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

Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell 2006, 14/1

ÖKOLOGISCHE NISCHE UND NATURSCHUTZ: DAS BEISPIEL GREIFVÖGEL UND EULEN IN WALD UND GEBIRGE

Ecological niche concept and nature conservation: the example of birds of prey and owls of forests and alpine habitats

von H. STEINER, G. HASLINGER, W. JIRESCH,
N. PÜHRINGER & S. STADLER

Zusammenfassung

STEINER H. (2006): Ökologische Nische und Naturschutz: Das Beispiel Greifvögel und Eulen in Wald und Gebirge. — Vogelkdl. Nachr. OÖ. – Naturschutz aktuell, **14** (1).

Im ersten Teil der Arbeit werden wichtige Aspekte der ökologischen Nischen einer vollständigen Greifvogel- und Eulengemeinschaft im europäischen Laub-Urwald der gemäßigten Zone nach Ergebnissen aus dem Nationalpark von Bialowieza diskutiert. Dabei werden besonders die Aufteilung von Dichten, Vogelnahrung, Säugetiernahrung und Beutemassen dargestellt. Im zweiten Teil der Arbeit wird die Erbeutung von Waldohreulen durch Habichte anhand von Siedlungsdichteangaben beider Arten auf benachbarten 130 und 150 km² großen Flächen erörtert (gesamt 1011 Beutetiere an 12 Horstrevieren). Die 1,5 % der Beutetiere umfassende Prädation wird auf bis zur Hälfte der Eulenpopulation geschätzt. Im dritten Teil werden kurz Ergebnisse aus einer Untersuchung von Steinadler, Wanderfalke und Uhu auf einer 1800 km² großen Probefläche aus den oberösterreichischen Kalkalpen gebracht, die vor allem 1995 bis 2005 durchgeführt wurde. An begehrten talnahen Felsen konnte ein signifikanter Einfluss des Uhus auf die Präsenz von Wanderfalkenpaaren gezeigt werden. In der Diskussion werden weltweite Ergebnisse zu Ansprüchen an die Nahrungsnische von Greifvögeln und Eulen und Nischenverschiebungen bei Änderungen der ökologischen Bedingungen sowie die Auswirkungen von Konkurrenz zusammengefasst. Daraus wird gefolgert, dass Nischen sehr plastisch sind und selbst innerhalb kleiner geographischer Räume unterschiedlich realisiert werden können. Das Vorkommen von Konkurrenten und Feinden kann die Habitatansprüche stark verschieben. Der Begriff „Habitatstruktur“ ist bei Nichtsingvögeln von sehr begrenztem Wert, wenn er nicht zu biotischen Faktoren wie Konkurrenz, Prädation oder Nahrung in Beziehung gesetzt wird. Im angewandten Naturschutz sollten diese bisher wenig beachteten Ergebnisse als Leitvorstellungen für ein naturgemäßes Handeln betrachtet werden.

Abstract

STEINER H. (2006): Ecological niche and nature conservation: The example of birds of prey and owls in forests and alpine habitats. — Vogelkdl. Nachr. OÖ. – Naturschutz aktuell, **14** (1).

In the first part, important aspects of niches of a complete community of raptors and owls in temperate primeval forests are analysed, focusing on results from Bialowieza national park. Special attention is paid to densities, bird prey, mammal prey, and prey mass. In the second part, predation of long-eared owls by goshawks in the foothills of the Alps is discussed. There were 10 owl pairs/130 km² in 1994, and 10 goshawk

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

pairs/150 km² in an area bordering the owl plot in 2002. 1011 prey remains from 12 hawk nests were identified. Owls constituted 1.5 % of prey remains. Predation of owls was estimated at up to 50 % of the owl population. In the third part, results of a census of peregrine falcon, golden eagle, and eagle owl from a plot covering 1800 km² of the Alps of Upper Austria are briefly presented. The study was conducted mainly from 1995 – 2005. At cliffs near to valleys, a significant influence of eagle owl occupancy on peregrine occupancy could be shown. In the discussion, global results according to food niches and to ecologically induced niche shifts are presented, as well as results of competition. It is concluded that niches are very plastic, and that real niches can be realized in very different manners at even small spatial scales. The presence of competitors and predators can lead to considerable habitat shifts. The term "habitat structure" is of little value in non-Passeres, unless it is connected with biotic factors such as competition, predation or food supply. In applied conservation efforts, these increasingly emerging results should be regarded as new paradigm.

Einleitung

Die Vorstellung über die ökologische Nische einer Vogelart hat verständlicherweise einen großen Einfluss auf Schutzkonzepte. Eine Definition der ökologischen Nische im Sinne von BEGON et al. (1998) bezeichnet sie als die Summe der Umweltfaktoren, die eine Art zum Überleben braucht. Nicht gemeint ist die räumliche Einbettung in die Struktur einer Landschaft. Eine andere Definitionsmöglichkeit bezeichnet sie als n-dimensionales Hypervolumen (vgl. BEGON et al. 1998 für grundsätzliche Fragen).

Die neuere Forschung betont verstärkt die Plastizität der ökologischen Nische (z.B. NEWTON 2003, ODLING-SMEE et al. 2003, SCHERZINGER 2003, SCHERZINGER & SCHUMACHER 2004). Auch in der Evolutionsforschung wird die grundsätzliche Wandelbarkeit und die enorme Häufigkeit von Parallelentwicklungen in letzter Zeit verstärkt betont (LANDMANN & WINDING zit. in CONWAY-MORRIS 2003, CONWAY-MORRIS 2003). Viele Tiere gestalten ihren Lebensraum und ihre Lebensbedingungen aktiv, indem sie etwa Stauseen (Biber) oder sichere Brutplätze (Spechte, Kolkrabe) bauen, Lichtungen roden (Elefanten), andere Arten ansiedeln (Ameisen) oder vertreiben (Wanderfalke Ą Polarfuchs, Habicht) (ODLING-SMEE et al. 2003). Diese Veränderungen von Ökosystemen werden von wiederum anderen Arten gezielt genutzt.

Dies ist in den Tropen offensichtlich, trifft aber auch in den gemäßigten Breiten zu (REMMERT 1992). Die Naturschutzpraxis geht aber noch oft davon aus, dass das Vorkommen von Lebewesen, so auch von speziell EU-rechtlich zu schützenden, allein oder weitgehend von der Landschaft abhängt. Dies kann dazu führen, dass Schutzziele nicht erreicht werden und Beschränkungen oder Förderungen unpassend formuliert werden.

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

Von großem Wert für das Verständnis der ökologischen Nische ist der Vergleich der Ökologie einer Art in unterschiedlichen Regionen und unter verschiedenen ökologischen Faktoren. Das gilt ganz besonders für den Vergleich von möglichst unbeeinflussten Landschaften und stark vom Menschen beeinflussten Landschaften. Europäische Greifvögel und Eulen wurden ebenso wie andere Vögel und Säugetiere in den letzten Jahren besonders intensiv im letzten Urwaldrest der gemäßigten Laubwald-Zone, dem Nationalpark von Bialowieza, untersucht (JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998). Dies fordert zum Vergleich mit Kulturlandschaften heraus, aus denen die Masse der Untersuchungen zu diesen Arten stammt.

In verschiedenen, speziell dem Vogelschutz gewidmeten Gebieten kommt es durch die Bestandserholung vormals reduzierter Vogelarten, die Rückkehr von Spitzenprädatoren oder auch Verschiebungen im Säugetier-Artengefüge zu Konkurrenzerscheinungen und zu Irritationen angesichts der ursprünglich formulierten Schutzziele. Dies trifft auf so unterschiedliche Gruppen wie Seevögel, Wasservögel, Wiesenvögel, Kulturlandbewohner, Raufußhühner, baumbrütende oder felsbrütende Greifvögel zu (z.B. LINDSTRÖM et al. 1994, SUDMANN et al. 1994, NORRDAHL et al. 1995, LINDNER 1998, BELLEBAUM 2002, FINNEY et al. 2003, SERGIO et al. 2003, BOOS & PÄRT 2004, BUSCHE et al. 2004, VOTIER et al. 2004, BRO et al. 2004, VALKAMA et al. 2005). Es geht darum, diese emotional vorbelasteten Fragen unter dem nüchternen Blickwinkel der Ökologie praxisrelevant aufzuarbeiten.

Viele Fehleinschätzungen hatten ihre Ursache offensichtlich in einer zu starren Ansicht über die ökologische Nische des Schutzgutes, bzw. in der Unterschätzung von zwischenartlichen Wechselwirkungen besonders in der mitteleuropäischen Feldornithologie. Die ökologische Bedeutung anderer Arten wurde noch eher bei Pflanzen, Insekten, Fischen, Reptilien oder Säugetieren, jedoch weniger bei Vögeln akzeptiert (vgl. POLIS et al. 1989, LIMA & DILL 1990, POLIS & HOLT 1992, HOLT & POLIS 1997). Dies dürfte auf weltanschaulich-ideologischen Gründen basieren, die den „zarten“, geliebten Vögeln nicht zutrauen wollte, dass sie sich gelegentlich auch gegenseitig „Schaden“ zufügten.

Prädation und Konkurrenz wurden bisher im avifaunistisch orientierten, mitteleuropäischen Vogelschutz vielfach eher als Anekdoten und Kuriositäten behandelt (siehe aber bereits KAULE 1991 für Wanderfalke und Uhu). Allenfalls wurden noch umstrittene, vom althergebrachten jagdlichen Ein-Art-Schutz geprägte Dezimierungsaktionen (an Füchsen, Krähenvögeln, teils Habicht) gefordert, denen aber zu Recht vom Vogelschutz entschieden entgegengetreten wurde (ALTENKAMP et al. 2001).

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

Dies war als Gegenreaktion auf die lange und sogar wiederauflebende Verfemung von Beutegreifern verständlich.

Der logische nächste Schritt, die positive Aufarbeitung der reichhaltigen ökologischen Literatur über Prädation für den angewandten Naturschutz, unterblieb jedoch bisher. GATTER (2000, 2004) fordert einen diesbezüglichen Paradigmenwechsel. Die Avifaunistik in Deutschland beginnt diese Erkenntnisse der Ökologie im Zuge ihrer Datenauswertung nun erfreulicherweise zu berücksichtigen (FLADE & SCHWARZ 2004).

In der vorliegenden Arbeit sollen diese Zusammenhänge für Greifvögel und Eulen in Wald und Gebirge diskutiert werden, die Schwerpunkte für amtliche, EU-induzierte und biodiversitätsrelevante Naturschutz-Bemühungen in Österreich und darüber hinaus darstellen bzw. darstellen sollten (vgl. KRAMER 1991, KILZER 2000, LEDITZNIG 2001, DVORAK & WICHMANN 2005, ELLMAUER 2005, FRÜHAUF 2005, LANZ 2005).

Anzumerken bleibt, dass für den angewandten Vogelschutz infolge mittelbarer und unmittelbarer Effekte jedoch auch die Kleinsäuger-, Klein- und Großraubtier- sowie Großherbivoren-Ökologie unentbehrlich sind, und dass eine Betrachtung, die nur bei Vögeln stehen bleibt, wesentliche Ökofaktoren übersieht (SINCLAIR et al. 2006).

Zunächst soll kurz der ökologische Rahmen für Greifvögel und Eulen des Waldes in der gemäßigten Zone skizziert werden. Anschließend wird auf zwei für die Nischenbildung wichtige Beispiele aus Oberösterreich eingegangen: Die Erbeutung einer Eulenart durch eine Greifvogelart, sowie die Dynamik einer Felsbrüter-Gemeinschaft von Greifen und Eulen. In der Diskussion werden weltweite Befunde zur Thematik eingearbeitet.

Material und Methoden

1990 bis 2005 erfolgten auf einer 1800 km² großen Probefläche in den östlichen Kalkalpen von Oberösterreich empirische Erhebungen zu Brutvorkommen der felsbrütenden Großvögel Wanderfalke, Steinadler und Uhu, teilweise auch Kolkrabe und Schwarzstorch (z. B. JIRESCH 1993, 1997, HASLINGER et al. 1994, PÜHRINGER 1996, STEINER 1999b). Das Gebiet erstreckt sich über eine Höhenlage von etwa 350 bis 2500 m (Abb. 1).

Ziel war die vollständige Bestandserhebung aller Arten auf der Fläche. Der Schwerpunkt der Feldarbeiten wurde während der jeweiligen Balz- und Brutperioden von Februar bis Juli durchgeführt. Spektive waren unerlässliche optische Hilfsmittel. Details zu artspezifischen Methoden sind in obig zitierten Arbeiten enthalten. Begonnen wurde mit eher iso-

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

liert arbeitenden Arbeitsgruppen zu den einzelnen Arten, später wurden von H. STEINER gezielt Kartierungslücken und zwischenartliche Bezüge fokussiert, die für die Erklärung der Lebensraumansprüche sehr bedeutsam waren. Als Maß für Revierqualität wurde die Besetzungshäufigkeit gewählt (SERGIO & NEWTON 2003). Besonders relevant war die Beobachtung von talnahen Felsen mit zeitweiligem Vorkommen von sowohl Wanderfalke als auch Uhu (Tab. 1).

Tab. 1: Regionale Verteilung von mehrjährig kontrollierten Brutplätzen mit Konkurrenzsituation von Wanderfalke und Uhu in den Kalkalpen des östlichen Oberösterreich.

Tab. 1: Surveyed breeding places of both Peregrine Falcon and Eagle Owl in different valleys in the Alps of Upper Austria.

Talschaft	**langjährig kontrollierte Brutplätze**
Kremstal	1
Steyrtal	2
Trauntal	2
Ennstal	1
Almtal	1
Summe	**7**

Abb. 1: Typischer EU-relevanter Felsbrüter-Lebensraum im Wettbewerb zwischen Wanderfalke, Uhu, Steinadler und Kolkrabe (manchmal auch Kletterern) (Ennstal). Foto: H. Steiner.

Fig. 1: Typical breeding habitat of the competing species Peregrine Falcon, Eagle Owl, Golden Eagle.

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

Von großem Wert für das eigene Denken war auch eine 15jährige detaillierte Studie zu Lebensraumansprüchen und zwischenartlichen Wechselwirkungen bei einer Greifvogelpopulation auf der Traun-Enns-Platte, einem etwa 300-400 m hoch gelegenen Gebiet mit 10-20% überwiegend Fichtenwald (STEINER 1998a, 2000a,b, 2003a). Diese Untersuchung war von Beginn an als Grundlage für Naturschutz bzw. Naturschutzforschung angelegt. Als besonders wichtig stellte sich die gleichzeitige Bearbeitung mehrerer Arten heraus.

Dabei wurde auch die Nahrungsökologie unter anderem des Habichts umfangreich berücksichtigt. Details zur Rupfungsanalyse und zur Vermeidung systematischer Fehler sind in STEINER (1998a) dargestellt.

Grundsätzliche Überlegungen zur Plastizität von Eulen-Lebensräumen wurden im Zuge einer Diskussion zur Habichtskauz-Wiederansiedlung in Oberösterreich angestellt (STEINER 1999a, 2000d, 2001, 2003b).

Ähnlich konnten durch eine dreijährige intensive Untersuchung über Raufußhühner die vorherrschenden Leitvorstellungen über die Vegetationsabhängigkeit der Habitatwahl nicht bestätigt werden (STEINER et al. 2003).

Darüber hinaus wurde von H. STEINER eine internationale Literaturstudie zu Nischen, Nischenverschiebungen und zwischenartlichen Wechselwirkungen bei Greifvögeln und Eulen durchgeführt.

Wir danken allen Ornithologen, die Hinweise zu den entsprechenden Felsbrüter-Arten mitteilten.

Ergebnisse

Dichte, Nahrungsnischen und Brutplätze im Laub-Urwald

Die höchsten Siedlungsdichten im Laub-Urwald der gemäßigten Zone können mit mehr als 70 Paaren/100 km² vom mittelgroßen Waldkauz erreicht werden, gefolgt vom Mäusebussard mit nahezu 60 Paaren/100 km² (Abb. 2). Beide Arten sind plastische Nahrungsgeneralisten, die auch im Inneren des Waldes erfolgreich jagen können (JEDRZEJEWSKI et al. 1994, 1996). Andere Arten fallen demgegenüber deutlich ab. Das betrifft sowohl Kleinsäuger- als auch Vogeljäger, und erwartungsgemäß besonders die großen Arten Uhu und Steinadler mit bevorzugter Jagd im Offenland.

Die tagaktiven Greifvögel sind stärkere Vogeljäger als Eulen (Abb. 3). Habicht, Sperber und Wanderfalke erreichen etwa 85, 90 und 100 % Vogelbeute, wenn man vom Baumfalken absieht. Das gilt für das ganze Größenspektrum. Bei den Eulen fällt lediglich der Sperlingskauz mit

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

70 % Vogelbeute aus dem Rahmen (JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1993).

Umgekehrt ernähren sich Eulen stärker von Säugetieren (Abb. 4). Habichtskauz, Raufußkauz und Waldohreule erreichen rund 80, 85 und 90 % Säugetierbeute. Unter den Greifvögeln erreichen Mäusebussard und Steinadler ca. 70 % und Turmfalke 80 % Säugerbeute.

Hinsichtlich Beutegrößen hat sich einzig der Sperlingskauz eine aus dem Rahmen fallende Nahrungsnische mit niedrigen Beutemassen erschlossen; Sperber sind aufgrund ihrer recht starken Drosseljagd bereits in einem höheren Bereich angesiedelt (Abb. 5). Im oberen Größenbereich fällt auf, dass der Habicht gegenüber dem ähnlich großen Habichtskauz wesentlich schwerere Beuteobjekte erjagt. Auch die vom Steinadler erschlossenen Beutegrößen (bis hin zu jungen Paarhufern) zeigen eine einzigartige Nahrungsnische.

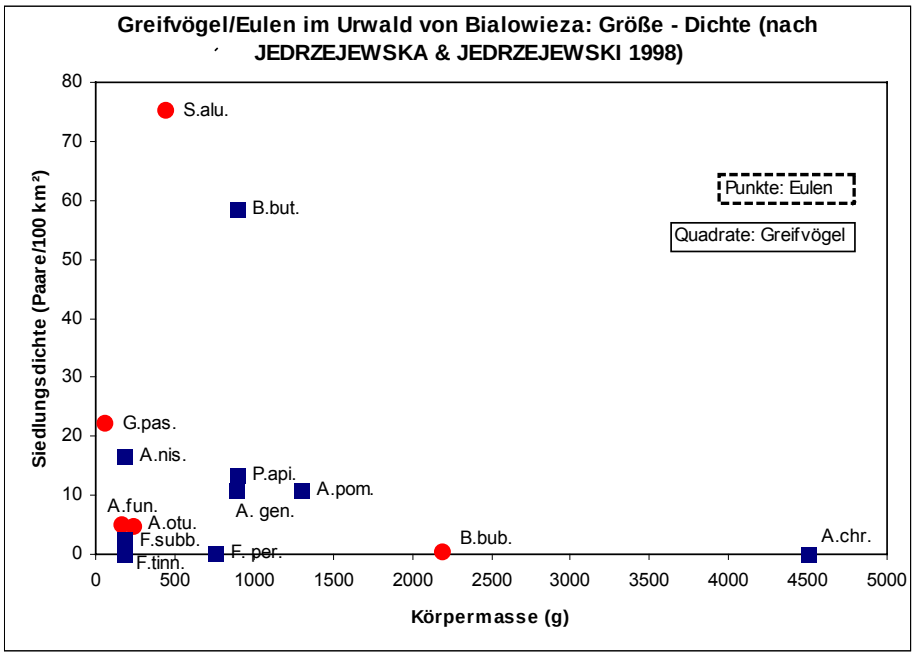

Abb. 2: Siedlungsdichten im Verhältnis zur Körpergröße bei Greifvögeln und Eulen im einzigen erhaltenen und untersuchten Urwald der gemäßigten Laubwaldzone (Nationalpark Bialowieza, Grenzgebiet Polen–Weißrussland). G. pass. = Sperlingskauz, A. fun. = Raufußkauz, A. otu. = Waldohreule, S. alu. = Waldkauz, B. bub. = Uhu, A. nis. = Sperber, F. subb. = Baumfalke, F. tinn. = Turmfalke, F. per. = Wanderfalke, A. gen. = Habicht, P. api. = Wespenbussard, B. but. = Mäusebussard, A. pom. = Schreiadler, A. chr. = Steinadler.

Fig. 2: Densities of birds of prey and of owls in relation to body mass in Bialowieza primeval forest. Abbreviations correspond to scientific names.

Größere Eulen tendieren verstärkt zu offenen Brutplätzen (Abb. 6, u. a. nach MEBS & SCHERZINGER 2000). Dies könnte einerseits auf den Mangel an ausreichend großen Höhlen für große Arten zurückgeführt wer-

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

den. Andererseits ist zu beachten, dass nur größere Arten ihre Brut zu verteidigen imstande sind.

Die Bruten der mittelgroßen Arten Waldohreule oder Waldkauz in offenen Reisignestern erleiden Nestverluste bis über 50 % durch Habichte, aber auch Mäusebussarde (BLOCK & BLOCK 1991). Würde etwa der noch kleinere Raufußkauz offene Brutplätze nutzen, so kämen weitere Prädatoren hinzu. In Frage kommt vor allem der in bewaldeten Gebieten weit verbreitete Sperber als Ökofaktor für mittelgroße Arten (SELÅS & RAFOSS 1999), die er im Vergleich zu ihrer Häufigkeit verstärkt bejagt (SELÅS 1993, RYTKÖNEN 1998), darunter auch den Raufußkauz (z. B. BÜHLER 1991, STEINER 1998b). Ähnliches gilt für den Sperlingskauz (z. B. BEZZEL et al. 1997).

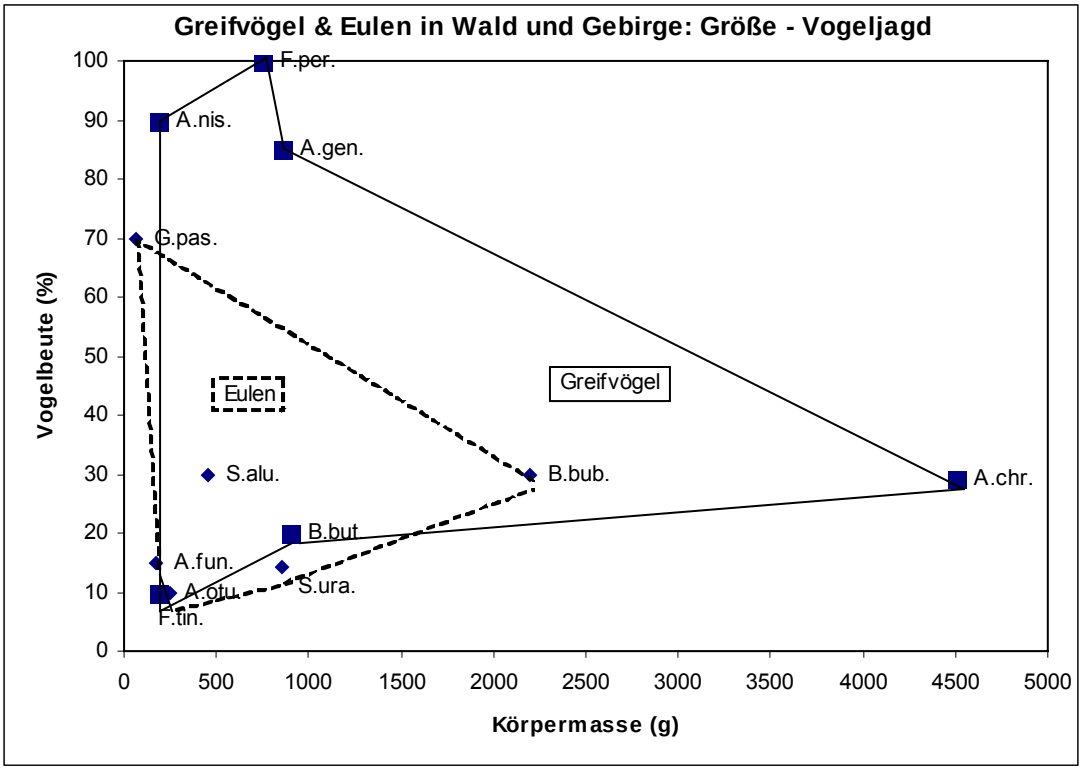

Abb. 3: Vogelbeute in Prozent der Gesamtbeute im Verhältnis zur Körpergröße bei Greifvögeln und Eulen im einzigen erhaltenen und untersuchten Urwald der gemäßigten Laubwaldzone (Nationalpark Bialowieza, Grenzgebiet Polen - Weißrussland) (nach JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998). G. pass. = Sperlingskauz, A. fun. = Raufußkauz, A.otu. = Waldohreule, S. alu. = Waldkauz, S. ura. = Habichtskauz, B. bub. = Uhu, A. nis. = Sperber, F. subb. = Baumfalke, F. tinn. = Turmfalke, F. per. = Wanderfalke, A. gen. = Habicht, P. api. = Wespenbussard, B. but. = Mäusebussard, A. pom. = Schreiadler, A. chr. = Steinadler.

Fig. 3: Share of bird prey in the diet birds of prey and of owls in relation to body mass in Bialowieza primeval forest (after JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998).

Die Aktivitätszeiten von Eulen werden ebenfalls stark durch zwischenartliche Wechselwirkungen beeinflusst. Bisher wurde dabei vor allem

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

auf Meideverhalten innerhalb der Eulengilde Bezug genommen (MEBS & SCHERZINGER 2000), beispielsweise die Dämmerungsaktivität des Sperlingskauzes als Ausweichnische gegenüber dem Waldkauz.

Es ist jedoch wahrscheinlich, dass auch Greifvögel die aktuellen Aktivitätszeiten von Eulen nachhaltig beeinflussen. So nutzen die Sperbereule und die Schnee-Eule in den langen Hellphasen der Arktis ökologische Nischen, wie sie in anderen Gebieten von Turmfalken *Falco tinnunculus* bzw. großen Greifvögeln wie dem Steppenadler *Aquila nipalensis* besetzt werden. Dies scheint nur möglich zu sein, weil hier prädatierende Greifvogelarten in sehr geringen Dichten vorkommen. Diese und alle anderen Nischentrennungen sollte man sich wohl besser nicht als starre Gegebenheit, sondern eher als Resultat aktiver Verdrängung vorstellen.

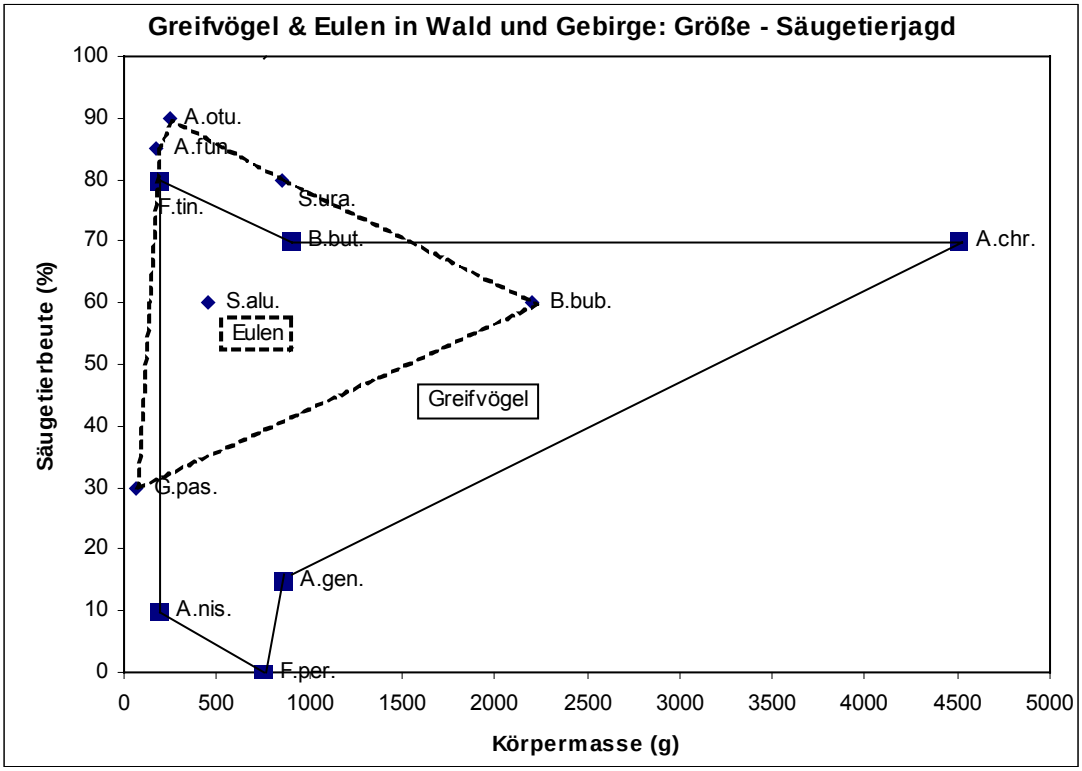

Abb. 4: Säugetierbeute in Prozent der Gesamtbeute im Verhältnis zur Körpergröße bei Greifvögeln und Eulen im einzigen erhaltenen und untersuchten Urwald der gemäßigten Laubwaldzone (Nationalpark Bialowieza, Grenzgebiet Polen - Weißrussland) (nach JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998). G. pass. = Sperlingskauz, A. fun. = Raufußkauz, A.otu. = Waldohreule, S. alu. = Waldkauz, S. ura. = Habichtskauz, B. bub. = Uhu, A. nis. = Sperber, F. subb. = Baumfalke, F. tinn. = Turmfalke, F. per. = Wanderfalke, A. gen. = Habicht, P. api. = Wespenbussard, B. but. = Mäusebussard, A. pom. = Schreiadler, A. chr. = Steinadler.

Fig. 4: Share of mammal prey in the diet birds of prey and of owls in relation to body mass in Bialowieza primeval forest (after JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998).

Dazu passt auch der Befund, dass Eulenaugen sinnesphysiologisch gar nicht so sehr auf Nachtjagd eingestellt sind, wie dies volkstümlich ange-

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

nommen wird (HEINRICH 1993). Eulen würden also möglicherweise gerne auch die tagaktiven Jagdmöglichkeiten nutzen, wäre da nicht das Prädationsrisiko durch Greifvögel.

Beispiele sind Schleiereule und Steinkauz. Die in Mitteleuropa streng nachtaktive Schleiereule ist auf den Britischen Inseln (z. B. BBC-Video), der Steinkauz etwa in Mittelmeer-Ländern auch tagaktiv. Schottland zeichnet sich (zumindest bis vor kurzem) durch das Fehlen des Habichts, viele mediterrane Gebiete durch geringe Sperbervorkommen aus (vgl. HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Beide Arten erbeuten diese Eulen.

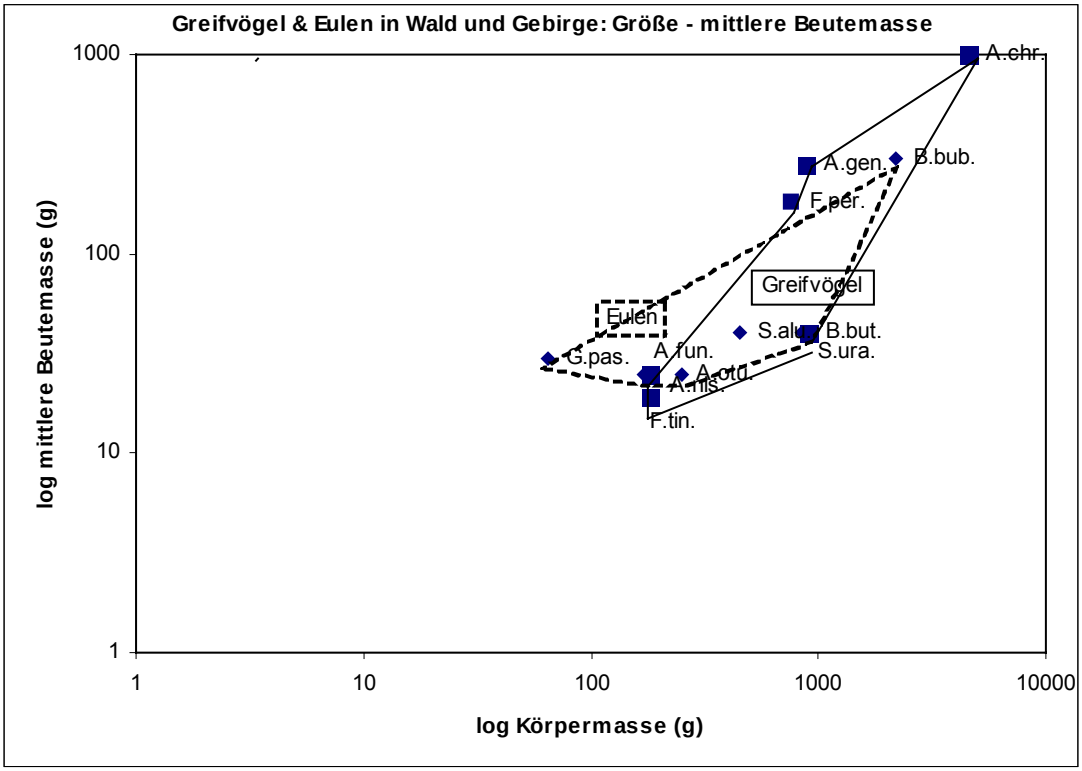

Abb. 5: Beutemasse im Verhältnis zur Körpergröße bei Greifvögeln und Eulen im einzigen erhaltenen und untersuchten Urwald der gemäßigten Laubwaldzone (Nationalpark Bialowieza, Grenzgebiet Polen - Weißrussland) (nach JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998). G. pass. = Sperlingskauz, A. fun. = Raufußkauz, A.otu. = Waldohreule, S. alu. = Waldkauz, S. ura. = Habichtskauz, B. bub. = Uhu, A. nis. = Sperber, F. subb. = Baumfalke, F. tinn. = Turmfalke, F. per. = Wanderfalke, A. gen. = Habicht, P. api. = Wespenbussard, B. but. = Mäusebussard, A. pom. = Schreiadler, A. chr. = Steinadler.

Fig. 5: Mean prey mass birds of prey and of owls in relation to body mass in Bialowieza primeval forest (after JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998).

Auch bisher schwer erklärbare, markante regionale Unterschiede in der Habitatwahl könnten so zwanglos erklärt werden. Die Schleiereule besiedelt in Schottland im Gegensatz zu Mitteleuropa Fichtenwälder. Die Schleiereule tritt selbst in Gebieten, wo sie selten ist, regelmäßig in Habicht-Beutelisten (sowie in Uhu-Beutelisten) auf. Das gleiche gilt übri-

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

gens für die Sumpfohreule (z. B. UTTENDÖRFER 1939, OPDAM et al. 1977). Der Habicht übt gerne eine Stöberjagd in recht dichter Vegetation aus, wie allein schon die regelmäßigen Drossel-, Häher- und Taubennestlinge in den Beutelisten zeigen (STEINER 1998a).

Als Fluchtstrategien bestehen für gute Flieger wie Tauben das Entkommen in den freien Luftraum, für schlechtere Flieger wie manche Hühnervögel das gewandte Schlüpfen in dichteste Deckung; kleinere Vogelarten können den Habicht beim Flug durch dichten Wald abschütteln.

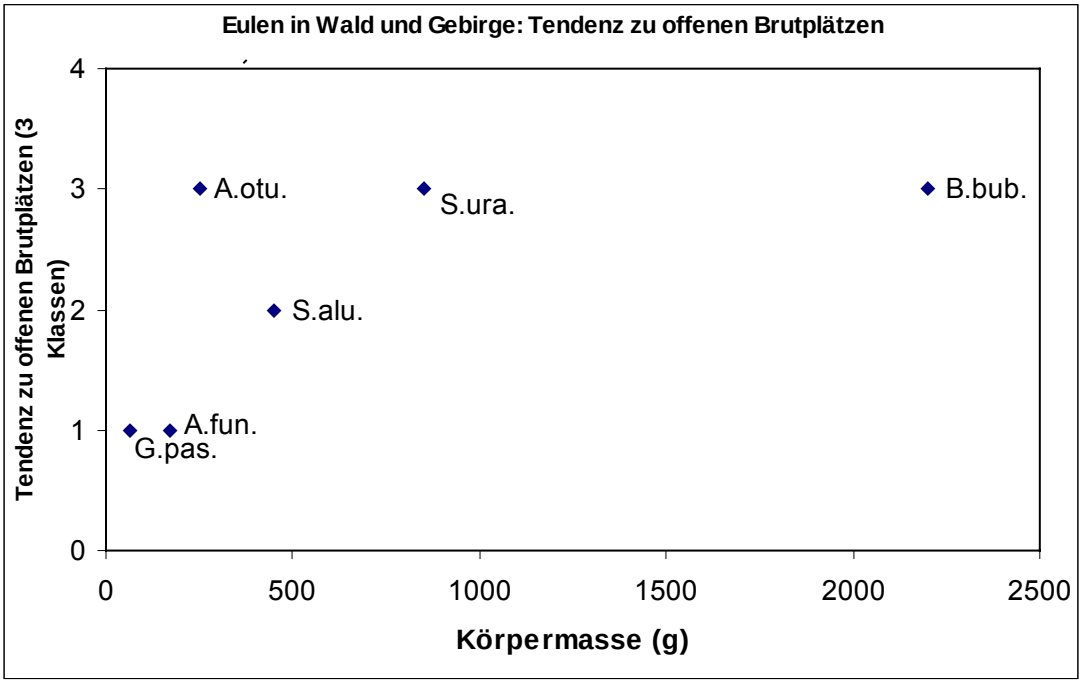

Abb. 6: Offenheit der Brutplätze im Verhältnis zur Körpergröße bei Eulen in der gemäßigten Laubwaldzone. G. pass. = Sperlingskauz, A. fun. = Raufußkauz, A.otu. = Waldohreule, S. alu. = Waldkauz, S. ura. = Habichtskauz, B. bub. = Uhu.

Fig. 6: Openness of breeding places of owls of Central Europe in relation to body mass.

Keine dieser Strategien kann von Eulen genutzt werden, entscheidend ist die Deckungsqualität des Tageseinstandes, zumal für die Schleiereule mit ihrem auffällig hellen Gefieder. Diese Strategie der Kryptik ist gegenüber Habichten nicht besonders erfolgreich. Studien mit der Messung des Prädationsrisikos ergaben für Arten mit dieser Strategie – Eulen, Rallen, Wendehälse – hohe Werte für Verwundbarkeit (z. B. SELÅS 1993); außerdem für Arten, die sich gerne am Boden aufhalten, und für relativ große Arten.

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

Habicht und Waldohreule in Oberösterreich

Der durchschnittliche Beuteanteil der Waldohreule an 12 Habichthorsten betrug 1,5 % (Tab. 2). Dies erscheint auf den ersten Blick als geringfügig. Eine Habichtfamilie benötigt zur Aufzucht etwa 200 Beutetiere (vgl. UTTENDÖRFER 1939). Damit entnimmt jede Familie rund 3 Waldohreulen. Die Siedlungsdichte des Habichts auf dem zentralen bis westlichen Teil der Traun-Enns-Platte betrug im Jahr 2002 10 Paare auf 150 km² (6,7 Paare/100 km²) (STEINER 2003a). Damit kann die brutzeitliche Entnahme auf 20 Eulen/100 km² geschätzt werden. Dazu kommt die außerbrutzeitliche Entnahme, die möglicherweise eine ähnliche Größenordnung hat. So wurden im 5 km² großen Schachenwald bei Kremsmünster 2004-2005 abseits von Habichthorsten 4 gerupfte Waldohreulen gefunden.

Die Siedlungsdichte der Waldohreule im unmittelbar westlich angrenzenden Trauntal mit ähnlicher Landschaftsausstattung und Landnutzungsverteilung beträgt 8,1 Paare/100 km² (SCHUSTER 1996). Ein Eulenpaar hat (infolge hoher Totalverluste) durchschnittlich vielleicht 3 Junge (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980). Dies ergibt für die genannte Dichte 24 Junge/100 km². Damit werden nach obigen Werten entweder alle Altvögel, oder fast alle Jungen entnommen, jedenfalls etwa die Hälfte der Population.

Tab. 2: Beuteanteile der Waldohreule in 12 Habicht-Brutrevieren der westlichen Traun-Enns-Platte 1991-2005 und Mittelwert aller Reviere. Nur Reviere mit > 30 frischen Beutetieren gingen in die Auswertung ein.

Tab. 2: Proportions of long-eared owl as prey in 12 territories of goshawks.

Habicht-Brutrevier	interne Nr.	n Beutetiere	n Waldohreulen	% Waldohreulen
Pyret	8	75	0	0,0
Ried	20	107	0	0,0
Dirnberg	27	77	2	2,6
Schachenwald NW	33	204	3	1,5
Aiterbach	34	34	0	0,0
Hoad	36	31	0	0,0
Leombach	37	110	0	0,0
Schachenwald W	38	53	1	1,9
Schachenwald Zentrum	39	62	2	3,2
Schiedlberg	40	108	5	4,6
Hamet Wald	41	82	1	1,2
Neukematen	44	68	2	2,9
Summe bzw. Mittel	**12 Reviere**	**1011**	**16**	**1,50**

Auf der anderen Seite ist die Habicht-Dichte gegenüber obig verwendeten Werten regional deutlich abgesenkt (STEINER 2003a). Außerdem könnte die Waldohreulen-Dichte auch deutlich höher liegen, da in obiger

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

Untersuchung nur erfolgreiche Paare gezählt wurden, oft jedoch bis 50 % der Paare keinen Bruterfolg haben (BLOCK & BLOCK 1991). Läge die Eulendichte bei 30 Paaren/100 km² (mit 60 Jungen) und die Habichtdichte bei nur 1 Paar/100 km², so würden nur 3 von 90 Eulen entnommen. Allerdings ist die Prädationsrate bei unterschiedlicher Beutedichte nur selten konstant (NEWTON 1993, 1998, JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998).

Jedenfalls wird klar, dass mäßig hohe Habichtbestände beträchtlich in Waldohreulen-Populationen eingreifen können.

Felsbrüter in Oberösterreich

Auf einer 1800 km² großen, systematisch untersuchten Probefläche in den oberösterreichischen Kalkalpen wurden 34 regelmäßige Wanderfalken-Brutplätze, 13 Uhu-Brutplätze und 12 Steinadler-Paare registriert. Die Dichten zeigten regionale Unterschiede, in der Nähe von Steinadler-Paaren waren jedoch keine Wanderfalken anzutreffen (Abb. 7, vgl. NEWTON 1979).

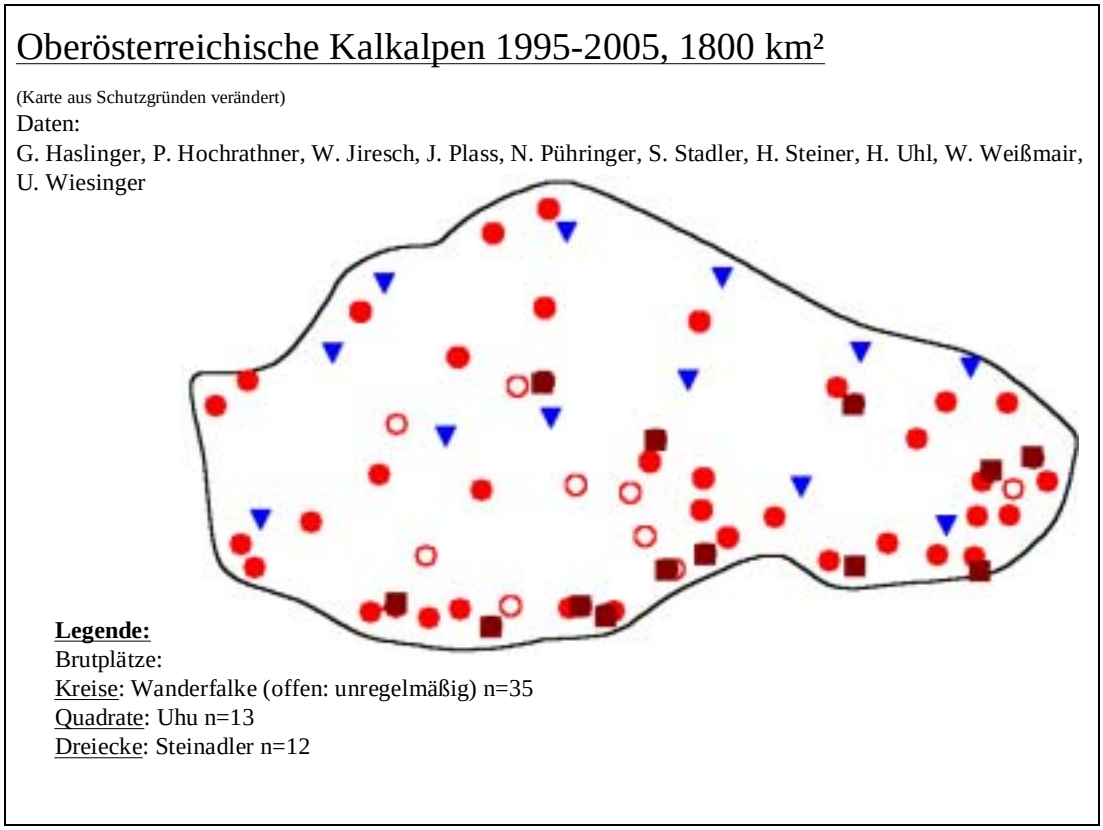

Abb. 7: Verteilung der Brutplatz-Konkurrenten Wanderfalke, Steinadler und Uhu in den Kalkalpen des östlichen Oberösterreich.

Fig. 7: Distribution of territories of Peregrine Falcon (full circles; open = irregular), Eagle Owl (squares) and Golden Eagle (triangles) in an area of 1800 km² in the limestone Alps of Upper Austria (1995-2005).

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

Tab. 3: Besetzte Reviere von Uhu beziehungsweise Wanderfalke an den 5 langjährig kontrollierten Felsen aus Tab. 1.

Tab. 3: Occupied territories of Eagle Owl and Peregrine Falcon at 5 cliffs controlled for several years.

Jahr	Uhu-Reviere	Wanderfalken-Reviere
1985	0	4
1987	0	3
1992	1	3
1993	1	2
1994	1	2
1995	2	2
1996	2	2
1997	2	1
1998	3	1
1999	3	1
2000	2	2
2001	2	2
2002	2	2
2003	3	1

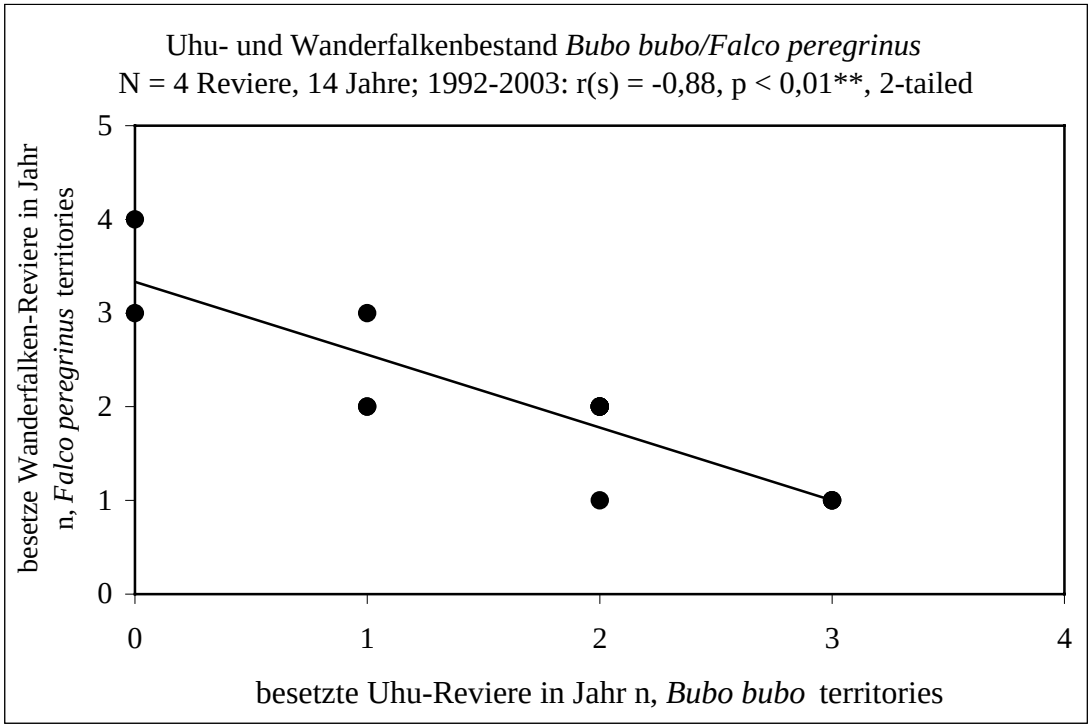

Abb. 8: Je öfter Felsen von Uhus besetzt waren, desto seltener brüteten Wanderfalken in denselben Gebieten (Daten nach Tab. 1 und 3).

Fig. 8: The more often cliffs were occupied by Eagle Owls, the more occasional were occupations by Peregrine Falcons (data refer to table 1, 3).

An kleineren talnahen Felsen konnten Uhu und Wanderfalke nicht gemeinsam vorkommen (Tab. 3, Abb. 8). Das Vorkommen des Uhus ver-

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

hinderte das Vorkommen des Wanderfalken, der hier bei zeitweisem Fehlen des Uhus durchaus bereitwillig nistete. Je öfter die untersuchten Felsen von Uhus besetzt waren, desto seltener brüteten Wanderfalken in denselben Gebieten. Die Beziehung war statistisch signifikant (r_s = -0,88, p < 0,01**, 2-tailed).

1992 wurde beim Auftauchen eines einzelnen Uhus an einem traditionellen Wanderfalkenfelsen heftiges Hassen in der Dämmerung, und später von H. UHL auch die Rupfung eines alten Wanderfalken gefunden. In Deutschland wurden bereits Dutzende Wanderfalken-Erbeutungen durch Uhus nachgewiesen (HEPP et al. 1995, ROCKENBAUCH 1998, 2002).

Diskussion

Der Wanderfalke zeigte in den Alpen eine auffällige Höhenverbreitung. Talnahe Felsen waren nur durch Uhu-Präsenz unbesiedelt und sofort nach dem Verschwinden des Uhus besetzt, was auch für den Kobernaußerwald im Alpenvorland und für zwei Steinbrüche im Unteren Mühlviertel bestätigt wurde (STEINER 2004, J. PLASS). Bei sehr hohen Wänden bestand allerdings auch die Möglichkeit einer vertikalen Trennung. Wanderfalken konnten unter Umständen regelmäßig und in vielen Fällen erfolgreich in über den Uhubrutplätzen liegenden Felsgalerien nisten. Dies wurde bisher mindestens an drei Stellen im Trauntal und an einer Stelle im Steyrtal festgestellt. In den meisten Fällen lag der Höhenunterschied bei mehr als 500 Metern.

Die Befunde zeigen, dass talnahe, kleinere Felsen ohne Uhu-Präsenz als optimale Habitate anzusehen sind. Allein der Faktor „Uhupräsenz“ kann sicher bereits Verteilung und Verschiebung von Wanderfalken-Vorkommen in vielen Gebieten (KILZER & BLUM 1991, LUBER 1992, SLOTTA-BACHMAYR & WERNER 1992, CZEKONI-HUTTER 1998) wesentlich erklären. Auffällig war der Waldreichtum der Umgebung der langjährig besetzten, optimalen Wanderfalken-Brutplätze. Der Faktor „Waldreichtum“ ist jedoch kaum aufgrund des Nahrungsangebotes in Form der ohnehin kaum genutzten Meisen, Grasmücken, Rotkehlchen oder Laubsänger attraktiv, sondern wohl aufgrund der Abhaltefunktion von Uhus, die im geschlossenen Wald nur wenig jagen (LEDITZNIG et al. 2001). VOGT (1978) stellte in Deutschland fest, dass der Wanderfalke in waldreichen Gebieten zuletzt ausstarb. Dies könnte neben der geringeren Verfolgung durch Menschen, oder eventuell geringerer Pestizidbelastung der Beutevögel, auch die genannten Ursachen haben. In Baden-Württemberg wurden aktuell 54 Wanderfalken-Habitate, in die der Uhu einwanderte, näher untersucht. Bei nicht vom Uhu betroffenen Habitaten flogen 2005

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

2,38-2,54 junge Falken pro erfolgreichem Paar aus. Bei betroffenen Habitaten dagegen lag die Reproduktion bei 0,80-0,83 Junge pro vorhandenem Paar. Die Anzahl Wanderfalkenhorste mit erfolgreichem Brutabschluss ging innerhalb von 10 Jahren auf ein Drittel zurück (HELLER & SCHILLING 2006).

Bei der Nistplatzwahl in Felsen ist der Steinadler über andere Arten wie Uhu, Wanderfalke, Kolkrabe, wohl auch Schwarzstorch und Bartgeier dominant (DONAZAR et al. 1989, RATCLIFFE 1993, HALLER 1996, HIRZEL et al. 2004 – der Bartgeier bevorzugt übrigens Kalkgebirge gegenüber kristallinen Gebirgen, sodass Auswilderungsorte in den Kalkalpen angestrebt werden sollten). Dies könnte mit ein Grund für siedlungsnähere Bruten dieser Arten sein, weil solche Gebiete von Adlern gemieden werden. Eine Verdrängung gilt auch für bevorzugte Adler-Jagdgebiete, die von Eulen und anderen Greifvögel gemieden werden (FIELDING et al. 2003). Der Uhu ist über den Wanderfalken dominant (vgl. FREY 1973, SACKL & DÖLTLMAYR 1996). Lediglich Kolkrabe und Wanderfalke können sich in derselben Felswand arrangieren und voneinander bei der Wahrnehmung und Abwehr der gemeinsamen Feinde Steinadler, Uhu und Habicht profitieren. Der Kolkrabe kann kleine Wände ohne gute Brutnischen durch seinen Horstbau erst für den Wanderfalken besiedelbar machen (Packalpe, P. ALDRIAN pers. Mitt.). In zwei sehr kleinen Wänden wurden die vorher brütenden Raben von aufgetauchten Falken verdrängt (Enns-, Steyrtal). Nur S. STADLER berichtet von einmaligem gemeinsamen Brüten von Uhu und Kolkrabe bei Bad Ischl. Vorübergehendes gemeinsames Brüten mit dem Uhu kommt beim oft „stur“ an seinem Felsen festhaltenden Wanderfalken öfter vor, häufig mit letalem Ausgang für den Wanderfalken. Generell weichen Raben beim Auftauchen von Uhus schneller aus als Wanderfalken (vgl. z.B. LINDNER 2004, AGW-VORSTAND UND MITARBEITER 2005).

Nahrung

Die Nahrungswahl ein- und derselben Eulenart kann je nach geographischer Region und ökologischen Verhältnissen sehr unterschiedlich sein (KORPIMÄKI 1986, MARTI et al. 1993, KORPIMÄKI & NORRDAHL 1991, KORPIMÄKI & MARTI 1995). So erbeuten Bartkauz und Habichtskauz im sehr gut untersuchten Finnland hauptsächlich Wühlmäuse (SULKAVA et al. 1991). In Weißrussland frisst der Bartkauz jedoch auch etliche größere Beuteobjekte wie Bisamratten (SIDOROVICH et al. 2003). Dem Habichtskauz dient in den Buchen- und Eichenmischwäldern Sloweniens und Kroatiens der Siebenschläfer als Nahrungsgrundstock (VREZEC & TUTIS: characteristics of north dinaric Ural Owl population; Vortrag am

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

4. europ. Eulen-Sympos. Dornbirn). Wälder ohne eine solche lohnende Ressource dürften nur besiedelbar sein, wenn das außerordentlich gute klimatische und brutplatzbedingte Faktoren kompensieren. Auch Greifvogelarten können ihre Hauptbeute bei geographischen und ökologischen Veränderungen wechseln (STEENHOF & KOCHERT 1985, 1988). Daraus ist zu folgern, dass der Faktor „Nahrung“ sehr abstrakt verwirklicht werden kann. Wichtig ist oft, ob und welche ähnlichen Konkurrenzarten vorkommen.

Direkte Verdrängung

Die Vermeidung der Gefahr der Erbeutung kann zu klaren räumlichen Verdrängungen führen (FIELDING et al. 2003). Verdrängungen von ähnlichen konkurrierenden Arten können bei Felsbrütern und Waldbrütern grundsätzlich analogisiert werden, wie im Folgenden gezeigt wird.

Zwischen Eulenarten ist die gegenseitige direkte Verdrängung in weiteren Fachkreisen anerkannt (MEBS & SCHERZINGER 2000, FINKE 2005, OLEJNIK 2005a,b; sogar experimentell belegt für Raufußkauz und Habichtskauz durch HAKKARAINEN & KORPIMÄKI 1996). So sind Bart- und Habichtskauz in Finnland gerade dort selten, wo die guten Uhu-Gebiete liegen (SULKAVA et al. 1991, SOLONEN 1993).

Bei Greifvogelarten beginnt sich diese Sichtweise erst in letzter Zeit verstärkt durchzusetzen (z. B. FIUCZYNSKI 1991, FIELDING et al. 2003 mit weiteren Zitaten). Gleiches gilt für Raubsäuger, wie etwa die Einschränkung des Fuchs-Lebensraumes durch den Iberischen Luchs *Lynx pardinus* (PALOMARES et al. 1995).

Stark vernachlässigt wurden bisher jedoch Querverbindungen über die taxonomischen Gruppen hinaus, wie der Einfluss von Greifvogelarten auf Eulenarten (KORPIMÄKI 1987, MARTI & KOCHERT 1995), von Raubsäugern auf Eulen und Greifvögel, oder von Greifvögeln auf Raubsäuger. Eine Ausnahme ist der Einfluss des Baummarders auf die Nutzbarkeit von Höhlen durch Raufußkäuze. Aufgrund seines Ortsgedächtnisses kontrolliert der Marder regelmäßig Höhlen (und auch Greifvogelhorste) auf Vögel. Dies zeigte eine experimentelle Veränderung der Höhlenstandorte (SONERUD 1993). Folglich sind fast nur frische Höhlen mardersicher und können besiedelt werden. Auch die Lebensweise von Wieseln wird stark von Greifvögeln beeinflusst (vgl. JEDRZEJEWSKI et al. 1995).

Gut untersucht sind auch die Wechselwirkungen zwischen dem Schneeschuhhasen-Zyklus und der Prädation durch den Amerikanischen Uhu (KREBS et al. 1992, 1995, ROHNER 1995, 1996, ROHNER & KREBS 1996).

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

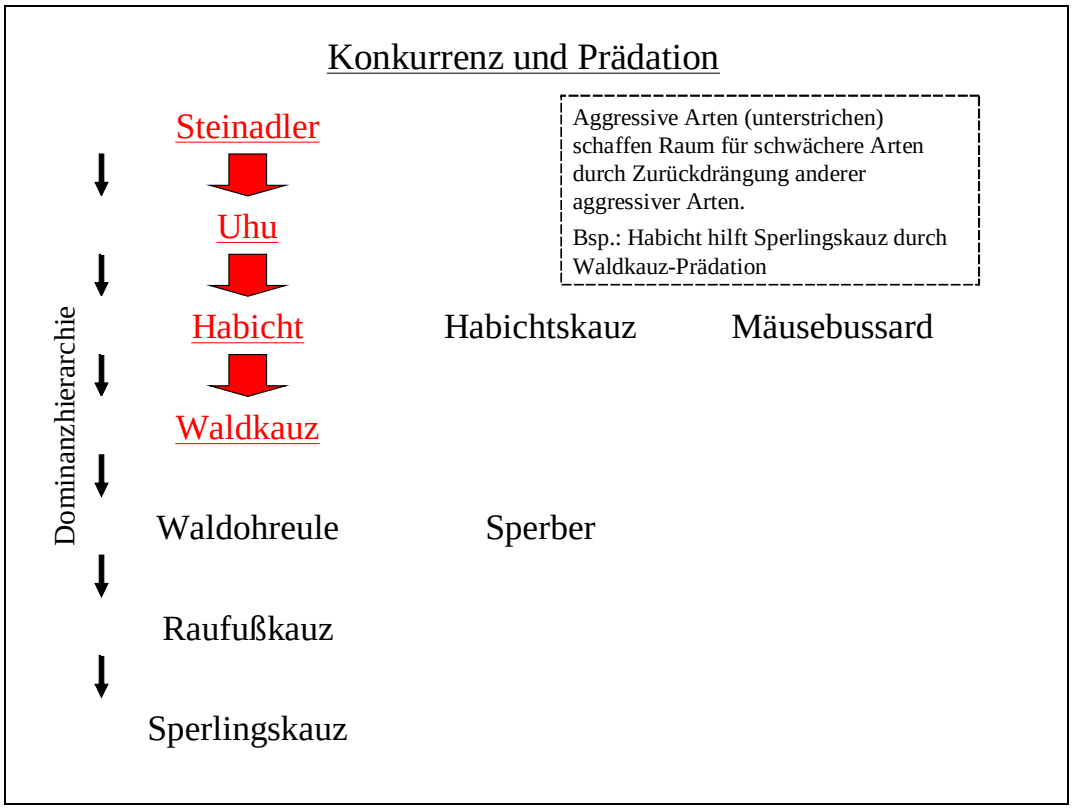

Abb. 9: Gegenseitige hierarchische Einflüsse von Greifvögeln und Eulen in Mitteleuropa (Modell). Besonders unduldsame Arten sind unterstrichen. In derselben Ebene angeordnete Arten erbeuten sich in der Regel nicht.

Fig. 9: Hierarchical order of raptor and owl species in Central Europe.

Stärkere Einflüsse entfalten vor allem potente Prädatoren wie Habicht oder Steinadler, die alle kleineren Greife und Eulen räumlich oder in geschützte Habitate abdrängen, nicht nur Nahrungskonkurrenten (z. B. FIUCZYNSKI 1991, FIELDING et al. 2003). Die lokale bis regionale Verdrängung oder Bestandsabsenkung folgender Arten durch Habichte ist belegt: Sperber (KONING 1999, STEINER 2003a), Turm- und Baumfalke (z. B. LOOFT & BUSCHE 1981, FIUCZYNSKI 1991, PETTY et al. 2003, STEINER 2003a), Waldohreule und Waldkauz (LOOFT & BUSCHE 1981, BLOCK & BLOCK 1991, KONING 1999, WITTENBERG 2003, PETTY & THOMAS 2003, s. a. BIRRER 2003), sowie Rabenkrähe und Elster (z. B. LOOFT & BUSCHE 1981, ELLENBERG 1986, WITTENBERG 1998). Unter diesen Gruppen stechen Eulen heraus, die im Vergleich zur Siedlungsdichte auch überproportional starker Prädation unterliegen (vgl. BEZZEL et al. 1997).

Bei den anderen Artengruppen funktioniert dieser Prozess eher über Verdrängung, während sie in den Beutelisten prozentuell oft nur schwach vertreten sind. Deshalb sei vor dem oberflächlichen Versuch gewarnt, den ökologischen Einfluss über Prozentwerte in Beutelisten einzuschätzen.

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

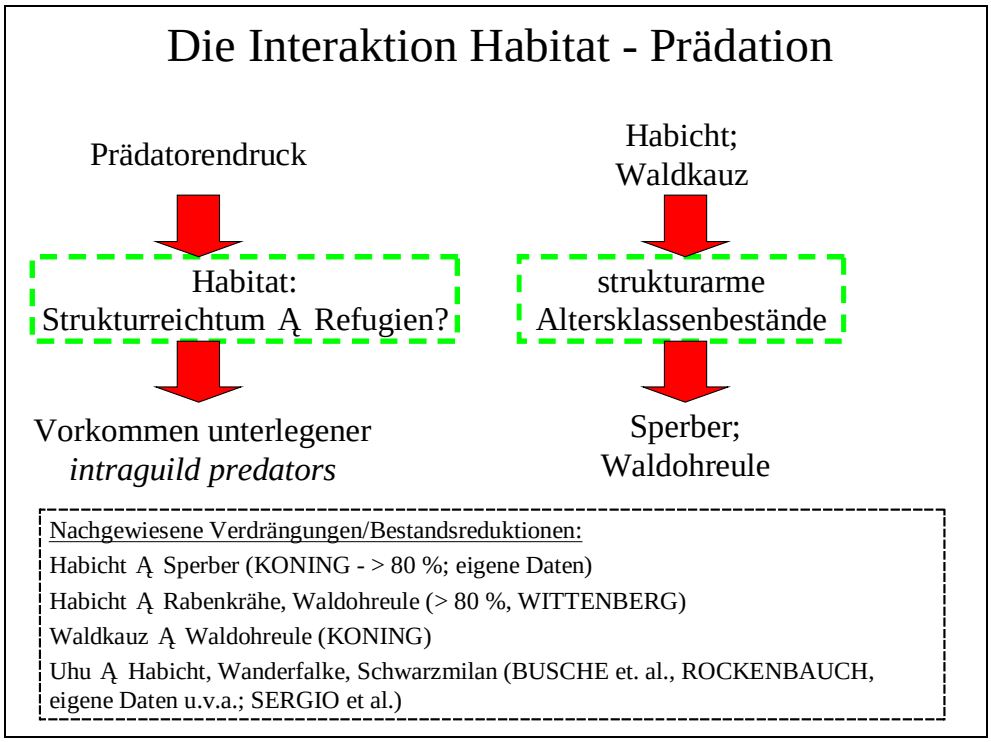

Abb. 10: Die Bedeutung der Vegetationsstruktur für baumbrütende Greifvögel liegt oft in der Deckung und in der Übersicht von Nistplätzen und Einständen.

Fig. 10: The causal function of habitat structure of tree-breeding raptors is often governed by cover and visibility (e.g., Accipiter nisus, Asio otus, Strix aluco*).*

Uhus der Gattung *Bubo* verfolgen weltweit gezielt andere Eulen und Greifvögel (CRAIGHEAD & CRAIGHEAD 1969, PIECHOCKI & MÄRZ 1985, STEINER 2005 mit weiteren Zitaten). Besonders betroffen sind Bussarde und der sonst sehr dominante Habicht (BUSCHE et al. 2004). Das von ROBITZKY (2005) berichtete wahrscheinliche Schlagen flügger Junguhus durch den in der Nähe brütenden Habicht stellt wahrscheinlich eine Ausnahme dar. Lediglich der stärkere Seeadler kann Uhu-Brutnachbar sein (ASMUSSEN 2003) (Abb. 9). Deshalb kommt bei konkurrenzschwachen Baumbrütern der Deckung, wie etwa Fichtenstangenhölzern, eine Schlüsselrolle als Habitatqualität zu, wie beim Sperber in Oberösterreich gezeigt (STEINER 2003a). Ähnliches gilt wohl auch für Arten wie Waldohreule und Waldkauz (Abb. 10, SCHERZINGER 2004).

Schutzschirm-Arten

Starke Prädatoren haben aufgrund ihrer Wehrhaftigkeit auch lebensnotwendige Funktionen für andere Arten (Abb. 9). Das Schutzsuchen bei starken Arten ist nicht nur in der arktischen Tundra ein gewöhnlicher Habitatfaktor, wo Gänsekolonien fast nur in der Nähe von Greifvogelhorsten entstehen, die die Polarfüchse weiträumig vertreiben. In unmittelbarer Nestnähe besteht jedoch eine Tötungshemmung, die von harm-

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

losen Vögeln gezielt genutzt wird (Übersicht in HAEMIG 2001 mit weiteren Zitaten). Dieses Phänomen kommt auch in der gemäßigten Zone regelmäßig vor (HAEMIG 2001), ist aber schlecht untersucht.

In der Slowakei brüten Sperlingskäuze gerne in der Nähe von Habichtskäuzen (PACENOVSKY 1995). Dies könnte ihnen Schutz vor Waldkäuzen bieten, die nicht in der Nähe von Habichtskäuzen brüten können.

G. HASLINGER stellte fest, dass sich Sperlingskäuze in unmittelbarer Nähe von Uhu-Brutgebieten ansiedeln und vermutet hier den direkten Zusammenhang mit dem Fehlen des Waldkauzes in Uhunähe. Es wäre lohnend, dies gezielt zu untersuchen, etwa ob bei Verschwinden des Uhus auch der Sperlingskauz verschwindet.

Schlussfolgerungen

Im Folgenden sollen verallgemeinerbare Schlussfolgerungen gezogen werden, die nicht nur Greifvögel und Eulen betreffen, sondern auch ihre Beutetiere, also alle Vögel, und hier besonders Nichtsingvögel mit geringerer Reproduktionsrate (Nonpasseres). Wie bereits in der Einleitung erwähnt, wird davon ausgegangen, dass die genannten Zusammenhänge für recht unterschiedliche Situationen gelten, also z.B. Seevögel, Wasservögel, Wiesenvögel, Kulturlandbewohner, Raufußhühner, baumbrütende und felsbrütenden Greifvögel und Eulen.

THIELCKE (2003) fasst in seinem Beitrag „Bestandserfassungen als Grundlage für Strategien im nationalen und internationalen Naturschutz“ prägnant zusammen: „Wie kompliziert die Wechselwirkungen sein können, hat J. Wittenberg an Habicht, Rabenkrähe und Waldohreule gezeigt“. Es geht also darum, genau darüber zu reflektieren, was man mit Bestandserfassungen überhaupt aussagen kann und will. Generell ist eine Zieldiskussion für Natur- und Vogelschutzprojekte zur Vermeidung von Fehlinvestitionen unumgänglich (SCHERZINGER 2005).

Kleine Zielbestände im Naturschutz von unter etwa 30-50 Paaren (Ausnahme: stabile Greifvogelpopulationen) **auf eng begrenzten Räumen** (Schutzgebieten) sind sehr schwer zu halten, weil zum einen die natürlichen Lebensraumschwankungen (Mosaik-Zyklus-Konzept, SCHERZINGER 1999) eine räumliche Verlagerung von Populationen erwarten lassen. Zum anderen können jedoch auch die Folgen von Prädation und Konkurrenz in ihren räumlichen Auswirkungen ähnliche Implikationen haben. Hier sind offenbar Ausweichräume (*spatial refugia*) notwendig. Ein Beispiel sind Kolonien von Flussseeschwalben auf künstlichen, stationären Nistfloßen, die früher oder später von Ohreulen oder Uhus entdeckt und ausgelöscht werden können (SUDMANN et al. 1994 mit weite-

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

ren Zitaten). In der unvorhersehbaren Geschiebedynamik natürlicher Schotterbänke – die jedoch in Mitteleuropa kaum mehr existieren – sind solche Flaschenhälse und Biotopfallen dagegen kaum möglich.

Aus der geschilderten Problematik bieten sich folgende Lösungsmöglichkeiten bei der Zieldefinition von Schutzgebieten an (vgl. STEINER 2000c):

- ∉ Einbeziehung einer Randzone in Managementpläne. Diese Randzone sollte die Vorkommen des Schutzgutes im Bereich von einem bis mehreren Kilometern umfassen – weil sie sinnvoller Weise vom Bewegungsradius relevanter Prädatoren abhängen soll.
- ∉ Möglichst große, kompakte Schutzgebiete. Aus der oben genannten Randlinien-Problematik (*edge effects*) sind Schutzgebiets-Durchmesser im Kilometerbereich ökologisch notwendig.
- ∉ Schwerpunktsetzungen auf Populationen, die noch mehr als ca. 50 Paare groß sind (Ausnahme: Spitzenprädatoren). Nur in gut begründeten Ausnahmen mit gut verstandenen limitierenden Faktoren kleinere Ziel-Populationen.
- ∉ Möglichst große Habitat-Heterogenität (Mannigfaltigkeit) soll Refugien, Ausweichräume und Verstecke gegenüber natürlichen Feinden bieten. Dazu bieten sich z.B. für Wiesenvögel vor allem großräumige Weideprojekte mit Rindern und Pferden an, da händische Pflege dies nicht in relevantem Umfang erreichen kann (SONNENBURG & GERKEN 2004, FINCK et al. 2004). Diese Mannigfaltigkeit soll nicht strukturell, sondern **funktionell** definiert sein (z. B.: „Räume mit schlechten Bedingungen für Konkurrenten/Feinde“). Dies geht also über Verstecke wie Hecken hinaus, und schließt auch die Präsenz überlegener Prädatoren mit ein (*keystone predation*).
- ∉ Landschaftspflegepläne sollten sich nicht allein auf eine Vielzahl struktureller Faktoren ohne nähere Erläuterung stützen, da dies nur zu äußerst komplizierter Handhabbarkeit führt. Stattdessen sollte die kausale Bedeutung von Landschaftsstrukturen (Nahrung, Deckung...) erwähnt werden.
- ∉ Zulassen einer Landschaftsdynamik, sinnvoll sowohl als natürliche Sukzession als auch durch anthropogene Eingriffe. Sie ermöglicht ein zeitweises Ausweichen zu schützender Arten bei Konkurrenz oder Prädation.
- ∉ Zielarten für Regionen bzw. Schutzgebiete sollten nicht zu starr definiert werden, da das Einwandern einer anderen Art das Gebiet dauerhaft ab- oder auch aufwerten kann.

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

∉ Direkte Dezimierungen bei einheimischen Arten sind abzulehnen. Besonders bedenklich ist, dass die illegale Greifvogelverfolgung wieder europaweit auflebt (SCHMIDT 2004a,b, VALKAMA et al. 2005, HEGEMANN & KNÜWER 2006). Noch bedenklicher sind Klagen sogar von Naturschützern, die ihre Lieblingsarten wie Habicht oder Wespenbussard z.B. durch sich erholende Uhubestände (z.B. LINDNER 2005, in Druck) gefährdet sehen (HEYDEMANN & KLOSE 2005), was wiederum sofort zu Forderungen einer Jagdzeit für den Uhu durch manche Jäger führte (ANONYMUS 2005). Stattdessen sind die Lebensräume entsprechend zu steuern, sodass eine zu große Dominanz einzelner Arten abgeschwächt wird. Dazu sind regionalspezifische Ansätze nötig, die die lokale Artenausstattung und ihre Wechselwirkungen richtig prognostizieren sollten.

Literatur

ALTENKAMP R., BAUER H.-G. & K. STEIOF (2001): Beutegreifer als Gefährdung für andere Arten, 462-469. — In: RICHARZ K., BEZZEL E. & M. HORMANN (2001): Taschenbuch für Vogelschutz. Aula, Wiebelsheim: 1-630.

AGW-Vorstand und Mitarbeiter (2005): 40 Jahre Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz AGW. — Druckerei Koch, Reutlingen: 1-150.

ANONYMUS (2005): Brauchen wir eine Jagdzeit für den Uhu. — Jäger **9**/2005: 16-17.

ASMUSSEN R. (2003): Die Wiedereinbürgerung des Uhus *Bubo bubo* in Schleswig-Holstein. — Vogelwelt **124**: 223-228.

BEGON M., HARPER J.L. & C.R. TOWNSEND (1998): Ökologie. — Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg. Berlin: 1-750.

BELLEBAUM J. (2002): Einfluss von Prädatoren auf den Bruterfolg von Wiesenbrütern in Brandenburg. — J. Ornithol. **143**: 506-507.

BEZZEL E., RUST R. & W. KECHELE (1997): Nahrungswahl südbayerischer Habichte *Accipiter gentilis* während der Brutzeit. — Orn. Mitt. **36**: 19-30.

BIRRER S. (2003): Bestandsentwicklung der Waldohreule *Asio otus* in der Schweiz. — Vogelwelt **124**: 255-260.

BLOCK B. & P. BLOCK (1991): Zur Reproduktion und zum Fortpflanzungsverhalten der Waldohreule *Asio otus*. — Wiss. Beitr. Univ. Halle **1994/4**: 434-444.

BOOS S. & T. PÄRT (2004): Nest predators affect spatial dynamics of breeding red-backed shrikes (*Lanius collurio*). — J. Anim. Ecol. **73**: 117-127.

BRO E., MAYOT P., CORDA E. & F. REITZ (2004): Impact of habitat management on grey partridge populations: assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment. — J. Applied Ecology **41**: 846-858.

BÜHLER U. (1991): Populationsökologie des Sperbers *Accipiter nisus* L. in der Schweiz – Ein Prädator in einer mit chemischen Rückständen belasteten Umwelt. — Orn. Beob. **88**: 341-452.

BUSCHE G., RADDATZ H.-J. & A. KOSTRZEWA (2004): Nistplatz-Konkurrenz und Prädation zwischen Uhu (*Bubo bubo*) und Habicht (*Accipiter gentilis*): erste Ergebnisse aus Norddeutschland. — Vogelwarte **42**: 169-177.

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

CEKONI-HUTTER B. (1998): Zur Verbreitung und Nahrungsökologie des Uhus (*Bubo b. bubo*) in Kärnten mit besonderer Berücksichtigung der Wechselbeziehung zum Wanderfalken (*Falco p. peregrinus*). — Diss. Veterinär-med. Univ. Wien: 1-135.

CONWAY MORRIS S. (2003): Life´s Solution – Inevitable Humans in a Lonely Universe. — Cambridge: 1-464.

CRAIGHEAD J.J. & F.C. CRAIGHEAD (1969): Hawks, Owls and Wildlife. — Dover Publications, New York: 1-443.

DONAZAR J.A.S., CEBALLOS O.R. & C.L. FERNANDEZ (1989): Factors Influencing the Distribution and Abundance of Seven Cliff-nesting Raptors: A Multivariate Study. — In: MEYBURG B.-U. & R.D. CHANCELLOR (eds.): Raptors in the Modern World, 545-552.

DVORAK M. & G. WICHMANN (2005): A103 *Falco peregrinus*. — In: ELLMAUER T. (Hrsg.), Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1: Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie. — Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministeriums f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, 221-230.

ELLENBERG H. (1986): Räuber und Beute. Ein Beziehungsgefüge aus Territorialität, Konkurrenz und Prädation. — Unterricht Biologie **112**: 4-12.

ELLMAUER T. (Hrsg.) (2005): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1: Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie. — Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministeriums f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, 1-633.

FIELDING A.H., HAWORTH P.F., MORGAN D.H., THOMPSON D.B.A. & D.P. WHITFIELD (2003): The Impact of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) on a Diverse Bird of Prey Assemblage, 221-243. — In: Birds of Prey in a Changing Environment (Eds.: THOMPSON D.B.A., REDPATH S.M., FIELDING A.H., MARQUISS M. & C.A. GALBRAITH). Scottish Natural Heritage, Edinburgh, the stationery office, 1-550.

FINCK P., HÄRDTLE W., REDECKER B. & U. RIECKEN (Bearb.) (2004): Weidelandschaften und Wildnisgebiete – vom Experiment zur Praxis. — Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft **78**, Bundesamt für Naturschutz Bonn – Bad Godesberg: 1-539.

FINKE P. (2005): Videobeobachtung einer schweren Auseinandersetzung zwischen Waldkauz und Schleiereule. — Eulen-Rundblick **53/54**: 22-23.

FIUCZYNSKI D. (1991): Feinddruck und Nistplatzangebot als limitierende Faktoren für Siedlungsdichte und Bruterfolg beim Baumfalken *Falco subbuteo*. — WWGBP Bull. No. **4**: 63-72.

FINNEY S.K., HARRIS M.P., KELLER L.F., ELSTON D.A., MONAGHAN P. & S. WANLESS (2003): Reducing the density of breeding gulls influences the pattern of recruitment of immature Atlantic puffins *Fratercula arctica* to a breeding colony. — J. Applied Ecology **40**: 545-552.

FLADE M. & J. SCHWARZ (2004): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms, Teil II: Bestandsentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989-2003. — Vogelwelt **125**: 177-214.

FREY H. (1973): Zur Ökologie niederösterreichischer Uhupopulationen. — Egretta **16**: 1-68.

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

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

GATTER W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. 30 Jahre Beobachtung des Tagzugs am Randecker Maar. — Aula Verlag, Wiebelsheim: 1-656.

GATTER W. (2004): Deutschlands Wälder und ihre Vogelgesellschaften im Rahmen von Gesellschaftswandel und Umwelteinflüssen. — Vogelwelt **125**: 151-176.

GLUTZ VON BLOTZHEIM U.N. & K.M. BAUER (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9: Columbiformes – Piciformes. — Aula Verlag, Wiesbaden: 1-1145.

HAEMIG P.D. (2001): Symbiotic nesting of birds with formidable animals: a review. — Biodiversity and Conservation **10**: 527-540.

HAGEMEIJER W.J.M. & M.J. BLAIR (eds., 1997): The EBBC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance. — T. & A.D. Poyser, London: 1-903.

HAKKARAINEN H. & E. KORPIMÄKI (1996): Competitive and predatory interactions among raptors: an observational and experimental study. — Ecology **77**: 1134-1142.

HALLER H. (1996): Der Steinadler in Graubünden. Langfristige Untersuchungen zur Populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im Zentrum der Alpen. — Orn Beob., Beih. 9: 1-167.

HASLINGER G., PLASS J. & U.B. WIESINGER (1994): Der Uhu (*Bubo bubo*) in Oberösterreich. — Öko·L **16**(4): 3-18.

HEGEMANN A. & H. KNÜWER (2006): Illegale Greifvogelverfolgung. Schutz, Verfolgung, Konsequenzen. — Faltblatt, 4 pp.

HEINRICH B. (1993): Ein Forscher und seine Eule. — Paul List Verlag, München: 1-303.

HELLER M. & F. SCHILLING (2006): Uhu und Wanderfalke. Stand Februar 2006. — Typoskr., 7 pp.

HEPP K., SCHILLING F. & P. WEGNER (eds.) (1995): Schutz dem Wanderfalken. 30 Jahre Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW) – eine Dokumentation. — Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **82**: 1-392.

HEYDEMANN F. & O. KLOSE (2005): Der Uhu in Schleswig-Holstein. Weitaus häufiger als bislang angenommen? — Betrifft: Natur **2/05**: 4-7.

HIRZEL A.H., POSSE B., OGGIER P.-A., CRETTENAND Y., GLENZ C.& R. ARLETTAZ (2004): Ecological requirements of reintroduced species and the implications for release policy: the case of the bearded vulture. — J. Applied Ecology **41**: 1103-1116.

HOLT R.D. & G.A. POLIS (1997): A theoretical framework for intraguild predation. — American Naturalist **149**: 745-764.

JEDRZEJEWSKA B. & W. JEDRZEJEWSKI (1993): Summer food of the Pygmy Owl *Glaucidium passerinum* in Bialowieza National Park, Poland. — Ornis Fennica **70**: 196-201.

JEDRZEJEWSKA B. & W. JEDRZEJEWSKI (1998): Predation in Vertebrate Communities. The Bialowieza Primeval Forest as a Case Study. — Ecological Studies **135**, Springer Verlag, Berlin: 1-450.

JEDRZEJEWSKI W., SZYMURA A. & B. JEDRZEJEWSKA (1994): Reproduction and food of the Buzzard *buteo buteo* in relation to the abundance of rodents and birds in Bialowieza National Park, Poland. — Ethology, Ecology & Evolution **6**: 179-190.

JEDRZEJEWSKI W., JEDRZEJEWSKA B. & L. SZYMURA (1995): Weasel population response, home range, and predation on rodents in a deciduous forest in Poland. — Ecology **76**: 179-195.

JEDRZEJEWSKI W., JEDRZEJEWSKA B., SZYMURA A. & K. ZUB (1996): Tawny owl (*Strix aluco*) predation in a pristine deciduous forest (Bialowieza National Park, Poland). — J. Anim. Ecol. **65**: 105-120.

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

JEDRZEJEWSKI W., JEDRZEJEWSKA B., ZUB K., RUPRECHT A.L. & C. BYSTROWSKI (1994): Resource use by Tawny Owls *Stric aluco* in relation to rodent fluctuations in Bialowieza National Park, Poland. — J. Avian Biology **25**: 308-318.

JIRESCH W. (1993): Bestandsaufnahme des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in Oberösterreich. — Egretta **36**: 17-24.

JIRESCH W.F.L. (1997): 10 Jahre Wanderfalkenuntersuchung in Oberösterreich. — Vogelkdl. Nachr. OÖ. – Naturschutz aktuell. **5** (1): 1-8.

KAULE G. (1991): Arten- und Biotopschutz. 2. Auflage. — UTB große Reihe, Ulmer Verlag, Stuttgart: 1-519.

KILZER R. (2000): Bestand und Verbreitung von Felsbrütern in Vorarlberg. — Vlbg. Naturschau **8**: 25-62.

KILZER R. & V. BLUM (eds.) (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. — Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Bregenz: 1-278.

KONING F. (1999): Waldohreulen *Asio otus* in einer dynamischen Landschaft und ihr Schicksal. — Ornithol. Mitt. **51**: 219-224.

KORPIMÄKI E. & C.D. MARTI (1995): Geographical trends in trophic characteristics of mammal-eating and bird-eating raptors in Europe and North America. — The Auk **112**: 1004-1023.

KORPIMÄKI E. & K. NORRDAHL (1991): Numerical and functional responses of kestrels, short-eared owls, and long-eared owls to vole densities. — Ecology **72**: 814-826.

KORPIMÄKI E. (1986): Niche relationships and life-history tactics of three sympatric Strix owl species in Finland. — Orn. Scand. **17**: 126-132.

KORPIMÄKI E. (1987): Dietary shifts, niche relationships and reproductive output of coexisting Kestrels and Long-eared Owls. — Oecologia **74**: 277-285.

KRAMER S. (1991): Die Situation des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in Bayern – Bestandsentwicklung, Populationsökologie, Schutzkonzept. — Berichte der ANL **15**: 177-216.

KREBS C.J., BOONSTRA R., BOUTIN S., DALE M., HANNON S., MARTIN K., SINCLAIR A.R.E., SMITH J.N.M. & R. TURKINGTON (1992): What drives the Snowshoe Hare cycle in Canada´s Yukon? — In: MCCULLOUGH D.R. & R.H. BARRETT (eds.): Wildlife 2001: Populations: 886-896. Elsevier Applied Science, London.

KREBS C.J., BOUTIN S., BOONSTRA R., SINCLAIR A.R.E., SMITH J.N.M., DALE M., MARTIN K. & R. TURKINGTON (1995): Impact of Food and Predation on the Snowshoe Hare Cycle. — Science **269**: 1112-1115.

LANDMANN A. & N. WINDING (1995): Guild organisation and morphology of high-altitude granivorous and insectivorous birds: convergent evolution in an extreme environment. — Oikos **73**: 237-250.

LANZ U. (2005): Wanderfalke *Falco peregrinus*. Pp. 166-167. — In: BEZZEL E., GEIERSBERGER I., V. LOSSOW G. & R. PFEIFER (2005): Brutvögel in Bayern. Verbreitung 1996 bis 1999. — Eugen Ulmer, Stuttgart: 1-560.

LEDITZNIG C. & W. LEDITZNIG (2001): Großvögel im Special Protection Area Ötscher-Dürrenstein. — In: LIFE-Projekt Wildnisgebiet Dürrenstein. Forschungsbericht. Amt der Niederösterr. Landesregierung. St. Pölten: 83-115.

LEDITZNIG C., LEDITZNIG W. & H. GOSSOW (2001): 15 Jahre Untersuchungen am Uhu (*Bubo bubo*) im Mostviertel Niederösterreichs – Stand und Entwicklungstendenzen. — Egretta **44**: 45-73.

LIMA S.L. & L.M. DILL (1990): Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. — Canadian Journal of Zoology **68**: 619-640.

LINDNER M. (1998): Der Uhu als bestandslimitierender Faktor für den Wanderfalken im Sauerland. — Jber. AGW–NRW: 11-12.

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

LINDNER M. (2004): Ein wechselvolles Schicksal des Königs der Nacht – Biologie und Bestandsveränderungen des Uhus (*Bubo bubo*) unter besonderer Berücksichtigung des Hochsauerlandkreises. — Irrgeister, Naturmagazin des Vereins für Natur- und Vogelschutz im Hochsauerlandkreis e.V.**20/21**: 50-73.

LINDNER M. (2005): Reproduktion des Uhus (*Bubo bubo*) in stillgelegten und betriebenen Steinbrüchen im Sauerland. — Artenschutzreport **17**/2005: 15-19.

LINDNER, M. (in Druck): Anmerkungen zum Uhu. Eulen-Rundblick.

LINDSTRÖM E.R., ANDRÉN H., ANGELSTAM P., CEDERLUND G., HÖRNFELDT B., JÄDERBERG L., LEMNELL P.A., MARTINSSON B., SKÖLD K. & J.E. SWENSON (1994): Disease reveals the predator: Sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. — Ecology **75** (4): 213-224.

LOOFT V. & G. BUSCHE (eds.) (1981): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 2: Greifvögel. — K. Wachholtz Verlag, Neumünster: 1-199.

LUBER H. (1992): Der Wanderfalke (*Falco peregrinus*) wieder im Aufwind – ein Situationsbericht aus der Steiermark. — Egretta **35**: 111-116.

MARTI C.D. & M.N. KOCHERT (1995): Are red-tailed hawks and great horned owls diurnal-nocturnal dietary counterparts? — Wilson Bull. **107**: 615-628.

MARTI C.D., KORPIMÄKI E. & F.M. JAKSIC (1993): Trophic structure of raptor communities: a three-continent comparison and synthesis. — In: POWER D.M. (ed.): Current Ornithology **10**: 47-136.

MEBS TH. & W. SCHERZINGER (2000): Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. — Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co., Stuttgart: 1-396.

NEWTON I. (1979): Population Ecology of Raptors. — T. & A.D. Poyser, Berhamsted: 1-399.

NEWTON I. (1993): Predation and limitation of bird numbers. — In: POWER D.M. (ed.): Current Ornithology, Vol. **11**, Plenum Press, New York: 143-198.

NEWTON I. (1998): Population Limitation in Birds. — Academic Press, San Diego: 1-597.

NEWTON I. (2003): The Speciation and Biogeography of Birds. — Academic Press, London: 1-668.

NORRDAHL K., SUHONEN J., HEMMINKI O. & E. KORPIMÄKI (1995): Predator presence may benefit: kestrels protect curlew nests against nest predators. — Oecologia **101**: 105-109.

ODLING-SMEE F.J., LALAND K.N. & M.W. FELDMAN (2003): Niche construction. The neglected process in evolution. — Princeton, Monographs in Population Biology.

OLEJNIK O. (2005): Hat der Waldkauz den Steinkauz in Mitteleuropa verdrängt? — Eulen-Rundblick **53/54**: 12-16.

OLEJNIK O. (2005): Ein Beitrag zu den Interaktionen zwischen Steinkauz, Schleiereule und Waldkauz. — Eulen-Rundblick **53/54**: 24-27.

OPDAM P., THISSEN J., VERSCHUREN P. & G. MÜSKENS (1977): Feeding ecology of a population of Goshawk *Accipiter gentilis*. — J. Orn. **118**: 35-51.

PACENOVSKY S. (1995): To interspecific relations between *Glaucidium passerinum*, *Strix uralensis* and *Strix aluco*. — Tichodroma **8**: 61-73.

PALOMARES F., GAONA P., FERRERAS P. & M. DELIBES (1995): Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: An example with Lynx, Mongooses, and Rabbits. — Cons. Biol. **9** (2): 295-305.

PETTY S.J. & C.J. THOMAS (2003): Distribution, numbers and breeding performance of tawny owls (*Strix aluco*) in relation to clear-cutting in a conifer forest in northern England, 111-129. — In: Birds of Prey in a Changing Environment (Eds.: THOMPSON

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

D.B.A., REDPATH S.M., FIELDING A.H., MARQUISS M. & C.A. GALBRAITH). Scottish Natural Heritage, Edinburgh, the stationery office, 1-550.

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.

PIECHOCKI R. & R. MÄRZ (1985): Der Uhu *Bubo bubo*. — Neue Brehm-Bücherei 108, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 5. Aufl., 1-127.

POLIS G.A. & R.D. HOLT (1992): Intraguild predation: the dynamics of complex trophic interactions. — TREE **7**: 151-154.

POLIS G.A., MYERS C.A. & R.D. HOLT (1989): The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. — Annual Review of Ecology and Systematics **20**: 297-330.

PÜHRINGER N. (1996): Erste Ergebnisse zur Ernährung des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in den oberösterreichischen Kalkvoralpen. — Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **29**: 81-94.

RATCLIFFE D.A. (1993): The Peregrine Falcon. Second Edition. — T. & A.D. Poyser, London: 1-454.

REMMERT H. (1992): Ökologie. Ein Lehrbuch. ∝ Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.

ROBITZKY U. (2005): Bemerkungen zur Nistplatz-Konkurrenz zwischen Eulen und Greifvögeln, insbesondere von Uhu und Habicht in Schleswig-Holstein. — Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz Schleswig-Holstein: 1-31.

ROCKENBAUCH D. (1998): Der Wanderfalke in Deutschland und umliegenden Gebieten. Band 1: Verbreitung, Bestand, Gefährdung und Schutz. — Verlag C. Hölzinger, Ludwigsburg: 1-555.

ROCKENBAUCH D. (2002): Der Wanderfalke in Deutschland und umliegenden Gebieten. Band 2: Jahresablauf und Brutbiologie, Beringungsergebnisse, Jagdverhalten und Ernährung, Verschiedenes. — Verlag C. Hölzinger, Ludwigsburg: 561-1043.

ROHNER C. & C.J. KREBS (1996): Owl predation on snowshoe hares: consequences of antipredator behaviour. — Oecologia **108**: 303-310.

ROHNER C. (1995): Great horned owls and snowshoe hares: what causes the time lag in the numerical response of predators to cyclic prey? — Oikos **74**: 61-68.

ROHNER C. (1996): The numerical response of great horned owls to the snowshoe hare cycle: consequences of non-territorial „floaters“ on demography. — J. Anim. Ecol. **65**: 359-370.

RYTKÖNEN S., KUOKKANEN P., HUKKANEN M. & K. HUHTALA (1998): Prey selection by Sparrowhawks *Accipiter nisus* and characteristics of vulnerable prey. — Ornis Fennica **75**: 77-87.

SACKL P. & J. DÖLTLMAYR (1996): Zur Siedlungsbiologie und Ökologie des Uhus *Bubo bubo* im oberen Murtal (Steiermark, Österreich). — Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **29**: 33-45.

SCHERZINGER W. (1999): II-5.1 Mosaik-Zyklus-Konzept. — In: KONOLD W., BÖCKER R. & U. HAMPICKE (Hrsg.) (1999): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Theorien und Konzepte, 1-12.

SCHERZINGER W. (2003): Wieweit entsprechen die Habitatansprüche waldbewohnender Eulen dem Lebensraumangebot europäischer Wälder? — Vogelwelt **124**: 213-221.

SCHERZINGER W. (2004): Raufußkauz, Sperlingskauz & Co. – Wie reagieren waldbewohnende Eulenarten auf ein durch Forstwirtschaft verändertes Lebensraumangebot? — Vogelwelt **125**: 297-308.

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

SCHERZINGER W. (2005): Welche Natur wollen wir schützen – und warum? — Wissenschaft & Umwelt 2005, Interdisziplinär Nr. **9**: 3-19.

SCHERZINGER W. & H. SCHUMACHER (2004): Der Einfluss forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Vogelwelt – eine Übersicht. — Vogelwelt **125**: 215-250.

SCHMIDT E. (2004a): Vergiftung von Greifvögeln im Landkreis Sömmerda/Thüringen. — Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen **41**/1: 31-33.

SCHMIDT E. (2004b): Der Mäusebussard *Buteo b. buteo* im Thüringer Becken. — Anz. Ver. Thüring. Ornithol. **5**: 21-30.

SCHUSTER A. (1996): Bestandsdichte der Waldohreule (*Asio otus*) auf einer Probefläche im oberösterreichischen Alpenvorland. — Vogelkdl. Nachr. OÖ. – Naturschutz aktuell **4** (1): 33-36.

SELÅS V. (1993): Selection of avian prey by breeding Sparrowhawks *Accipiter nisus* in southern Norway: The importance of size and foraging behaviour of prey. — Ornis Fennica **70**: 144-154.

SELÅS V. & T. RAFOSS (1999): Ranging behaviour and foraging habitats of breeding Sparrowhawks *Accipiter nisus* in a continuous forested area in Norway. — Ibis (1999) **141**: 269-276.

SERGIO F. & I. NEWTON (2003): Occupancy as a measure of territory quality. — J. Anim. Ecol. **72** (5): 859-865.

SERGIO F., MARCHESI L. & P. PEDRINI (2003): Spatial refugia and the coexistence of a diurnal raptor with its intraguild owl predator. — J. Anim. Ecol. **72** (5): 232-245.

SIDOROVICH V., IVANOVSKY V.V. & S. ADAMOVICH (2003): Food niche and dietary overlap in owls of northern Belarus. — Vogelwelt **124**: 271-279.

SINCLAIR A.R.E., FRYXELL J.M. & G. CAUGHLEY (2006): Wildlife Ecology, Conservation, and Management. — Second Edition. Blackwell, Malden, Oxford, Carlton: 1-469

SLOTTA-BACHMAYR L. & S. WERNER (1992): Bestandssituation und Ökologie felsenbrütender Vogelarten im Bundesland Salzburg. — Salzburger Vogelkdl. Ber. **4** (2): 30-43.

SOLONEN T. (1993): Spacing of birds of prey in southern Finland. — Ornis Fennica **70**: 129-143.

SONERUD G. (1993): Reduced predation by nestbox relocation: differential effect on Tengmalm´s Owl nests and artificial nests. — Orn. Scand. **24**: 249-253.

SONNENBURG H. & B. GERKEN (2004): Waldweide im Solling – Mit einem neuen Modell auf alten Spuren. — Schr.-R. f. Landschaftspfl.u. Natursch. **78**: 201-218.

STEENHOF K. & M.N. KOCHERT (1985): Dietary shifts of sympatric buteos during a prey decline. — Oecologia **66**: 6-16.

STEENHOF K. & M.N. KOCHERT (1988): Dietary responses of three raptor species to changing prey densities in a natural environment. — J. Anim. Ecol. **57**: 37-48.

STEINER H. (1998a): Wald und Greifvögel. Lebensraumqualität im fragmentierten Wald, Räuber-Beute-Beziehung und Grundlagen für ein Naturschutzmanagement. — Diss. Univ. Salzburg: 1-175.

STEINER H. (1998b): Faunistische Nachweise durch die Methode der Rupfungssuche auf der südlichen Traun-Enns-Platte. — Vogelkdl. Nachr. OÖ. – Naturschutz aktuell **6** (2): 23-27.

STEINER H. (1999a): Erfolgschancen einer Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis macroura*) in Österreich. Wissenschaftliche Erfolgsprognose, vorläufige Abschätzung. — WWF Artenschutz, Studie 40. Wien: 1-57.

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

STEINER H. (1999b): Der Steinadler (*Aquila chrysaetos*) in den oberösterreichischen Kalkalpen. — Egretta **42**: 122-135.

STEINER H. (2000a): Waldfragmentierung, Konkurrenz und klimatische Abhängigkeit beim Wespenbussard (*Pernis apivorus*). — J. Ornithol. **141**: 68-76.

STEINER H. (2000b): Ökologische Wechselwirkungen zwischen Wald und Greifvögeln: Lebensraumqualität, Effekte von Fragmentierung, Räuber-Beute-Beziehung und Grundlagen für den Naturschutz. — J. Ornithol. **141**: 230.

STEINER H. (2000c): Sind Schutzgebiete und Rote Listen zur Bewältigung von Naturschutz und Landschaftsplanung ausreichend? — Öko·L **22 (**1): 26-36.

STEINER H. (2000d): Habitatstudie und Gebietsauswahl zur Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis*) in Oberösterreich. — WWF Artenschutz, Studie 43. Wien: 1-80.

STEINER H. (2001): Von Wäldern und Habichtskäuzen (*Strix uralensis*) in Oberösterreich. — Öko·L **23** (2): 14-22.

STEINER H. (2003a): Monitoring der oberösterreichischen Kulturlandschaft mit Greifvögeln nach Vogelschutz-Richtlinie im Jahr 2003. — I. A. des Amtes der oö. Landesregierung, Naturschutzabteilung, 1-32 + Anhang.

STEINER H. (2003b): Habichtskauz, 466-467. — In: BRADER M. & G. AUBRECHT (Hrsg.): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia **7**: 1-543.

STEINER H. (2004): Ornithologisches und wildtierökologisches Fachgutachten über Auswirkungen der Errichtung von 30 Windenergieanlagen durch die Energiewerkstatt GmbH. im Kobernaußerwald („Windpark Silventus"). — Im Auftrag von Energiewerkstatt GmbH, Katztal 37, A-5222 Munderfing. 31. Juli 2004.

STEINER H. (2005): Uhu. — In: UHL H., PÜHRINGER N., STEINER H. & W. WEIßMAIR: Grundlagen für einen Maßnahmenplan zur Erhaltung und Förderung besonders gefährdeter Brutvogelarten in OÖ. Bericht zu 73 ausgewählten Vogelarten. Projekt im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung – Naturschutzabteilung, Linz, Dezember 2005, BirdLife Österreich, 1-185.

STEINER H., SCHMALZER A. & N. PÜHRINGER (2003): Wo die Raufußhühner balzen. — Forschungsergebnisse aus den Kalkalpen. Nationalpark (Grafenau) **120**, 2/2003: 16-19.

SUDMANN S., BECKER P.H. & H. WENDELN (1994): Sumpfohreule *Asio flammeus* und Waldohreule *A. otus* als Prädatoren in Kolonien der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo*. — Vogelwelt **115**: 121-126.

SULKAVA S., KORPIMÄKI E. & K. HUHTALA (1991): Kleinsäugerzyklen und die Nahrungsökologie der Eulen in Finnland. — Wiss. Beitr. Univ. Halle **1991/4**: 423-433.

THIELCKE G. (2003): Bestandserfassungen als Grundlage für Strategien im nationalen und internationalen Naturschutz. — Ökologie und Schutz europäischer Eulen, internationales Eulen-Symposium Dornbirn 2003: 69.

UTTENDÖRFER O. (1939): Die Ernährung der deutschen Raubvögel und Eulen und ihre Bedeutung in der heimischen Natur. — Neumann, Neudamm: 1-412.

VALKAMA J., KORPIMÄKI E., ARROYO B., BEJA P., BRETAGNOLLE F., BRO E., KENWARD R., MANOSA S., REDPATH S.M., THIRGOOD S. & J. VINUELA (2005): Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. — Biol. Rev. **80**: 171-203.

VOGT D. (1978): Untersuchungen zur Habitatstruktur mitteleuropäischer, felsenbrütender Wanderfalken (*Falco peregrinus*). — Die Vogelwelt **99**: 201-222.

VOTIER S.C., BEARHOP S., RATCLIFFE N., PHILLIPS A. & R.W. FURNESS (2004): Predation by great skuas at a large Shetland seabird colony. — J. Applied Ecology **41**: 1117-1128.

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

WITTENBERG J. (1998): Starker Rückgang des Rabenkrähen-Bestandes nach Ansiedlung des Habichts. — J. Ornithol. **139**: 203-204.

WITTENBERG J. (2003): Langfristige Entwicklung eines Waldohreulen-Bestandes in Abhängigkeit von Rabenkrähe und Habicht. — J .Ornithol. **144**: 217.

Anschriften der Verfasser

Mag. Dr. Helmut STEINER
Institut für Wildtierforschung und -management
Diepersdorf 30, A-4552 Wartberg/Austria
und
Hörzingerstraße 58, A-4020 Linz/Austria
E-Mail: steiner.raptor@aon.at

Kons. Gernot HASLINGER
Holzstraße 50
A-4020 Linz/Austria

Dr. Winfried JIRESCH
Ungarnstraße 33
A-4600 Wels/Austria

Norbert PÜHRINGER
Herrnberg 8
A-4644 Scharnstein/Austria

Dr. Susanne STADLER
Siedlungsgasse 11
A-4820 Bad Ischl/Austria

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Vogelkundliche Nachrichten aus Oberösterreich, Naturschutz aktuell

Jahr/Year: 2006

Band/Volume: 014a

Autor(en)/Author(s): Steiner Helmut, Haslinger Gernot, Jiresch Winfried, Pühringer Norbert, Stadler Susanne

Artikel/Article: Ökologische Nische und Naturschutz: Das Beispiel Greifvögel und Eulen in Wald und Gebirge. 1-30