Schutzgebieten hatte sich am Bestandstrend oft nichts geändert. Prädation wurde bisher vor allem an

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Gelegen und Jungen untersucht, ansonsten ist wenig bekannt (STEINER 2007).

Abb. 1: Kiebitz. Foto J. Limberger.
Fig. 1: Lapwing.

Prädatoren werden oft heimlich bekämpft, ohne dass ausreichende fachliche Grundlagen bestehen (KLANSEK et al. 2008). Gutachten oder gar Prädatoren-Dezimierungen ohne (1) methodisch anerkannte Bestandserhebungen von Prädatoren, (2) Erhebungen zur Nahrungsökologie der Prädatoren, (3) Erhebungen von Beute-Populationen, und (4) Berücksichtigung von „*intraguild predation*“ (vgl. z. B. PALOMARES & CARO 1999, CROOKS & SOULE 1999, HELLDIN et al. 2006) sind fragwürdig. Prädation ist hochkomplex und kann nicht einfach „reguliert“ werden (PARK et al. 2005, JOHNSON & VANDERWAL 2009, WILSON & MITTERMEIER 2009). Ebenso fruchtlos ist es aber auch, Prädation im mitteleuropäischen Rahmen als „Randthema“ zu bezeichnen ((WOODROFFE & GINSBERG 1998, GATTER 2000, SIH et al. 2000). Vielmehr ist es ein unterschätztes Phänomen für Bestandsänderungen (LIMA & STEURY 2005, CRESSWELL 2008, HEITHAUS et al. 2009).

Es wäre auch für Österreich wichtig, sich gerade zum jetzigen Zeitpunkt bereits intensiv um den Kiebitz zu kümmern – da die Situation noch vergleichsweise günstig ist. Denn wenn die Bestände erst einmal zusammengebrochen sind, ist es für effektive Maßnahmen oft schon zu spät. Konzeptionell wäre es jedenfalls unverständlich, dem Kiebitz erst dann Naturschutzrelevanz zuzubilligen, wenn die Landespopulation auf unter

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

20 oder unter fünf Paare gesunken ist (vgl. Tab. 1). Auch die Populationen anderer ökologischer Indikatorarten sollten dringend untersucht werden, und nicht nur die Feststellung von Seltenheiten angestrebt werden.

Weitere stark abnehmende Arten sind in Deutschland Baumpieper (*Anthus trivialis*) und Waldlaubsänger (*Phylloscopus sibilatrix*), in Europa Haubenlerche (*Galerida cristata*), Rebhuhn (*Perdix perdix*), Kleinspecht (*Dryobates minor*), Steinschmätzer (*Oenanthe onenanthe*), Wendehals (*Jynx torquilla*), Weidenmeise (*Parus montanus*), Nachtigall (*Luscinia megarhynchos*) und Turteltaube (*Streptopelia turtur*) (SUDFELDT et al. 2007, PECMB 2007). Diese Arten weisen sehr unterschiedliche Habitatansprüche auf. Nach GATTER (2000) dürften sie teilweise besonders von Konkurrenz und Prädation betroffen sein. Dennoch muss man anmerken, dass die einstige Ausbreitung des Kiebitzes mit der Ausweitung des umweltschädlichen Maisanbaus verknüpft war (KOOIKER & BUCKOW 1997).

Für den Schutz der heimischen Biodiversität ist exaktes Zahlenmaterial enorm wichtig und ein erster Schritt. In einem zweiten Schritt wären Populationsuntersuchungen über die komplexen Mechanismen der Rückgänge notwendig. Denn es gelingt zu selten, *sink*-Populationen in *source*-Populationen umzuwandeln, besonders dann, wenn der Rückgang schon sehr weit fortgeschritten ist, und das trifft auf einen Großteil von Vogelschutzprojekte zu. Ziel müsste es sein, die limitierenden Faktoren klar benennen und aufheben zu können. Deshalb sind konkrete **Zieldefinitionen** und **Erfolgskontrollen** im Naturschutz unumgänglich.

Tab. 1: Anwendung international üblicher naturschutzfachlicher Kriterien beim Kiebitz in Oberösterreich.

Tab. 1: Criteria of nature conservation as applied for the Lapwing in Upper Austria.

Naturschutzfachliches Kriterium	Erfüllung?
1. Bestandstrend	stark abnehmend (> 50 %)!
2. Verantwortlichkeit	Großteil des nationalen Bestands (ca. 3000 Pa. – Zahl revisionsbedürftig!) brütet in Oberösterreich (hier ca. 2000-5000 Pa.!)
3.Flaggschiffart, Schirmart, Schlüsselart, Zielart, Leitart, Indikatorart?	auffällig und in der Landbevölkerung bekannt und beliebt; kann rascher erfasst werden als Rebhuhn; aufgrund aggressiver Revierverteidigung „Schirmart“ für andere Bodenbrüter
4. Rote Liste	„*near threatened*“ (FRÜHAUF 2005)

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Für ein ausgewogenes und modernes Vogelschutz-Konzept für Oberösterreich mit den wichtigen Kriterien „Verantwortlichkeit", „Bestandstrend" und ökologisch sensible „Indikatorfunktion" nimmt der Kiebitz sicher einen wichtigen Platz ein, in den Hauptlebensräumen Kulturland – Gewässer – Wald – Fels neben anderen noch „mittelhäufigen" Arten wie etwa Rauchschwalbe (*Hirundo rustica*), Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*), Zwergschnäpper (*Ficedula parva*), Waldlaubsänger, Auerhuhn (*Tetrao urogallus*), Haselhuhn (*Bonasa bonasia*), Rebhuhn (*Perdix perdix*), Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*), Wanderfalke (*Falco peregrinus*), Habicht (*Accipiter gentilis*), Schwarzstorch (*Ciconia nigra*), Kleinspecht, Weißrückenspecht (*Picoides leucotos*), Raufußkauz (*Aegolius funereus*) oder Uhu (*Bubo bubo*) (vgl. FLADE 1998).

Untersuchungsgebiet, Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Defizitäre ornithologische Kenntnisse bestehen vor allem für die sogenannte „Normallandschaft". Es wurde versucht, dieses ein Stück weit abzubauen. Die Grenzen des 747 ha großen Kernuntersuchungsgebietes finden sich in STEINER (1994). Die erweiterte Fläche von rund 90 km² ist in Abb. 3 ersichtlich. Der Nordrand des 2008 kartierten weiteren Untersuchungsgebietes (340 km²), nahe der Papierfabrik Nettingsdorf, stellt eine avifaunistisch unattraktive Landschaft Oberösterreichs dar, welche von Ornithologen bisher eher gemieden wurde. Im Süden reicht es bis Schlierbach, im Westen bis Sattledt und Weißkirchen/Traun, im Osten bis Kronstorf/Enns. Die Seehöhe reicht von 270 m im Norden bis 550 m im Süden. Ackerland bedeckt etwa 70 % der Fläche, Wald, Grünland und Siedlungen je etwa 10 %.

Landschaftsparameter

Das Ausmaß der Ausräumung der Landschaft sowie der äußeren und inneren Waldrandlängen im Umkreis von 1,5 km um Habicht-Brutreviere wurde grob in drei Stufen geschätzt, mit dem Index eins für geringe Randlinienlängen und drei für hohe Längen. Der Radius wurde gewählt, weil aus diesem Bereich der Großteil der Habicht-Beutetiere stammen dürfte (KENWARD 2006).

Begleitfauna

Die Begleitfauna ist ein wichtiger Habitatfaktor (BLÜHDORN 2002, BELLEBAUM & BOCK 2009, SCHEKKERMAN et al. 2009). Die folgenden Angaben beruhen auf Eigenbeobachtungen (direkte Sichtungen, Verkehrsopfer, Losungsfunde, Funde von Bauen) im Zeitraum 1990-2009,

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

regelmäßigen Gesprächen mit Vertretern der Jagdausübungsberechtigten, sowie der in der Lokalpresse publizierten Abschussstatistik vor allem für den Bezirk Kirchdorf. Dabei werden sowohl die Raubsäuger, als auch alle mittelgroßen Greifvogelarten, Krähenvögel, der Uhu sowie der Graureiher (*Ardea cinerea*) jagdlich deutlich unter ihren ökologisch möglichen Dichten „kurzgehalten" (Niederwildgebiet). Graureiher und Möwen kommen im Gegensatz zu den Niederlanden zur Brutzeit in den landwirtschaftlichen Flächen kaum vor, obwohl im Norden (Zentralraum) eine zunehmende Tendenz zu beobachten ist (v. a. Mittelmeermöwe *Larus michahellis*, seltener Lachmöwe *Larus ridibundus*). Der Fuchs (*Vulpes vulpes*) ist verbreitet, aber recht selten, ähnlich der Dachs (*Meles meles*). Der Steinmarder (*Martes foina*) ist verbreitet, vor allem im Umfeld der Siedlungen (starke Zersiedelung des Gebietes). Der Iltis (*Mustela putorius*) ist seltener als die vorgenannten Arten, aber noch verbreitet. Der Baummarder (*Martes martes*) kommt in den größeren Waldinseln vor. In der Feldflur treten regelmäßig Hermeline (*Mustela erminea*) auf, sobald das Getreide hochsteht (Verkehrsopfer!), ebenso die Wanderratte (*Rattus norvegicus*). Zu Greifvögeln siehe STEINER (2007). Hiernach erreichen der Mäusebussard (*Buteo buteo*) und der Turmfalke (*Falco tinnunculus*) etwa 20 P./100 km², der Sperber (*Accipiter nisus*) etwa 10 P./100 km², der Habicht 1-2 P./100 km². Die Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) ist verbreiteter Gast und Durchzügler von Ende März bis Juni, aber nicht mehr Brutvogel. Der vom Alpenrand her ins beutereiche Gebiet drängende Uhu (*Bubo bubo*) befindet sich auf Nullniveau (dagegen hat die Boden- und Habichthorstbrüter-Population im vergleichbaren Schleswig-Holstein in kurzer Zeit explosionsartig auf über 1000 Paare zugenommen, ROBITZKY 2009). Elster (*Pica pica*) und Dohle (*Corvus monedula*) treten in der Feldflur nur lokal auf, der Kolkrabe (*Corvus corax*) ist nur sporadischer Brutvogel. Die Rabenkrähe (*Corvus c. corone*) dagegen ist verbreitet (H. Steiner unpubl., 2008 mit 1 P./km² auf 20 km²-Probefläche um Schiedlberg).

Kiebitz-Erhebung

Zwischen Mitte März (mildes Frühjahr 2008) und Mitte Mai wurde das gesamte Offenland im Untersuchungsgebiet entlang Güterwegen und Feldwegen abgefahren. Mit lichtstarkem Fernglas (Swarowski Habicht 10x40) und Spektiv (Swarowksi Habicht 20-60 fach) wurden das Gelände von erhöhten Punkten aus abgesucht. Alle Gebiete wurden ein- bis zehnmal kontrolliert. Alle Vögel wurden gezählt, balzende Männchen gesondert notiert. Die Ergebnisse (Zeit, Beobachtungsinhalt) wurden auf von austrian map © ausgedruckten Feldkarten und Notizblättern notiert. Der Revierbestand wurde durch Division der anwesenden Vögel durch zwei ermittelt. Ab Mai wurden auch Jungvögel gesondert notiert. Während im März mit einer leichten Überschätzung des Bestandes zu rech-

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

nen ist, ist ab Mai eher mit einer Unterschätzung zu rechnen. Eine gewisse Dynamik in der Population wie Revierverlagerungen, Kolonie-Wechsel, oder Auftreten von Nichtbrütern ist in jedem Fall zu erwarten. Für die Wertung der Bestände im 1,5 km-Habicht-Revierumkreis wurde folgende Regel verwendet: Vom Radius „durchschnittene" Kolonien wurden als ganze mitgezählt. 2009 wurde eine weitere Kartierung auf rund 400 km² durchgeführt. Sie zeigte, dass der Bestand zwischen 2008 und 2009 kaum fluktuierte.

Altvogel-Prädation

Der Habichtbestand wurde von Anfang Februar bis Mitte März durch Abhorchen in der Morgendämmerung im Hinblick auf „gickernde" Rufreihen, sowie durch Absuche des Bodens nach Schmelz, Mauserfedern und Rupfungen ermittelt. Es wird davon ausgegangen, dass alle Horste gefunden wurden. In allen Habichtrevieren wurde der Waldboden nach Rupfungen in einem Umkreis von bis zu 200 m um die Horste abgesucht (etwa zwei bis 10 Suchen pro Revier). Alle Rupfungen wurden vollständig aufgesammelt. Durch Auszählen der linken und rechten Handschwingen und Steuerfedern und Notierung des Frischezustandes der Rupfungen wurden Doppelzählungen vermieden. Für jede Rupfung wurden 12 Parameter (wie Alter, Rupfplatztyp) in einer fortlaufenden Liste notiert, zusätzlich wurde eine revierspezifische Liste geführt. Die meisten Revier-Beutelisten stammten aus fünf Jahren (2005-2009), sodass der Rückgang zu keiner Verzerrung führte. Bei den wenigen Ausnahmen (z. B. „Hoad") wurde darauf geachtet, dass sich der Kiebitz-Bestand im Umkreis des Horstes nicht verändert hatte, was der Fall war. Der interessante Aspekt der geschlechtsspezifischen Prädation, der anhand der Handschwingen zu eruieren wäre, wurde noch nicht ausgewertet. Weitere Details zur Methode finden sich in STEINER & DESCHKA (2006) sowie STEINER (2007).

Ergebnisse

Alle Kiebitze waren Ackerbrüter. Jährliche Bestandsschwankungen infolge der Feuchte der Witterung waren gering (vgl. DVORAK et al. 1993, STEINER et al.1997).

Auf der Kern-Probefläche „Diepersdorf" erlosch der Bestand nahezu vollständig (Abb. 2). Im Jahr 1996 wurden auf der erweiterten, 90 km² großen Probefläche 105 Reviere ermittelt, im Jahr 2008 59 Reviere (Abb. 3, 4, Tab. 2). Dies entspricht einem Rückgang von rund 44 %. Es erloschen vor allem Einzelbrüter und Kleinkolonien, aber auch zwei mittelgroße Kolonien. Da einige mittlere Kolonien aber auch größer wurden, ist dies nicht sofort ersichtlich (Abb. 5).

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

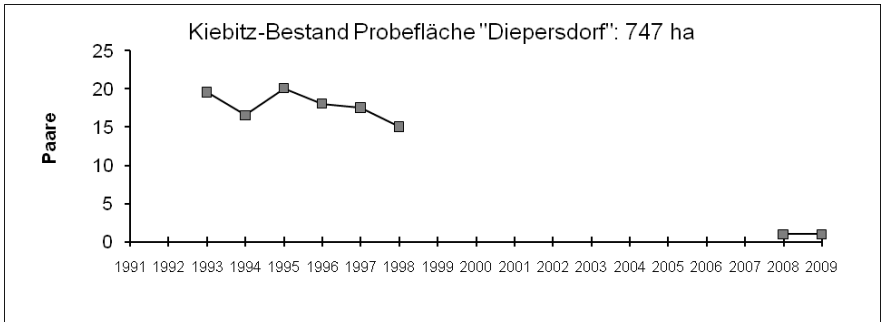


Abb. 2: Bestandsentwicklung des Kiebitz in einem Gebiet des östlichen Wartberg/Krems von 1993 bis 2009.

Fig. 2: Population development of Lapwing in an area of 747 ha in size, situated near Wartberg in Krems valley, between 1993 and 2009.

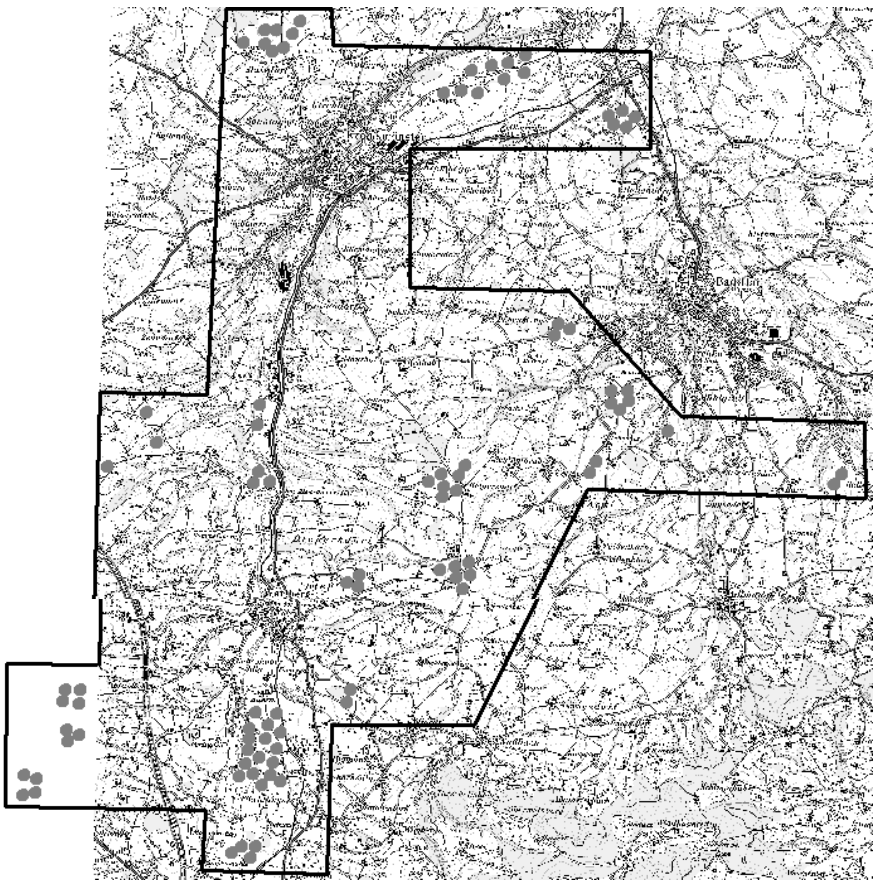


Abb. 3: Kiebitz-Reviere im Jahr 1996. 11 weitere Reviere am Südrand der Fläche nicht mehr dargestellt. Nach STEINER, UHL & BRADER (1997).

Fig. 3: Lapwing territories in 1996.

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Die Standorttreue der Brutvögel war sehr groß. Nur wenige Neubesetzungen erfolgten, und zwar nach der Rodung von Obstbäumen (zwei Fälle). Dies zeigte, dass Übersicht bzw. Randeffekte als limitierende Faktoren wirken konnten. An kleineren Kolonien hing die jährliche Besetzung auch vom Verhältnis des Mais- zum Raps- und Getreideanbau ab. Der südliche Arealrand an der Alpennordseite zog sich seit 1990 von Micheldorf bis nördlich Schlierbach um etwa acht km zurück (H. Uhl pers. Mitt.).

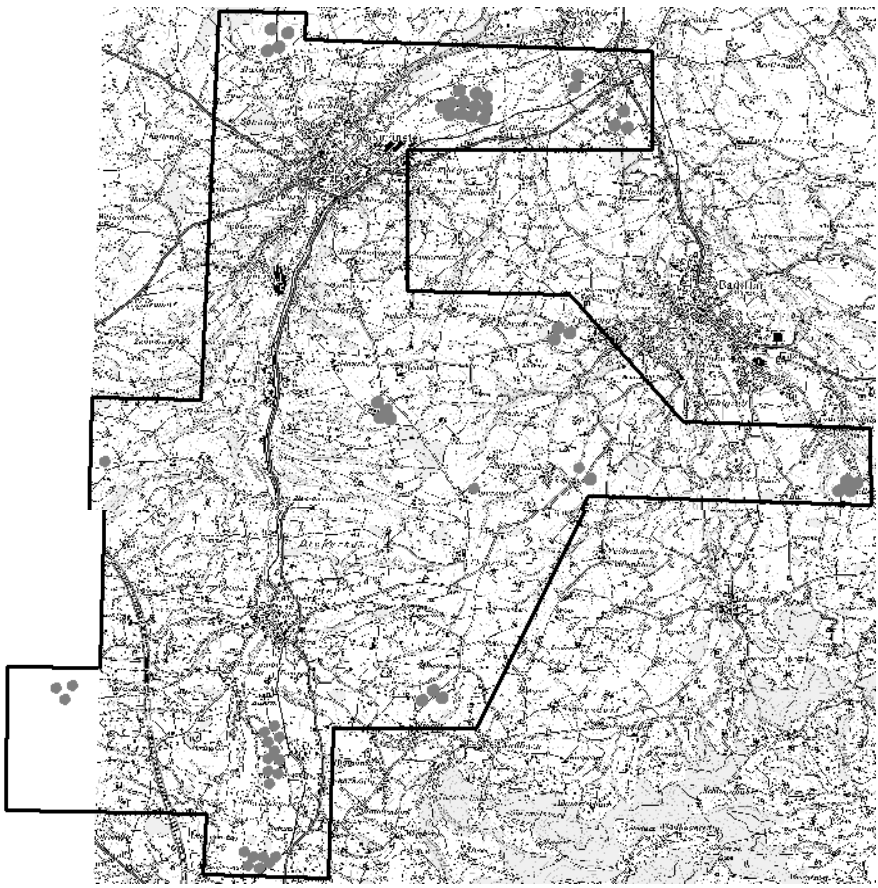


Abb. 4: Kiebitz-Reviere im Jahr 2008.
Fig. 4: Lapwing territories in 2008.

Beim Verwaisen von oder Rückgängen an Standorten seit den 1990er Jahren wurden folgende augenscheinliche lokale Veränderungen registriert (mit Mehrfachnennungen): allgemeine landwirtschaftliche Intensivierung der Äcker sowie etwas mehr Raps- statt Maisanbau (Helpersdorf), Umbruch extensiver Wiesenstücke (Schluchtgrabner, Helpersdorf), Hausbau/Zersiedelung (Ehrnsdorf), Fischteich- und Heckener-

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

richtung (Schacherteiche), Zunahme des Verkehrs an Straßen, an deren Ränder die Küken geführt wurden (Ehrnsdorf, Schluchtgrabner; hier auch sehr hohe Verluste durch Überfahren der Küken). Eine Krähenzunahme (vgl. J. Sperrer pers. Mitt. in seinem Kiebitz-Zählgebiet bei Eberstalzell) konnte im Kremstal in diesem Zeitraum nicht beobachtet werden.

Tab. 2: Verteilung der Koloniegrößen beim Kiebitz 1996 und 2008.
Tab. 2: Numbers of different colony sizes of Lapwings in 2008 as compared to 1996.

Kolonie-Größe	1996	2008
1	4	2
2	4	2
3	4	4
4	3	3
5	2	-
6	1	-
7	1	1
8	1	-
9	1	-
10	-	1
12	-	1
18	1	-
Summe	94	59
Mittel	4,27	4,21

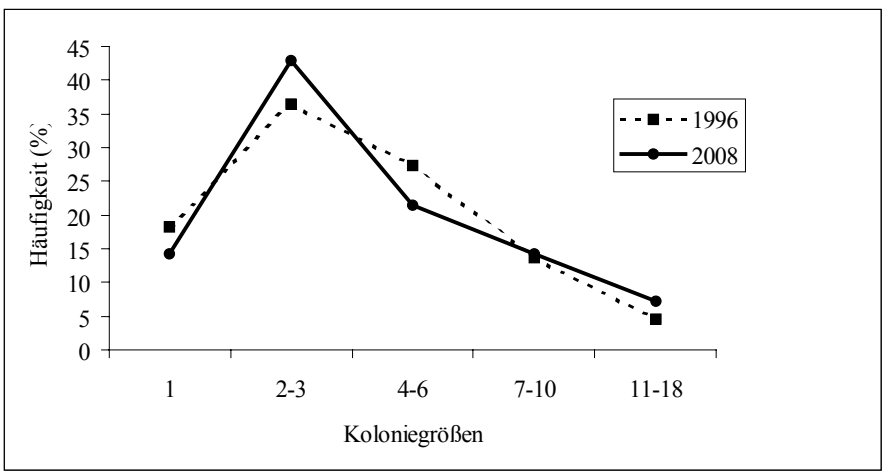
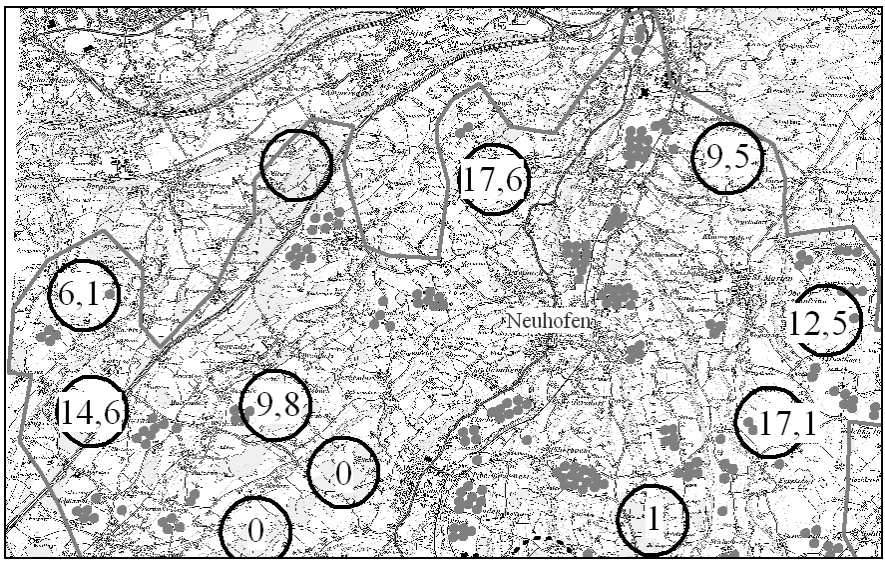
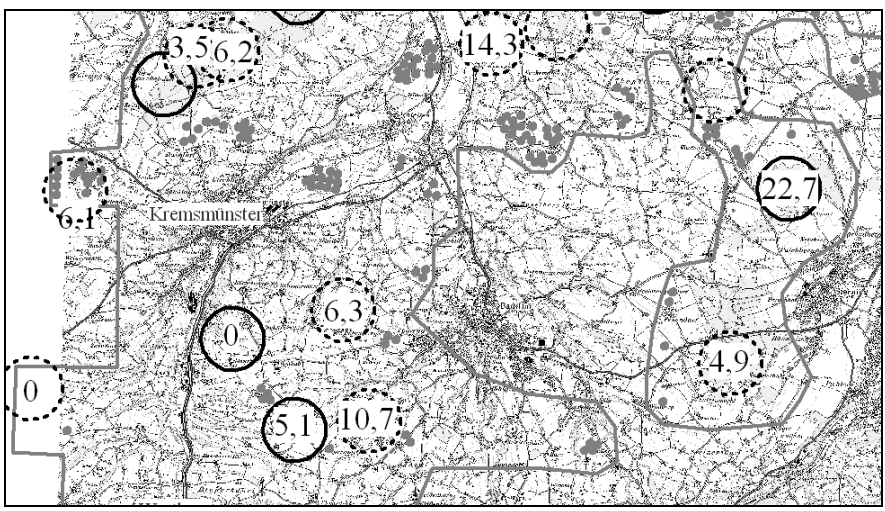


Abb. 5: Koloniegrößen-Verteilung des Kiebitz im Vergleich 1996 und 2008.
Fig. 5: Frequency distribution of different colony sizes of Lapwings in 2008 as compared to 1996.

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Die Habicht-Prädation war regional sehr unterschiedlich (Abb. 6). Unter der Voraussetzung, dass Kiebitze unter den Rupfungen nicht überrepräsentiert waren (*load size effect*), war sie überregional bedeutend. Während die eventuell naheliegenden Faktoren absolute Kiebitz-Dichte, Bewaldungsgrad der Landschaft und Fasan-Prädation nicht mit der Kiebitz-Prädation an Habicht-Brutplätzen verknüpft waren, war dies beim Ausräumungsgrad der Landschaft klar der Fall (Abb. 7-10).





© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

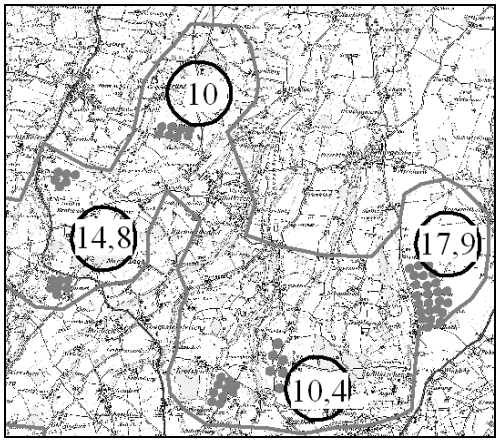


Abb. 6 (3 Teile): Reviere des Kiebitz (Punkte) und des Habicht (Kreise) im Jahr 2008. Untersuchungsfläche von ca. 340 km². Zahlen veranschaulichen die jährliche Entnahme der Kiebitz-Individuen durch Habichte, unter der Annahme von 200 Beutetieren/Brut. Kreise ohne Zahlen: unzureichendes Rupfungsmaterial. Strichlierte Kreise: Habicht-Revier im Jahr 2008 nicht besetzt.

Fig. 6: Dots show lapwing territories, circles show breeding sites of Goshawks (in 2008). Numbers within circles show annual numbers of lapwings removed. This is based on the assumption that lapwing pluckings are representative among all pluckings, and on a food demand of 200 prey items per goshawk brood. Pluckings of mostly 3-5 years were pooled.

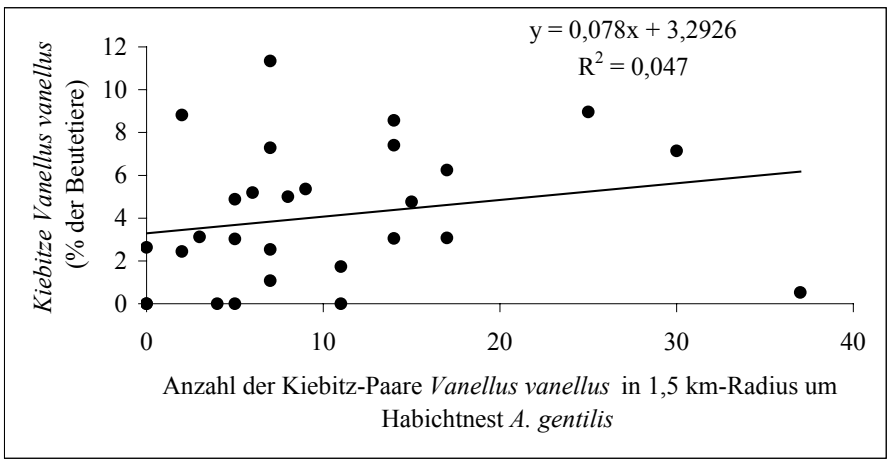


Abb. 7: Kiebitz-Prädation in Relation zur Kiebitz-Dichte; n = 30 Habicht-Horstreviere.

Fig. 7: Lapwing predation in relation to lapwing numbers in a radius of 1.5 km around goshawk nests.

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

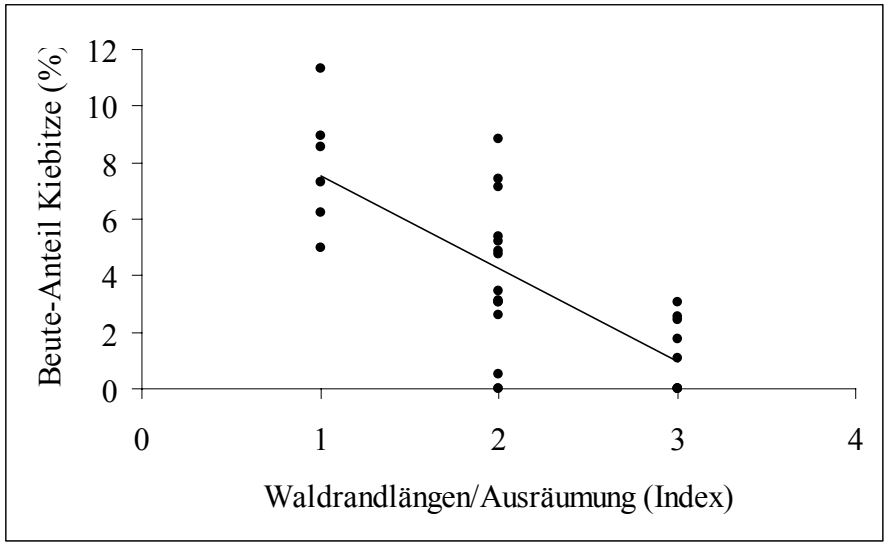


Abb. 8: Kiebitz-Prädation in Relation zur Waldrandlänge (1 = gering) in der Landschaft; n = 30 Habicht-Horstreviere, Stand 2008.

Fig. 8: Lapwing predation in relation to an index of the length of forest edge in 30 goshawk nesting places. 1 means low length of forest edge.

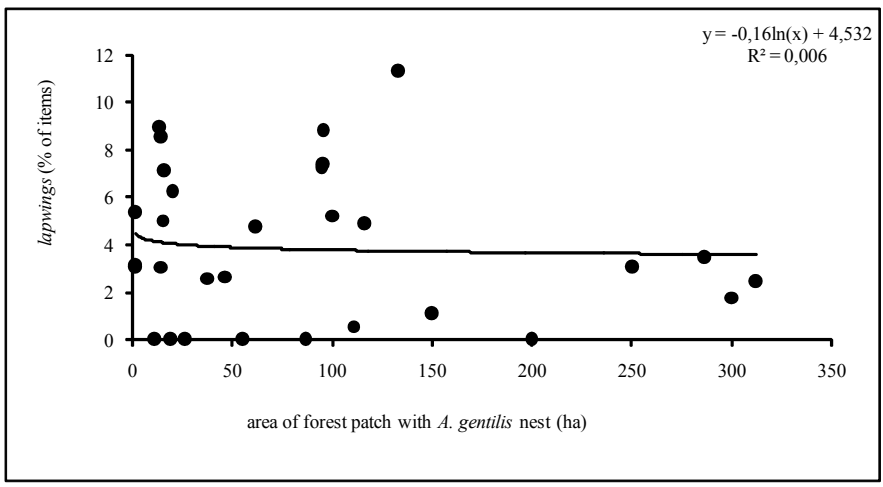


Abb. 9: Kiebitz-Prädation in Relation zum Bewaldungsgrad der Landschaft; n = 30 Habicht-Horstreviere.

Fig. 9: Lapwing predation in relation to the area of forest patch which contained the goshawk nest.

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

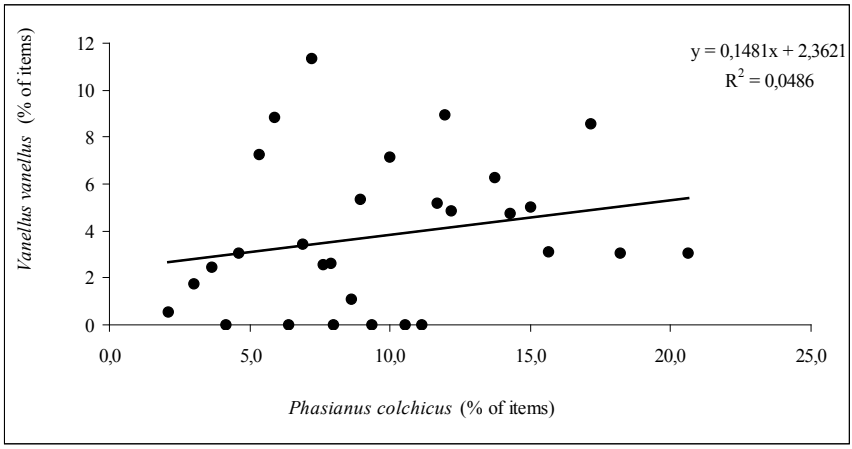


Abb. 10: Kiebitz-Prädation in Relation zur Fasan-Prädation; n = 30 Habicht-Horstreviere.

Fig. 10: Lapwing predation in relation to pheasant predation in individual goshawk territiories.

Eine interessante Frage war diejenige nach der zeitlichen Dichteabhängigkeit der Prädation. Eine inverse Dichteabhängigkeit weist darauf hin, dass Prädation limitierend wirken kann. Die Ergebnisse zeigten, dass die Kiebitz-Prädation in den letzten 5 Jahren zunahm (Abb. 11). Gegenüber der Zeitperiode davor nahm die Kiebitz-Dichte ja um rund ein Drittel ab. Dies weist darauf hin, dass der Kiebitz im Untersuchungsgebiet unabhängig von seiner Dichte zu den bevorzugten Beuteobjekten des Habichts gehörte.

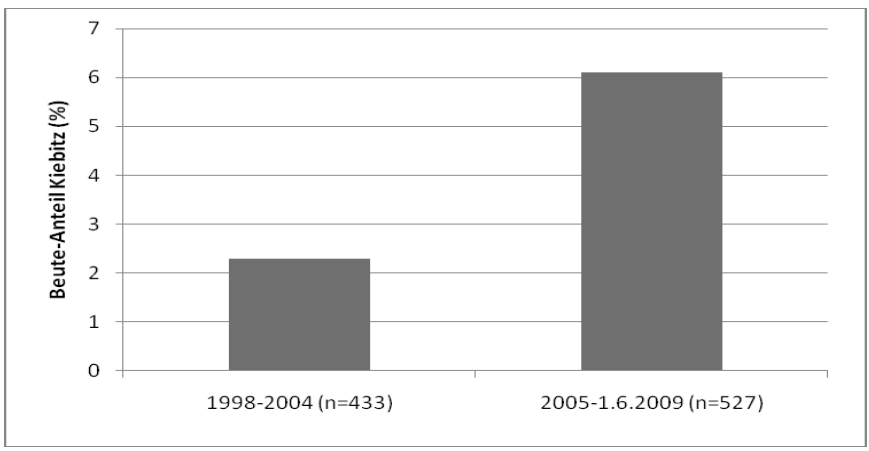


Abb. 11: Kiebitz-Prädation in sechs konstant untersuchten Habicht-Brutgebieten (Schacherteiche Zentrum, Schacherteiche West, Leombach, N. Schiedlberg, Droißingerwald, Neukematen) in zwei Zeitphasen.

Fig. 11: Lapwing predation in 6 breeding territories of Goshawks during two periods.

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Faktor Wanderfalke in Alpennähe

Im Zuge der Kiebitz-Kartierungen konnten regelmäßig Wanderfalken gesichtet werden, die gezielt Kiebitz-Kolonien bejagten, und zwar nicht nur im Frühjahr, sondern während der gesamten Brutperiode. Dies war nicht nur am südlichen Arealrand am Nordalpenrand der Fall, sondern auf der gesamten Traun-Enns-Platte (vgl. STEINER 2007). In Ergänzung zu den bereits mitgeteilten Fällen schlug am 22.5.2008 um 17:00 ein adultes Falkenweibchen in den Sauterner Äckern/Schlierbach einen Kiebitz und flog mit ihm auf die nahe Bahn-Oberleitung, von 13 Kiebitzen behasst. Am 1.5.2009 flog ein adultes Falken-Männchen in einer Kolonie östlich Leombach/Wels, eine typische Wanderfalken-Rupfung eines Kiebitzes mit nicht ausgerupften Handschwingen lag in der Nähe. Den Hinweisen auf eine sich womöglich im Flachland etablierende Wanderfalken-Brutpopulation (Krähennester auf Hochspannungsleitungen, Baumbrüter) sollte gezielt nachgegangen werden.

Besonders am südlichen Arealrand war Prädation durch die Wanderfalken-Population des Nordalpenrandes ein offenbar wichtiger Mortalitätsfaktor: Drei näher untersuchte Brutplätze im Trauntal, Almtal und Steyrtal wiesen Kiebitze in der Beuteliste auf, meist im April (Abb. 12). Vergleicht man die Beutewahl mit dem Angebot der Landschaft (*catch-supply-ratio* bzw. *vulnerability index*), so werden Haustaube und Kiebitz wohl mit Abstand am stärksten positiv selektiert (vgl. STEINER 2007). Der nahrungsökologisch bisher am besten untersuchte Brutplatz, im Almtal gelegen, wies mehrere Prozent Kiebitze in der Beuteliste auf (N. Pühringer mündl. Mitt.). Dies entspricht bei einem Nahrungsbedarf von etwa 300 Beutevögeln pro Brut (UTTENDÖRFER 1939) eventuell rund 10 entnommenen Kiebitzen/Brut. Bemerkenswert waren die großen Distanzen zwischen den Wanderfalken-Brutplätzen und den nächstgelegenen Kiebitz-Brutplätzen. Sie betrugen neun (Steyrtal), 10 (Almtal) und 14-19 km (Trauntal).

Auch direkt im Kiebitz-Brutgebiet wurde in vier Fällen das Schlagen von Kiebitzen beobachtet. Dies war zur Zeit des höchsten Nahrungsbedarfes der Falkenjungen im Mai und Juni (drei mal Eigenbeobachtung, ein mal Mitteilung eines zuverlässigen Falkners). Hier betrugen die Distanzen zu den nächsten Wanderfalken-Brutplätzen neun, 12 und 22 km (Abb. 12). Es könnte sich auch um nichtbrütende Falken gehandelt haben. Zu Beginn der 1990er Jahre wurde jedoch im April an einem solchen Platz (Schlierbach) ein Wanderfalken-Terzel mit einem frischgeschlagenen Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) (?) gesichtet, der dann offenbar weiträumig dem nächsten Brutplatz im Süden in 10 km Entfernung zustrebte. Somit spricht alles dafür, dass alpine Wanderfalken beträchtlich weit ins Alpenvorland zur gezielten Kiebitz-Jagd vorstoßen.

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

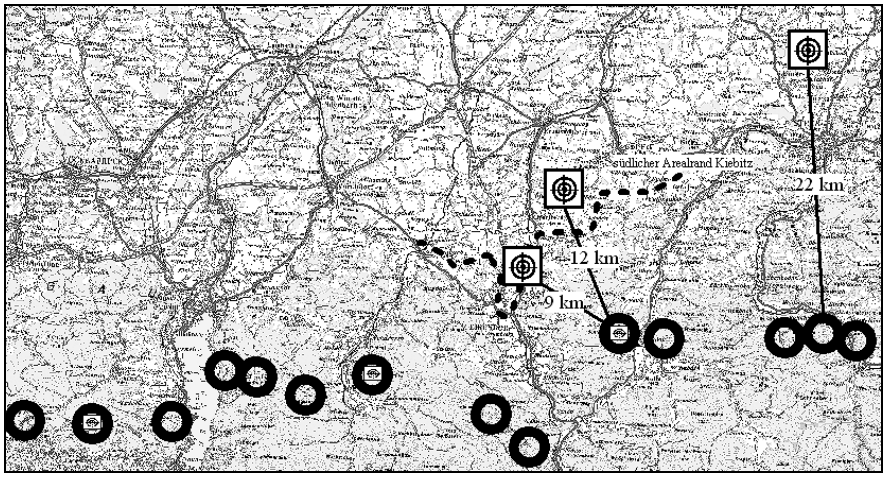


Abb. 12: Kiebitz-Prädation durch Wanderfalken am Arealrand. Kreise = Wanderfalken-Brutplätze. Drei Fälle mit Insert: Nahrungsökologisch genauer untersuchte Brutplätze, wo auch Kiebitz-Prädation nachgewiesen wurde (meist April). Zielscheiben-Symbole: Direkt beobachtete Kiebitz-Prädation durch adulte Wanderfalken im Mai und Juni. Strichlierte Linie: südlicher Arealrand des Kiebitz. Mit Unterstützung durch N. Pühringer, W. Jiresch, H. Uhl u. H. Pfleger.

Fig. 12: Lapwing predation by peregrine falcons at the Northern fringe oft the Alps. Circles indicate peregrine nesting places, inserts indicate that lapwings were taken. Symbols indicate the direct observation of lapwing predation by peregrines. Lines show the nearest distance to peregrine nesting places. The broken line indicates the Southern border of the lapwing breeding range in Upper Austria.

Diskussion

Die festgestellten Dichtewerte und das Ausmaß des Rückganges sind mit anderen Gebieten Mitteleuropas vergleichbar (REICHHOLF 1996, SCHWAIGER 2005, SUDFELDT et al. 2007, PECMB 2007); auch der Rückgang der Einzelbrüter, die höhere Prädationsverluste haben dürften (vgl. STEINER 2007).

Auf die Brutpopulation einwirkende Faktoren sind (1) Boden- und Landnutzung, (2) Witterung, (3) Säugetierpopulationen und (4) Vögel, wie Corviden, einschließlich des hier herausgegriffenen äußerst komplexen Teilaspekts „Habicht". Er kann ja je nach Situation der *intraguild-predation* Beutebestände heben oder senken (STEINER 2007). Besonders der für viele Vögel wichtige Faktor „Säugetiere" ist schwer zu beurteilen, da diese meist nachtaktiv sind. In Summe ist von keiner starr strukturabhängigen Habitatwahl auszugehen, sondern von einem *trade-off* zwischen Nahrung und Sicherheit. Unter diesem Aspekt ist auch das Koloniebrüten des Kiebitzes zu sehen. Eigentlich erhöht dieses Verhalten das Risiko gegenüber Bodenfeinden. Es ist jedoch notwendig, da es

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

gegenüber Luftfeinden den notwendigen Schutz bringt. Dazu kommen natürlich soziale Faktoren.

Es scheint ein Mythos zu sein, dass Ackerbrüter geringen Bruterfolg haben, und notorische *sink*-Populationen darstellen. Vielmehr wanderten die Kiebitze aus dem Grünland ins Ackerland, weil hier der Bruterfolg besser ist. Während der Kartierungen konnten regelmäßig zahlreiche Küken beobachtet werden. Die Vorverlegung des Maisanbaus um etwa 2 Wochen in den letzten Jahren hat die Situation für den Kiebitz weiter verbessert (J. Sperrer pers. Mitt.). Dadurch dürften fast alle Zweitgelege erfolgreich sein, da ab Mitte April Ruhe in der Feldbearbeitung herrscht. Aber auch Erfolge von Erstgelegen waren keine Ausnahmen, da schon Ende April/Anfang Mai nicht selten Junge beobachtet werden konnten. Sie dürften von den Gelegen in Wintergetreide stammen. Das Untersuchungsgebiet war offenbar durch zunächst gute Fortpflanzungserfolge charakterisiert, auch wenn dies noch zu präzisieren sein wird. Hinweise auf generellen Nahrungsmangel konnten nicht erbracht werden, da auch stets kleine Säume, Feldwege und Randstrukturen vorhanden waren, an denen sich Küken gerne aufhielten. Die Prädation in späteren Lebensstadien schien dagegen nicht unwesentlich zu sein.

Habichtprädation

Die stärkere Kiebitz-Prädation durch Habichte in den ausgeräumteren Revieren war auffällig. Diese Habichtreviere waren oft monotone „Fichtenäcker“, die von riesigen Mais- und Getreideäckern umgeben waren. Der Befund könnte auf ein geringeres Beuteangebot in den Wäldern in Form von Eichelhähern und Drosseln zurückzuführen sein, die sonst die Hauptbeute in dieser Habichtpopulation bilden. Die Verstärkung von Prädation durch die Zunahme von Randeffekten, also die wegfallende Pufferung von Konkurrenz, im Zuge der Landschaftsausräumung in Mitteleuropa dürfte für viele Arten ein übergeordnetes Problem sein (vgl. SACHSLEHNER & SCHMALZER 2008 für den Raubwürger *Lanius excubitor*: „heutige … Intensivnutzung führt zu scharfen Bewirtschaftungsgrenzen zwischen gehölzfreien Flächen und geschlossenem Wald“). Damit wird der Habicht zum „Sündenbock der Landwirtschaft“ (SCHERZINGER 1980). Es wäre möglich, dass einzelne Habicht-Reviere, wie beispielsweise im „Droißingerwald“ nordwestlich Sierning, regionale *sink*-Populationen beim Kiebitz erzeugen. Denn hier wurden am 22. März 2008 in einem 1,5 km-Radius um den Habicht-Horst sieben Kiebitz-Reviere festgestellt. Am 17. Mai war aber nur mehr ein Paar anwesend. 2009 wurde ähnliches festgestellt. Dieses Habichtpaar fraß deutlich mehr Kiebitze, als in diesem Bereich Reviere hielten, nämlich rund 23 pro Brutsaison. Es könnte also ein Zuzug stattgefunden haben, der abgeschöpft wurde. Wahrscheinlicher ist aber, dass die Habichte erheblich

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

weiter auf Jagd geflogen sind als 1,5 km. Dies hätte dann allerdings auch eine stärkere Ausbeutung der Kiebitze in den Zwischenräumen der Habichtreviere bedeutet (Überschneidung der Jagdgebiete).

Dagegen gab es auch Habichtreviere, die einen hohen Kiebitz-Bestand in einem 1,5-km Umkreis aufwiesen, ohne ihn nennenswert zu nutzen. Ein solches Beispiel war das Revier nördlich Schiedlberg. Hier waren es etwa 37 Kiebitz-Reviere. In diesem Gebiet existierte ein sehr reichliches Beuteangebot: Haustauben (*Columba livia* f. d.) an Gehöften in Horstnähe, und Drosseln (*Turdus* sp.), Eichelhäher (*Garrulus glandarius*), Ringeltauben (*Columba palumbus*) und Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*) in den naturnahen, laubwaldreichen Waldpartien mit Wiesenresten. Folglich wurde bisher nur ein Kiebitz unter 191 Beutetieren festgestellt. Dagegen wurden hier 20 Kiebitz-Prädatoren als Habichtbeute festgestellt (drei Sperber, drei Turmfalken, zwei Waldkäuze *Strix aluco*, neun Waldohreulen *Asio otus* und drei Rabenkrähen). Zusätzlich vereitelte er in den meisten Jahren den Bruterfolg des einzigen Sperberpaares der ganzen Gegend. Folglich könnte hier durch den Habicht ein prädationsarmes Refugium für den Kiebitz geschaffen worden sein (vgl. SALO et al. 2008, AMARASEKARE 2008).

Der Waldanteil erklärte die Kiebitz-Prädation nicht, denn es gab auch waldarme Reviere mit nicht wenigen Kiebitzen und dennoch nur mittelstarker Prädation, wie etwa südöstlich Sattledt. Hier jedoch war es eine durch viele kleine Gehölze und Obstgärten strukturierte Landschaft, die einen hohen Bestand an Fasan (*Phasianus colchicus*), Star (*Sturnus vulgaris*), Amsel (*Turdus merula*), Buntspecht (*Dendrocopos major*) und Feldhasen (*Lepus europaeus*) hielt, die sich entsprechend mit rund 21, 11, 10, sieben und sechs % der Beutestücke niederschlugen.

Ein weiterer Faktor für die Selektion einer Beuteart ist echte ethologische Spezialisierung. Es ist bekannt, dass sich einzelne Greifvogel-Individuen auf besondere Beutearten einstellen können (z. B. FISCHER 1977, NEWTON 1986). So fand KENWARD (2006) in zwei Habicht-Horstgebieten nichts als Krähenfedern! Im Untersuchungsgebiet wurde bisher in 20 Jahren nur ein Fall von Spezialisierung festgestellt: Am 12. April 1995 hatte ein Terzel an den Schacherteichen/Kremsmünster auf einem Baumstumpf unter 22 Beutetieren 60 % Stare gerupft. Leider wurde hier der Horst vom Jäger durchschossen, und später wurden auch mehr Enten geschlagen.

Es fiel auf, dass Gemeinden mit besonderen Klagen der Jägerschaft über den Habicht, wie Sierning, St. Marien oder Kremsmünster, besonders stark ausgeräumt und oft durch schnurgerade Fichten-Waldränder charakterisiert waren. Hier wäre die Begründung zahlreicher Heckeninseln dringend zu empfehlen, um dem Niederwild vor allem im Winter mehr

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Deckung zu verschaffen (und die illegalen Habichtfänge einzudämmen; ein Habichtkorb in einer insulären Heckeninsel wurde 2008 gefunden). Diese sollten aber weiter von Waldrändern entfernt liegen und nicht mit diesen verbunden sein, da sie dem Greif als Ansitz, Deckung und Startpunkt dienen.

Alle Aussagen sind noch mit einer gewissen Vorsicht zu betrachten, denn trotz aller Sorgfalt bleiben einige Unsicherheitsfaktoren in der Berechnung, auch wenn solche Kalkulationen in kritischen und angesehenen Fachzeitschriften wie dem „Ibis" akzeptiert werden: Hier entnahm eine studierte Habichtpopulation laut Rupfungsanalyse jährlich 115 Turmfalken in einem Gebiet, in dem es nur rund 7 Turmfalkenpaare gab (PETTY et al. 2003)! Die Moorschneehuhn-Prädation (*Lagopus lagopus*) durch Habichte wird in Finnland auf bis zu 100 % des Bestandes geschätzt (KENWARD 2006). Der gegenwärtige Unsicherheitsfaktor ist vor allem in der Repräsentativität der Beutelisten, und wohl weniger im Nahrungsbedarf der Habichtpaare zu suchen (siehe ausführlichere Diskussion in STEINER 2007). Deshalb sollen die Stichproben in den kommenden Jahren noch aufgestockt werden. Auch der *load size effect* von *central place foragers* ist zu beachten (SONERUD 1992). Hiernach sind kleine und große Beutestücke am Horst unterrepräsentiert, während mittelgroße (wie der Kiebitz) überrepräsentiert sind (RUTZ 2003). Dagegen sind Schwankungen des Kiebitz-Bestandes für die Kalkulation berücksichtigt und weniger ein Problem.

Drängte der Wanderfalke den Kiebitz wieder aus den Alpen zurück?

Nach WHITE zit. in WHITE & NELSON (1991) streiften Wanderfalken in Utah auf Beutesuche bis zu 24 km Entfernung vom Horst umher (ein Gerfalke *Falco rusticolus* bis 24 km). Auch FREY & SENN (1980) stellten am Alpenostrand bei Saker- (*Falco cherrug*) und Wanderfalken hohe Rebhuhn-Beuteanteile fest, wobei ein größerer Abstand zwischen Brutgebiet und Jagdgebiet bestand. Nach LEDITZNIG et al. (2007) erreichte ein adultes Weibchen in einer schneereichen Vorbrutzeit am niederösterreichischen Alpennordrand bis zu 33 km Tagesleistung vom Brutplatz bis zu den Jagdgebieten in den Niederungen.

In Nordamerika änderten Limikolen ihre Zugstrategie und Körpermasse, nachdem sich die Wanderfalkenbestände wieder erholt hatten (YDENBERG et al. 2004, POMEROY et al. 2006). Der erneute Rückzug des Kiebitzes aus den Längstalfurchen der Alpen (LANDMANN in DVORAK et al. 1993) fiel mit der Erholung der Wanderfalken-Bestände nach dem pestizidbedingten Rückgang zusammen. Neben einer allfälligen Landwirtschaftsintensivierung mit Zunahme des Intensivgrünlandes auf Kosten von kleinteiligem Ackerland wäre dieser Faktor zu prüfen. Denn die alpinen Längstalfurchen sind die „Wanderfalken-Hochburgen".

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Selektive Jagd durch Greifvögel kann Beutepopulationen gebietsweise unter Umständen deutlich reduzieren (THIRGOOD et al. 2000). An Haustaubenhaltungen in Oberösterreich und Kärnten (Mitt. BirdLife Kärnten) wurden durch einzelne Wanderfalken mehrfach Dutzende Exemplare und damit ein Großteil des Bestandes geschlagen. Die schottische Wanderfalkenpopulation entnahm 2002 schätzungsweise 25.000-78.000 Brieftauben, das sind 13-40 % der Brieftauben-Population (PARROTT et al. 2008). Ähnliches ist für isolierte Kiebitz-Kolonien in alpinen Talkesseln oder am Alpenrand denkbar, die von mehreren Wanderfalken-Paaren aus den umliegenden Wänden bejagt werden, wohl oft aus 5-20 km Entfernung. Dies könnte ein Grund sein, warum Kiebitze steilwandige Täler unter 800 m Breite meiden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1975).

Schlussfolgerungen

Die vorliegenden Ergebnisse sind nur erste Bausteine, und für weiter reichende Aussagen ist noch viel Arbeit zu leisten. Besonders wünschenswert wären zum Beispiel Individualmarkierungen und Telemetrierungen zur Abschätzung der räumlichen Muster von Turnover und Sterblichkeit.

Eines ist aber klar: Man kann den Faktor „Landwirtschaft“ nicht isoliert betrachten, Prädation ist auf jeden Fall populationsrelevant. Gerade bei den potenziell langlebigen Larolimikolen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1975) ist die Altvogel-Mortalität sicher besonders wichtig für die Bestandsentwicklung. Bisher wurde erst die Jugendmortalität dürftig untersucht. Als Gelegeprädatoren dürften Hermeline am wichtigsten sein, für Jungvögel neben Turmfalken Mäusebussarde (vgl. BEINTEMA & MÜSKENS 1987, TEUNISSEN et al. 2005 zit. in SHRUBB 2007, HÖNISCH et al. 2008). Nach TEUNISSEN et al. (2005) war in den Niederlanden Kükenprädation wichtiger für den Rückgang als Nestprädation. Hier stand der Graureiher an erster Stelle, gefolgt von Hermelin/Wiesel, Mäusebussard und Rabenkrähe (SCHEKKERMAN et al. 2009). Danach folgten Arten wie Habicht, Sperber und Rotfuchs. Lokal war auch der Igel (*Erinaceus europaeus*) ein wichtiger Nestprädator (JACKSON & GREEN 2000 zit. in SHRUBB 2007).

Allgemeine Schlussfolgerungen für den Schutz binnenländischer Limikolen-Populationen

Ein bisher unzureichend diskutierter Aspekt ist die Verlagerung brütender Kiebitze aus dem Grünland ins Ackerland, das ja viel nahrungsärmer und trockener ist. Hier könnte auch die geringe Mäusedichte und damit geringere Präsenz generalistischer Prädatoren wie Hermelinen und Bussarden einen wichtigen Unterschied ausmachen (vgl. BELLEBAUM 2002).

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Eine alternative Erklärung dafür wäre zwar auch die zunehmende Intensivierung, Düngung, der erhöhte Raumwiderstand und das feuchtere Kleinklima des Grünlandes. Dass es so einfach nicht ist, dafür sprechen auch die Beobachtungen von UHL (1995, 1998, 2000): In den Kremsauen wurde diese Herausverlagerung auch aus dem speziell extensiv gemanagten Schutzgebiet festgestellt, wo diese Probleme ausgeschlossen werden können.

Ähnliches könnte auf weitere Limikolen wie den Brachvogel zutreffen. PLASSER (2008) stellte am scheinbar „suboptimalen" Habitat des Flughafens Wels hervorragende Bruterfolge und Populationstrends fest. Eine ganz wesentliche Ursache für diese Verhältnisse dürfte der geringe Prädationsdruck am Welser Flughafen sein: Die Feldmäuse (*Microtus arvalis*), die Prädatoren anziehen, werden kurzgehalten, er ist eingezäunt sowie durch Gehölze, die Ansitzwarten bieten, wenig gegliedert (PLASSER 2008 und mündl. Mitt.).

Generell scheinen sich Bodenbrüter des Kulturlandes (aber auch des Waldes), vor allem Nichtsingvögel, vor allem in prädationsarmen Refugien positiv zu entwickeln (vgl. ANGELSTAM 1986, ANDRÉN 1992, 1994, ANDRÉN & ANGELSTAM 1985, 1988). Deshalb wäre es empfehlenswert, bei allen Schutzprojekten schon von Beginn an die äußerst komplexe Prädationssituation in gebietsspezifischer Weise zu berücksichtigen, vor allem Randeffekte und Nahrungsangebot (MØLLER 1989, 1991; STEINER 2002 für das Naturschutzgebiet Blinklingmoos/Wolfgangsee). Hierbei sollte „Prädation" nicht pauschal abgehandelt werden (CHALFOUN & MARTIN 2009), sondern nach verschiedenen Säugetieren, Corviden, Greifvogelarten usw. differenziert werden.

Dank

Für die Begleitung bei Exkursionen, Hilfe bei Zählungen und Habicht-Horstkontrollen sowie Informationen über Wanderfalken-Brutplatzstandorte danke ich Dr. Winfried Jiresch (Wels) herzlich. Für gemeinsame Begehungen der Kremsauen, die gemeinsame Kiebitz-Erhebung 1996 und die Mitteilung der Bestandsentwicklung im Raum Micheldorf, Kirchdorf und Schlierbach danke ich H. Uhl (Schlierbach). Für zur Verfügung gestellte Fotos danke ich J. Limberger. Für die Überlassung der Beuteliste eines Wanderfalken-Paares im Almtal danke ich N. Pühringer.

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Literatur

AMARASEKARE P. (2008): Spatial dynamics of keystone predation. — J. Anim. Ecol. **77**: 1306-1315.

ANDRÉN H. (1992): Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. — Ecology **73**: 794-804.

ANDRÉN H. (1994): Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. — Oikos **71**: 355-366.

ANDRÉN H. & P. ANGELSTAM (1985): Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. — Oikos **45**: 273-277.

ANDRÉN H. & P. ANGELSTAM (1988): Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. — Ecology **69** (2): 544-547.

ANGELSTAM P. (1986): Predation on ground-nesting birds´ nests in relation to predator densities and habitat edge. — Oikos **47**: 365-373.

BEINTEMA A.J. & G.J.D.M. MÜSKENS (1987): Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. — J. Applied Ecology **24**: 743-758.

BELLEBAUM J. (2002): Prädation als Gefährdung bodenbrütender Vögel in Deutschland – eine Übersicht. — Ber. Vogelschutz **39**: 95-117.

BELLEBAUM J. & C. BOCK (2009): Influence of ground predators and water levels on Lapwing *Vanellus vanellus* breeding success in two continental wetlands. — J. Ornithol. **150**: 221-230.

BERG A., LINDBERG T. & K.G. KALLEBRINK (1992): Hatching success of lapwings on farmland: differences between habitats and colonies of different sizes. — J. Anim. Ecol. **61**: 469-476.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. — BirdLife Conservation Series No. 12. Cambridge, UK, 374 pp.

BLÜHDORN I. (2002): Bestandsentwicklung und Brutbiologie einer Kiebitzkolonie (*Vanellus vanellus*) während der Extensivierung ihres Brutgebietes. — Inaugural-Dissertation, Wilhelms-Universität Münster.

BOLTON M., TYLER G., SMITH K. & R. BAMFORD (2007): The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. — J. Applied Ecology **44** (3): 534-544.

CHALFOUN A.D. & T.E. MARTIN (2009): Habitat structure mediates predation risk for sendentary prey: experimental tests of alternative hypotheses. — J. Anim. Ecol. **78**: 497-503.

CRESSWELL W. (2008): Non-lethal effects of predation in birds. — Ibis **150**: 3-17.

CROOKS K.R. & M.E. SOULE (1999): Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. — Nature **400**: 563-566.

DVORAK M., RANNER A. & H.-M. BERG (ed.) (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981-1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde. — Umweltbundesamt, Wien, 522 pp.

EGLINGTON S.M., GILL J.A., BOLTON M., SMART M.A., SUTHERLAND W.J. & A.R. WATKINSON (2008): Restoration of wet features for breeding waders on lowland grassland. — J. Applied Ecology **45**: 305-314.

FISCHER W. (1977): Der Wanderfalke. — 3. Aufl., Neue Brehm-Bücherei, Wittenberg Lutherstadt (A. Ziemsen).

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

FLADE M. (1998): Neue Prioritäten im deutschen Vogelschutz: Kleiber oder Wiedehopf? — Falke **45**: 348-355.

FREY H. & H. SENN (1980): Zur Ernährung des Würgfalken (*Falco cherrug*) und des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in den niederösterreichischen Kalkvoralpen. — Egretta **23**: 31-38.

FRÜHAUF J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (*Aves*) Österreichs. — In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. – Umweltbundesamt Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GATTER W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. 30 Jahre Beobachtung des Tagzugs am Randecker Maar. — Aula Verlag, Wiebelsheim, 656 pp.

GLUTZ VON BLOTZHEIM U.N., BAUER K.M. & E. BEZZEL (1975): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 5: Charadriiformes, Teil 1. — Aula Verlag, Wiesbaden, 839 pp.

HEITHAUS M.R., WIRSING A.J., BURKHOLDER D., THOMSON J. & L.M. DILL (2009): Towards a predictive framework for predator risk effects: the interaction of landscape features and prey escape tactics. — J. Anim. Ecol. **78**: 556-562.

HELLDIN J.O., LIBERG O. & G. GLOERSEN (2006): Lynx (*Lynx lynx*) killing red foxes (*Vulpes vulpes*) in boreal Sweden – frequency and population effects. — Journal of Zoology **270**: 657-663.

HÖNISCH B., ARTMEYER C., MELTER J. & R. TÜLLINGHOFF (2008): Telemetrische Untersuchungen an Küken vom Großen Brachvogel *Numenius arquata* und Kiebitz *Vanellus vanellus* im EU-Vogelschutzgebiet Düsterdieker Niederung. — Vogelwarte **46**: 39-48.

JOHNSON C.N. & J. VANDERWAL (2009): Evidence that dingoes limit abundance of a mesopredator in eastern Australian forests. — J. Applied Ecology **46**: 641-646.

KENWARD R. (2006): The Goshawk. — Poyser, London, 360 pp.

KLANSEK E., WILDAUER L., LAMPE T., SCHREIBER B. & F. REIMOSER (2008): EU-Vogelschutzrichtlinie. Habicht (*Accipiter gentilis*). Mäusebussard (*Buteo buteo*). Gutachten zur Anwendung der Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. — Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Veterinärmedizinische Universität Wien, Institutsleiter Univ.Prof. Dr. Walter Arnold, Savoyenstraße 1, 1160 Wien, 27. Oktober 2008, 53 pp.

KOOIKER G. & C.V. BUCKOW (1997): Der Kiebitz. Flugkünstler im offenen Land. — Aula-Verlag, Wiesbaden, 141 pp.

LEDITZNIG C., LEDITZNIG W. & R. OSTERKORN (2007): Rekonvaleszenz und erfolgreiche Wiederfreilassung eines weiblichen Wanderfalken (*Falco peregrinus*). — Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum **18**: 27-45.

LIMA S.L. & T.D. STEURY (2005): Perception of predation risk: the foundation of nonlethal predator-prey interactions. *Ecology of predator-prey interactions* (eds P BARBOSA & I. CASTELLANOS), pp. 166-188. — Oxford University Press, Oxford.

MACDONALD M.A. & M. BOLTON (2008): Predation of Lapwing *Vanellus vanellus* nests on lowland wet grassland in England and Wales: effects of nest density, habitat and predator abundance. — J. Ornithol. **149**: 555-563.

MØLLER A.P. (1989): Nest site selection across field-woodland ecotones: the effect of nest predation. — Oikos **56**: 240-246.

MØLLER A.P. (1991): Clutch size, nest predation, and distribution of avian unequal competitors in a patchy environment. — Ecology **72**: 1336-1349.

NEWTON I. (1986): The Sparrowhawk. — Poyser, Calton, 396 pp.

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

PALOMARES F. & T.M. CARO (1999): Interspecific killing among mammalian carnivores. — The American Naturalist **153**: 492-508.

PARK K.J., CALLADINE J.R., GRAHAM K.E., STEPHENSON, C.M. & C.V. WERNHAM (2005): The Impacts of Predatory Birds on Waders, Songbirds, Gamebirds and Fisheries Interests. — A report to Scotland´s Moorland Forum. 25 May 2005. 201 pp.

PARROTT D., HENDERSON I., DEPPE C. & P. WHITFIELD (2008): Scottish racing pigeons killed by Peregrine Falcons *Falco peregrinus*: estimation of numbers from ring recoveries and Peregrine daily food intake. — Bird Study **55**: 32-42.

PECBMS (2007): State of Europe´s Common Birds, 2007. — CSO/RSPB, Prague, Czech Republik, 23 pp.

PETTY S.J., ANDERSON D.I.K., DAVISON M., LITTLE B., SHERRAT T.N., THOMAS C.J. & X. LAMBIN (2003): The decline of common kestrels *Falco tinnunculus* in a forested arera of northern England: the role of predation by northern goshawks *Accipiter gentilis*. — Ibis **145**: 472-483.

PLASSER M. (2008): Neubesiedlung des Flugplatzes Wels durch den Großen Brachvogel (*Numenius arquata*) – eine 10-jährige Erfolgsgeschichte mit Ablaufdatum? — Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell **16** (1): 1-8.

POMEROY A.C., BUTLER R.W. & R.C. YDENBERG (2006): Experimental evidence that migrants adjust usage at a stopover site to trade off food and danger. — Behav Ecol **17**: 1041-1045.

REICHHOLF J. (1996): Zusammenbruch des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im niederbayerischen Inntal. — Ornitholog. Anz. **35**: 173-179.

ROBITZKY U. (2009): Anzahl der Uhupaare (*Bubo bubo*) 2008 im Lande Schleswig-Holstein – eine Bestandsschätzung. — Eulenrundblick **59**: 27-32.

RUTZ C. (2003): Assessing the breeding season diet of goshawks *Accipiter gentilis*: biases of plucking analysis quantified by means of continuous radio-monitoring. — J. Zool. **259**: 209-217.

SACHSLEHNER L. & A. SCHMALZER (2008): Die Brutpopulation (1995-2007) des Raubwürgers (*Lanius excubitor*) im nördlichen Waldviertel (Niederösterreich) und ihre Bedrohung durch Grundstückszusammenlegung, Grünlandumbruch, Feldgehölzrodung und den Abbau kleiner Leitungen. — Pp. 43-89 in: FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT WILHELMINENBERG (Hrsg.): Der Raubwürger in Österreich. Red. L. SACHSLEHNER. Stockerau, 304 pp.

SALEK M. & P. SMILAUER (2002): Predation on northern lapwing *Vanellus vanellus* nests; the effect of population density and spatial distribution of nests. — Ardea **90**: 51-60.

SALO P., NORDSTRÖM M., THOMSON R.L. & E. KORPIMÄKI (2008): Risk induced by a native top predator reduces alien mink movements. — J. Anim. Ecol. **77**: 1092-1098.

SCHEKKERMAN H., TEUNISSEN W. & E. OSSTERVELD (2009): Mortality of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. — J. Ornithol. **150**: 133-146.

SCHERZINGER W. (1980): Habicht. Sündenbock der Landwirtschaft? — Nationalpark **26**: 15-19.

SCHMIDT E. & R.-R. STRACHE (1997): Brutbestandsentwicklung des Kiebitzes auf Probeflächen in Mecklenburg-Vorpommern. — Orn. Rdbr. Meckl.-Vorpomm. **39**: 27-42.

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

SCHWAIGER H. (2005): Kiebitz *Vanellus vanellus*. Pp. 182-183. — In: BEZZEL, E., GEIERSBERGER I., LOSSOW G.V. & R. PFEIFER (2005): Brutvögel in Bayern. Verbreitung 1996 bis 1999. — Eugen Ulmer, Stuttgart, 560 pp.

SHARPE F., CLARK J. & D. LEECH (2008): Does variation in demographic parameters account for regional variation in Northern Lapwing *Vanellus vanellus* population declines across Great Britain?: Capsule Variations in regional nest survival rates, natal philopatry, first-year and adult survival cannot explain regional Northern Lapwing population declines. — Bird Study **55**: 247-256.

SHRUBB M. (2007): The Lapwing. — Poyser, London, 232 pp.

SIH A., ZIEMBA R. & K.C. HARDING (2000): New insights on how temporal variation in predation risk shapes prey behavior. — Trends in Ecology and Evolution **15**: 3-4.

SONERUD G.A. (1992): Functional responses of birds of prey: biases due to the load-size effect in central place foragers. — Oikos **63**: 223-232.

STEINER H. (1994): Zu Siedlungsdichte, Habitat und Verlustursachen einer Kiebitzpopulation (*Vanellus vanellus*) des Alpenvorlandes in Oberösterreich. — Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell **2** (1): 13-16.

STEINER H. (2002): Quantitative ornithologische Erhebung der Wiesenvögel, Anhang 1 – und Rote-Liste-Arten im Naturschutzgebiet „Blinklingmoos“, Wolfgangsee. Mit einem Pflegekonzept. — Im Auftrag von ÖKON, Regensburg. 14 S. + Anhang.

STEINER H. (2007): Absolute Entnahmen in einer Kiebitz-Brutpopulation (*Vanellus vanellus*) durch Greifvögel (*Accipiter gentilis*, *A. nisus*, *Falco peregrinus*). — Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell **15** (2): 171-191.

STEINER H. & C. DESCHKA (2006): Integriertes Greifvogel-Monitoring 1990-2003 in Oberösterreich. Pp. 113-142. — In: GAMAUF, A. &. H.-M. BERG (Hrsg.): Greifvögel & Eulen in Österreich. – Naturhistorisches Museum, Wien.

STEINER H., UHL H. & M. BRADER (1997): Dichte und Bestand des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) in Oberösterreich. — Egretta **40**: 140-144.

SUDFELDT C., DRÖSCHMEISTER R., GRÜNEBERG C., MITSCHKE A., SCHÖPF H. & J. WAHL (2007): Vögel in Deutschland – 2007. — DDA, BfN, LAG VSW, Münster, 39 pp.

TEUNISSEN W., SCHEKKERMANN H. & F. WILLEMS (2005): Predatie bij Weidevogels. — Sovon vogelonderzoek Nederland.

THIRGOOD S.J., REDPATH S.M., HAYDON D.T., ROTHERY P., NEWTON I. & P.J. HUDSON (2000): Habitat loss and raptor predation: disentangling long- and short-term causes of red grouse declines. — Proc. R. Soc. Lond. B **267**: 651-656.

UHL H. (1993): Die Kremsauen – ein letztes Rückzugsgebiet für Wiesenvögel in Oberösterreich. — Öko·L **15** (2): 21-30.

UHL H. (1994): Wiesenbrütende Vogelarten der Kremsauen. Forschungsbericht Brachvogel 3. — Forschungsinstitut WWF Österreich Heft **12/1994**: 6-21.

UHL H. (1995): Bestandserhebung wiesenbrütender Vogelarten in 24 Untersuchungsgebieten in Oberösterreich 1994. — Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell **3** (2): 3-45.

UHL H. (1998): Wiesenbrütende Vogelarten der Kremsauen. Brutvogelbestände und Effizienz der Schutzmaßnahmen anhand der Siedlungsdichterhebungen 1991-1996. — Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell **6** (1): 3-32.

UHL H. (2000): Wiesenvogelschutz in Oberösterreich – Projekte für ein klangvolles Frühjahr in unseren Landschaften. — Öko·L **22** (1): 3-18.

© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

UHL H. (2005): Wiesenvögel in Oberösterreich 2004. Bestandstrends und Naturschutzbezüge auf Basis der landesweiten Kartierung. — Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell **13** (2): 117-162.

UTTENDÖRFER O. (1939): Die Ernährung der deutschen Raubvögel und Eulen und ihre Bedeutung in der heimischen Natur. — Neumann, Neudamm, 412 pp.

WHITE C.M. & R.W. NELSON (1991): Hunting range and strategies in a tundra breeding peregrine and gyrfalcon observed from a helicopter. — J. Raptor Res. **25** (3): 49-62.

WILSON D.E. & R.A. MITTERMEIER (eds., 2009): Handbook of the Mammals of the World. Vol. 1. Carnivores. — Lynx Edicions, Barcelona, 727 pp.

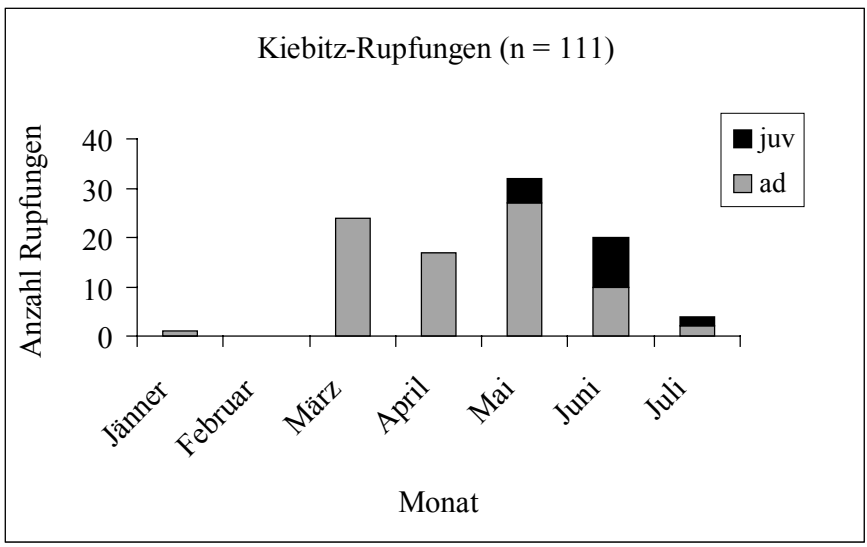
WOODROFFE R. & J.R. GINSBERG (1998): Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. — Science **280**: 2126-2128.

YDENBERG R.C., BUTLER R.W., LANK D.B., SMITH D.B. & J. IRELAND (2004): Western sandpipers have altered migration tactics as peregrine falcon populations have recovered. — Proc. R. Soc. Lond. B **271**: 1263-1269.

Anschrift des Verfassers

Dr. Helmut STEINER
Institut für Wildtierforschung und -management
Mühlbachgasse 5, A-4533 Piberbach
E-Mail: steiner.raptor@aon.at

Anhang



© Ornith.Arge Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Habicht-Revier	n Beutetiere (Stand 13.7.2009)	n Kiebitze
Feyregg	56	3
Dehenwang	32	1
Pyret	75	0
Krift	38	0
Ried	107	0
Dirnberg	133	4
Schachert. NW.	231	4
Aiterbach	36	0
Hoad	173	4
Leombach	249	21
Schacherteiche W.	288	2
Schacherteiche Zentr.	65	2
N. Schiedlberg	191	1
Hametwald	82	2
Droißingerwald	126	13
Neukematen	75	5
Schacherteiche N.	47	0
W. Kematen	63	0
Oberschöfring	106	5
Bannholz	99	4
Thal-Weichstetten	37	3
Radnerberg	35	1
E. Eggendorf/Hundsfußberg	47	2
Schimpelsberg	33	1
Fischlham	60	4
W. Kronstorf	83	8
Grünbrunn	64	3
Hamet/Maria Laah	44	2
Zeitlham	42	3
Irnharting	33	1

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Vogelkundliche Nachrichten aus Oberösterreich, Naturschutz aktuell

Jahr/Year: 2009

Band/Volume: 017ab

Autor(en)/Author(s): Steiner Helmut

Artikel/Article: BESTANDSEINBRUCH DES KIEBITZ (Vanellus vanellus) IM ALPENVORLAND, GROßRÄUMIGE DICHTE UND VORLÄUFIGE FAKTOREN FÜR HABICHT- UND WANDERFALKEN-PRÄDATION 45-71