

Greifvögel & Eulen in Österreich	113–142	Wien, 2006
----------------------------------	---------	------------

Integriertes Greifvogel-Monitoring 1990 bis 2003 in Oberösterreich

Helmut Steiner¹ & Christian Deschka²

Abstract

Longterm-monitoring of birds of prey in Upper Austria between 1990-2003

Population trends of 6 widespread raptor species were monitored between 1990 and 2003 along the northern fringe of the Alps in Upper Austria in plots ranging in size between 100 and 400 km². Survey methods are presented in detail. Five species showed no significant changes in population numbers (honey buzzard, sparrowhawk, common buzzard, kestrel, hobby). The goshawk showed a significant decrease. The proportion of first-year breeders of goshawk averaged 12.3 % (n = 65). The decline of goshawks is attributable to direct persecution.

The success rate of sparrowhawks was 83.9 % (n = 261), and it was significantly and negatively related to goshawk density. Successful sparrowhawk nests fledged on average 4.09 fledged young (n = 156), the percentage of first-year-breeders was 30.3 % (n = 251). All these parameters (proportion of first year breeders, nest success, fledgling rate) did not show any significant change during the course of the study. Population trends are discussed in the light of the source-sink-concept.

Key words: *Pernis apivorus*, *Circus aeruginosus*, *Accipiter nisus*, *Accipiter gentilis*, *Buteo buteo*, *Falco tinnunculus*, *Falco subbuteo*, *Falco peregrinus*, raptors, monitoring, population trends, breeding trends, source-sink-concept, persecution, human landscapes, Upper Austria.

Zusammenfassung

Von 1990 bis 2003 wurden auf 95–400 km² großen Probeflächen im Alpenvorland Oberösterreichs die Bestandsentwicklung von 6 Greifvogelarten, sowie mehrere Populationsparameter einer Sperberpopulation überwacht. Methoden der Bestandserfassung werden ausführlich dargestellt. Wespenbussard, Sperber, Mäusebussard, Turm- und Baumfalken zeigten keine signifikante Veränderung der Bestände. Der Habicht nahm 1990-2003 von 8 auf 0 territoriale Paare hochsignifikant ab. Der Anteil vorjähriger Brutvögel betrug 12,3 % (n = 65). Beim Sperber betrug die Erfolgsrate der Bruten 83,9 % (n = 261). Sie korrelierte signifikant negativ mit der Habichtsdichte. Die mittlere Brutgröße lag bei 4,09 (n = 156) und der Anteil vorjähriger Brutvögel bei 30,3 % (n = 251). Diese Parameter änderten sich nicht signifikant. Trends und Einzelursachen werden mit Hilfe des source-sink-Konzeptes diskutiert. Der Rückgang des Habichts wurde mit direkter Verfolgung erklärt. Es wird betont, dass das Fehlen negativer Bestandstrends keine landschaftsökologisch unbedenklichen Zustände anzeigt, und dass kausale Ursachenforschung für den Naturschutz unentbehrlich ist.

Einleitung

Viele Schutzgebiete können die Artenvielfalt infolge der meist geringen Größe und Einflüssen aus der Umgebung nur unzureichend erhalten (z.B. ERZ 1985, SCHERZINGER

¹ Institut für Wildtierforschung und -management, Hörzingerstraße 58, A-4020 Linz;
E-mail: Steiner.raptor@aon.at

² Lindengasse 14/3/8, A-1070 Wien; E-mail: christiandeschka@hotmail.com

1996, STEINER 2000). Deshalb ist es notwendig, auch Arten außerhalb von Schutzgebieten zu überwachen. Der Naturschutz erkennt zunehmend die Bedeutung von Monitoringprogrammen als Basis für Schutzstrategien. So wird in der Studie "Handlungsbedarf für Österreich zur Erfüllung der EU-Vogelschutzrichtlinie" explizit gefordert, im Monitoring für Oberösterreich einen Schwerpunkt für Greifvögel in der Kulturlandschaft (Alpenvorland) zu setzen (KARNER et al. 1997: p. 77).

In Österreich wurde im Vergleich zu vielen anderen Staaten erst spät mit systematischen, standardisierten Bestandsuntersuchungen begonnen. Diese Untersuchungen konzentrierten sich zunächst vor allem auf Sonderhabitate oder lokal seltene Arten. Verbreitete Brutvögel der Kulturlandschaft wurden dagegen kaum erfasst, obwohl sie den größten Teil von Landschaft und Artenausstattung repräsentieren (vgl. LANDMANN et al. 1992). Seit 1998 läuft durch BirdLife Österreich ein nationales Programm zur Erfassung verbreiteter Brutvogel-Arten. Erste Aussagen für 45–50 Arten sind frühestens 2007–2012 zu erwarten (TEUFELBAUER 2002, DVORAK & WICHMANN 2003). Durch dieses Programm werden vor allem Kleinvögel abgedeckt.

Ein großer Teil der Arten mit rückläufigen Populationen betrifft jedoch Nichtsingvögel. Aufgrund ihrer heterogenen Verbreitung und geringen Dichte können diese mit herkömmlichen Punkt- und Linientaxierungen kaum ausreichend erfasst werden. Eine weitere Einschränkung liegt darin, dass Punkt- und Linientaxierungen nur wenige Informationen über die Ursachen von Bestandsveränderungen liefern. Dagegen bietet die zeitaufwändige Revierkartierung die Möglichkeit, durch kombinierte Erhebungen zu Ernährung, Prädation, Konkurrenz, Revierbesetzung, Bruterfolg oder Altersstruktur auch Ursachenanalysen zu leisten (vgl. SCHERZINGER 1985, SCHUSTER et al. 2003).

Mittlerweile liegen erste Ansätze zu Nichtsingvögeln vor, wie siebenjährige Bestandstrends des Kiebitz in der intensiv genutzten Agrarlandschaft (STEINER et al. 1997). Ganz besondere Bedeutung kommt aber der Gruppe der Greifvögel zu, die aus mehreren Gründen eine hohe Naturschutzrelevanz aufweist.

Greifvögel werden von Teilen der Jägerschaft häufig kontroversiell für Bestandsrückgänge bei Feldhase, Feldhühnern, Raufußhühnern und Wiesenvögeln mitverantwortlich gemacht und stehen damit in einem Konfliktfeld mit jagdlicher Landnutzung, wobei häufig zunehmende Bestände postuliert werden (vgl. ERRINGTON 1946, RANNER et al. 1995, KENWARD 2000, ALTENKAMP et al. 2001, ZEILER 2001, BELLEBAUM 2002, KRAUSHOFFER 2002, THIRGOOD et al. 2002, STEINER et al. 2002, 2004, GROSSPOINTNER 2003, LIMBERGER 2003, STEINER 2004).

Greifvögel sind eine spezifische Zielgruppe für massive, illegale direkte Verfolgung, die entgegen – nicht nur – landläufiger Meinung nach wie vor nicht beendet ist (vgl. Vorwort in BAUER 1989).

Die ökologische Gilde der Beutegreifer insgesamt weist heute in der Kulturlandschaft ständig eine unnatürlich geringe Präsenz auf. Dies kann zu unvorhergesehenen Verschiebungen und Kettenreaktionen im Artengefüge führen (MÜHLENBERG & SLOWIK 1997, STEINER 1999c, WITTENBERG 2003).

Greifvögel zählen zu den sensibelsten Indikatoren toxischer Einflüsse in Ökosystemen. Wenngleich sich die Sperberbestände mittlerweile erholt haben, so ist doch die chemische Belastung der Eier nach wie vor zum Teil erheblich (BÜHLER 2000, DENKER et al.

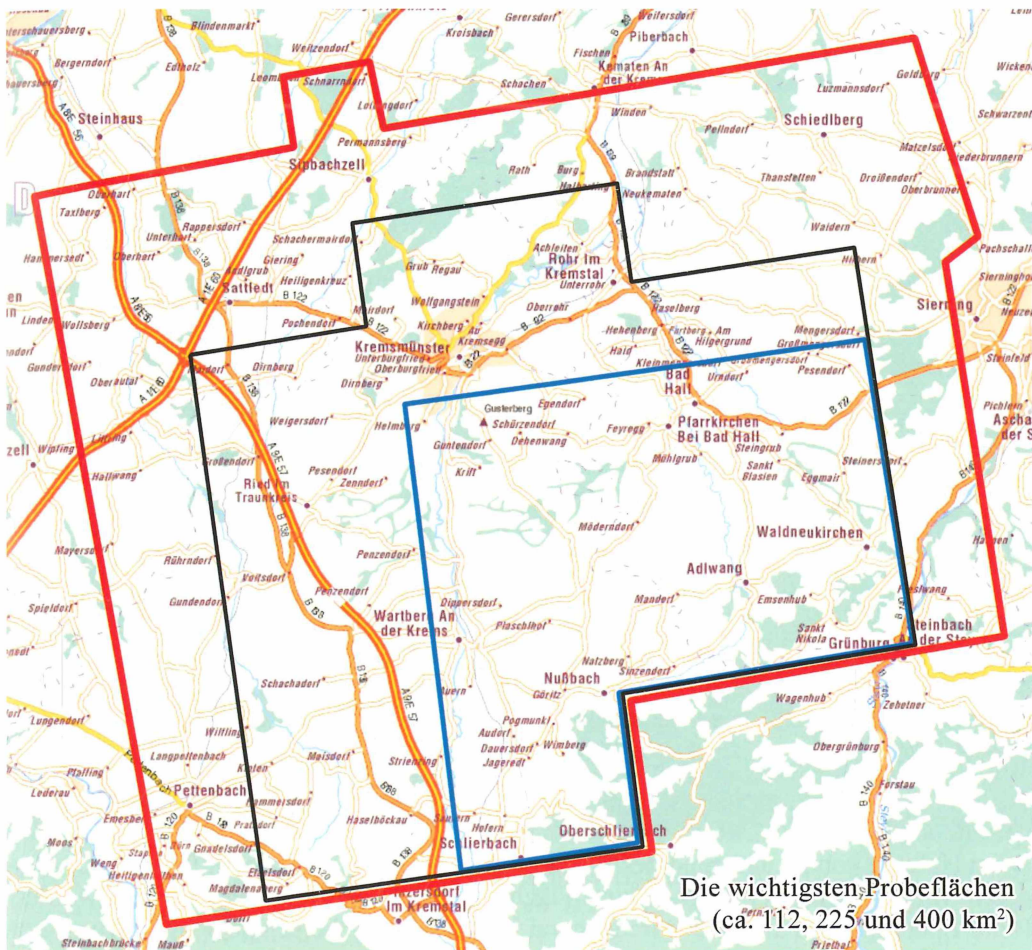


Abb. 1: Lage der wichtigsten Untersuchungsflächen im oberösterreichischen Alpenvorland.
Fig. 1: Location of the most important study plots in the pre-alpine areas of Upper Austria.

2001). Zudem besteht die Möglichkeit der Bioindikation der Schwermetallbelastung mit Mauserfedern standorttreuer Arten als hochstandardisierten Umweltproben (ELLENBERG et al. 1986). Hierzu liegen Datenreihen zu 38 Messpunkten in Form von Sperber-Mauserfedern vor, die auch kontinuierlichen räumlichen Gradienten folgen (z.B. von weniger als 100 m Entfernung zur Pyhrnautobahn oder Industriestandorten, bis in etwa 15 km Distanz).

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Bereich des oberösterreichischen Alpenvorlandes (Mittelpunkt 48° 00' östl. Lg. / 14° 09' nördl. Br.). Bei den meisten Arten wurde zwischen Kernflächen und erweiterten Flächen unterschieden. Diese Vorgangsweise vereinfachte das Problem von schwer zuordenbaren Randpaaren. Somit wurden räum-

lich kontinuierliche Populationen erfasst. Die 95–112 km² großen Kernflächen wurden ab 1990–1992 bearbeitet. Erweiterungen (Abb. 1, Tab. 1) erfolgten nach Westen sowie Norden. C. Deschka bearbeitete 2001 und 2002 im Rahmen seiner Diplomarbeit den Großteil der Sperber- und Habicht-Reviere (DESCHKA 2002), wobei die Fläche auf 400 km² ausgedehnt wurde.

Tab. 1: Größen und Untersuchungsperioden der Kernflächen und der erweiterten Flächen für die einzelnen Arten.

Tab. 1: Core areas which were surveyed each year for raptors. During the course of the study, areas were extended for most species.

Art	Flächen	Zeiträume
Wespenbussard (<i>Pernis apivorus</i>)	112 km ² /150 km ²	1992–1997/1993–1997
Sperber (<i>Accipiter nisus</i>)	112 km ² /200–225 km ² /380 km ²	1991–1999/1993–1999/ab 2001
Habicht (<i>Accipiter gentilis</i>)	112 km ² /200–250 km ² /400 km ²	1990–1999/1993–1999/ab 2001
Mäusebussard (<i>Buteo buteo</i>)	112 km ² /225 km ²	1991–1997/1994–1995
Turmfalke (<i>Falco tinnunculus</i>)	80 km ² /110 km ²	1991–1997/1994–1997
Baumfalke (<i>Falco subbuteo</i>)	95 km ² /150 km ²	1992–1999/1993–1997

Aus statistischen Gründen wurde das Monitoring minimaler Populationsgrößen von 10 Paaren angestrebt. Dies entspricht bei Greifvögeln in der Regel Mindestflächen von 100 km². Bei Mäusebussard und Turmfalke wurde dieses Ziel auch auf den kleineren Kernflächen überschritten, bei Wespenbussard und Baumfalke, die sich durch meist sehr geringe Dichten und einen hohen Erfassungsaufwand auszeichnen, annähernd erreicht. Beim Habicht konnte aufgrund des Populationsrückganges trotz der aufwändigen, ständigen Vergrößerung der untersuchten Fläche dem Ziel nicht nahegekommen werden. Beim Sperber lagen ab 1993 durchgehend befriedigende Werte von 15–25 Brutpaaren vor.

Unter Nestlieferanten und Konkurrenten waren Rabenkrähe (*Corvus corone*) und Waldkauz (*Strix aluco*) häufig. Das brutzeitliche Verhältnis Waldkauz : Waldohreule (*Asio otus*) betrug nach Mauserplätzen (Einständen) in den Wäldern 5 : 1 (n = 120 Mauserplätze in 7 Jahren, H. Steiner unpubl.).

Die Höhenlage des Gebietes beträgt durchschnittlich etwa 450 m NN. Die vorkommenden Bodentypen umfassen vor allem fruchtbare Braunerden (FISCHER 1976). Klimatisch dominieren aufgrund der Geomorphologie ozeanische Westwetterlagen mit Stauniederschlägen am Alpennordrand. Die Jahressummen betragen 970 bis etwa 1220 mm, die Maxima fallen in die Monate Mai bis August. Genaue Temperatur- und Niederschlagskennwerte aus dem Untersuchungszeitraum von der meteorologischen Station Kremsmünster wurden bei der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik/Wien erhoben.

Der Waldbestand ist stark fragmentiert (Abb. 2) und bedeckt nur rund 10 % des Gebietes. Die Fichte (*Picea abies*) bildet aufgrund forstwirtschaftlicher Förderung über drei Viertel des Baumbestandes. Beigemischt finden sich vor allem Rotbuchen (*Fagus*



Abb. 2: Kulturlandschaft im Kremstal mit Effekten der Habitatheterogenität: Wälder und Siedlungen fungieren als funktionelle Fragmente. Foto: Biologiezentrum/OÖ. Landesmuseum. Freigegeben vom BMLV mit GZ 13083/216-1.6/88.

Fig. 2: Human-influenced landscape in the Krems River valley showing habitat fragmentation. Forests and human dwellings act as functional fragments.

sylvatica), Stieleichen (*Quercus robur*), Eschen (*Fraxinus excelsior*) und Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*). Die Nutzung erfolgt durch kleine Kahlschläge, sowie Plenterung und Einzelstamm-Entnahmen. Die zahlreich vorhandenen Bachläufe werden von struktur- und artenreichen Laubholzbeständen gesäumt. Intensiver Ackerbau ist mit > 70 % der Fläche die dominante Landnutzungsform. Die häufigsten Anbaufrüchte sind Mais (*Zea mays*), danach Sommer- und Wintergetreide. Grünland bedeckt schätzungsweise 10 % des Gebietes.

Kleine Siedlungen, überwiegend Bauernhöfe, sind regelmäßig verteilt, sodass sämtliche Wälder weniger als 500 m von der nächsten Dauersiedlung entfernt sind. Die verbaute Fläche beträgt ca. 1 %. Die Bevölkerungsdichte liegt bei 79 Einwohnern/km² (Marktgemeinde Wartberg an der Krems o. J.). Nähere Angaben zum Untersuchungsgebiet finden sich bei STEINER (1998).

Material und Methode

Allgemeine Hinweise zur Bestandserhebung

Bestandsangaben bei Greifvögeln erfordern eine im Vergleich zu anderen Vögeln aufwändige und flexible Methodik, die die Qualität der Ergebnisse stark beeinflusst. Die Erhebung von Arten wie Wespenbussard und Baumfalke verlangt besonders viel Erfahrung. Trotzdem werden in Anleitungen für den Sucherfolg entscheidende Faktoren oft nur implizit vorausgesetzt. Deshalb wird im Folgenden genauer auf bisher wenig dokumentierte Suchmethoden eingegangen, sowie auf artspezifische Schwierigkeiten und Hemmnisse.

Die Grundlagen der Methodik sind vor allem bei NEWTON (1986: 335), FIUCZYNSKI (1988), STUBBE & GEDEON (1989), GEDEON (1990) und BIJLSMA (1993, 1997) beschrieben. Die wichtigsten Elemente waren, bei je nach Art und Jahreszeit unterschiedlichen Schwerpunkten: (1) Beobachtung revieranzeigenden Verhaltens (Balzflüge usw.), (2) Systematisches Abkämmen des Waldes nach Spuren (Kotspritzer, Mauserfedern, Beutereite und Horsten, (3) Verhören in der Bettelflugperiode (vor allem bei erstmaliger Bearbeitung eines Gebietes). Wichtig war die richtige Interpretation des räumlich-zeitlichen Auftretens von Spuren und Verhalten. Detaillierte Kenntnisse zur Biologie der untersuchten Arten waren dabei unerlässlich, wie Lebensraum, Verhalten, Stimme, Mauser und Brutbiologie (vgl. GLUTZ v. BLOTZHEIM et al. 1971, ORTLIEB 1987, FISCHER 1995, MELDE 1995).

Jährlich wurden mehrere Hundert Stunden Freilandarbeit aufgewendet. Zu Erhebungsbeginn wurden einerseits alle auch im Vorjahr besetzten Reviere kontrolliert. Andererseits wurde versucht, Reviere mit schwierigen Nachweisumständen von Beginn an zu beobachten. Schwierige Umstände waren große Waldfläche, stark ausgebildete Bodenvegetation oder fehlender Bruterfolg. Anschließend wurden die übrigen Wälder in den Zwischenräumen bearbeitet. Grundsätzlich bestanden die größten Abstände zwischen Revieren von Artgenossen, in geringerem Maße beim Baumfalken. Das Vorkommen einer Art in einem kleinen Waldstück war kein Ausschlussgrund für das Vorkommen einer anderen Art. So brüteten Mäuse- und Wespenbussard oft gemeinsam über mehrere Jahre in kleinen Wäldern (versus STEINER 1993). Selbst in vom Habicht besetzten Wäldern konnten zumindest im ersten Jahr noch Sperber brüten. Mäusebussarde schienen bei Ausweichmöglichkeit unmittelbare Habichtnähe zu meiden. Baumfalken mieden keine andere Greifvogelart mit Ausnahme des Habichts. Auch die Nähe von Waldrändern, Gebäuden, Verkehrs- und Forststraßen war kein Ausschlussgrund für Vorkommen.

Beutetragende Altvögel gaben seltene, jedoch präzise Hinweise zu Neststandorten. Aufgrund der Ausdehnung der Jagdflüge wurde dies beim Mäusebussard kaum, bei Sperber, Habicht, Wespenbussard und Baumfalke öfter beobachtet (die absoluten Distanzen erreichten selbst beim Sperber Ende Juni/Juli in drei Fällen über 4 km).

Wenig erwähnt wurde bisher die Nutzung einer Aufscheuchtaktik (vgl. BIBBY et al. 1995): Der Beobachter betritt ein Waldstück und begeht es so vollständig, dass darin ruhende Greifvögel zum Auffliegen gezwungen werden (für den geübten Beobachter am plötzliches Anschwellen des Luftfeindalarms "zieh" der Singvögel ablesbar, vgl. NEWTON 1986: 336). Das leitete oft Informationsflüge für Artgenossen ein. Diese wur-

den wahrscheinlich gegenüber dem Menschen selbst ausgeführt, der als Eindringling angesehen wurde. Manchmal wurden schon von Ferne Warnrufe ausgestoßen. Am stärksten erfolgten diese Reaktionen vor der Eiablage und bei mildem Wetter (dagegen stummes "Sich-Verdrücken" in der Phase vor dem Schlupf der Jungen). Jedenfalls resultierte aus dem erzwungenen Auffliegen des Greifvogels nicht selten eine Kettenreaktion, da "Balzflüge" ja sowohl gegenüber arteigenen Reviernachbarn als auch gegenüber artfremden Greifvögeln eine stimulierende Wirkung ausübten. Wiederholt wurden Schauflüge erst nach dem Verlassen des Waldes begonnen. Auf einen längeren "Blick über die Schulter" nach Absuchen des Waldes (v.a. nach Spuren am Boden) sollte deshalb nicht verzichtet werden. Besonders günstig wäre das Vorhandensein eines zweiten Beobachters, der das Waldstück von einem übersichtlichen Punkt aus im Auge behält, während der erste in dieses eindringt.

Grundsätzlich hielten sich im Gebiet neben den Brutvögeln auch eine Reihe von nicht-brütenden Individuen auf, bei denen nur für einige Arten Mindestzahlen angegeben werden könnten (cf. Diskussion).

Wespenbussard

Aufgrund der Bedeutung der direkten Beobachtung unterschied sich die angewandte Methodik wesentlich von Sperber und Habicht. Von Aussichtspunkten wie Hügelkuppen wurde bei gutem Wetter systematisch zum Teil mehrstündig nach kreisenden oder rufenden Exemplaren über Wäldern Ausschau gehalten. Dies wurde gegebenenfalls bei negativem Ergebnis wiederholt. Grundsätzlich erregten Wespenbussarde häufig erst durch Rufen Aufmerksamkeit, besonders von Mitte Juni bis August. Besonders aufschlussreich waren natürlich beutetragende Vögel. Die Erkennung und Trennung benachbarter Paare erforderte wesentlich mehr Sorgfalt und Zeit als beim Mäusebussard, da sehr große, überlappende Streifgebiete (*home ranges*) beflogen wurden (vgl. GÖTTGENS 1984, BIJLSMA 1993, ZIESEMER 1997) (der dabei regelmäßig vorgetragene Schmetterlingsflug korrespondierte nicht mit Nestnähe). Hilfreich war die Beachtung der beträchtlichen individuellen Zeichnungsunterschiede und die gleichzeitige Kartierung von Flugrouten auf vergrößerten Kartenausschnitten. Wiederholt kam stummes Überfliegen des am Horst vorübergegangenen Menschen vor, was oft erst der primäre Hinweis auf den Horststandort war. Deshalb war es geboten, sich nach Durchkämmen eines Waldes umzuwenden und den Kronenbereich zu beobachten. Diese Methode ist allerdings nur in Gebieten mit kleineren Wäldern praktikabel. Grundsätzlich wurden auch alle bekannten Greifvogelhorste kontrolliert, sowie erheblicher Aufwand bei der Suche neuangelegter Horste betrieben.

Hinsichtlich der Zählereinheit wurde dem Vorschlag von A. Gamauf (mündl. Mitt.) entsprochen, territoriale Paare zu kartieren (ein vollständiges, jährliches Auffinden aller Horste war im vorliegenden Fichtenwaldgebiet nicht realisierbar). Die besondere Schwierigkeit der Wespenbussarderfassung liegt darin, dass es bei dieser Art keine ausgeprägte Balzphase mit Aktivitäten im freien Luftraum gibt, am Waldboden in Horstnähe meist nur unauffällige Spuren (Kleingefieder) auftreten, und flügge Jungvögel und Altvögel in Nestnähe oft sehr schweigsam sind. Zusätzlich ist die Bodenvegetation im Horstbereich häufig so üppig, dass allfällige Spuren nicht auffallen. Dies führt dazu, dass Paare, die Reviere im Frühjahr nur kurzfristig beziehen und dann den Ansiedlungsversuch abbrechen, schwierig zu erfassen sind (Th. Mebs mündl. Mitt.). Dennoch

wurden bereits zahlreiche Paare im Mai und Juni lokalisiert, da die Horstwälder in der Regel klein und übersichtlich waren. Einzelne Paare wurden aber wohl dennoch nicht gefunden. Auf der erweiterten Probefläche (150 km², 1993–1997) wurden bis zu 2 nur als "vermutet" eingestufte Paare mitgerechnet.

Sperber und Habicht

Als systematische Hilfsmethode zur Horstauffindung war am effektivsten, zuerst den Boden nach Spuren abzusuchen (Kotspuren; Rupfplatz; Mauserfedern), und erst danach den Horst. Von allen Spuren fielen zunächst Kotspuren auf (bis ca. einen Monat vor Brutbeginn). Die besprochenen Arten waren an der rein weißen Farbe zu erkennen (kein gelblicher Einschlag wie beim Waldkauz) und wirkten oft linienförmig "hingespritzt" (durch Kotabgabe der gerne am Boden sitzenden Vögel). In der Nähe lagen manchmal auch die typischen schlanken Gewölle aus grauem Kleingefieder. Diese Stellen befanden sich oft unter etwas isolierteren Bäumen mit guter Aussicht, z.B. einzelnen Lärchen oder Eichen im Fichtenwald. Zunächst war die Suche des Rupfplatzes (die Rupfungen von mindestens zwei Beutetieren an einer Stelle) sinnvoll, um so einen auffälligen Hinweis auf Horstnähe zu erlangen. War der Rupfplatz ergiebiger, konnte damit gerechnet werden, dass ein guter Sichtkontakt zum Horst ausgebildet war (Sperber).

Bei Hanglage befand sich der Horst fast immer tiefer als der Rupfplatz. Bei tendenzieller Kuppenlage des Horstes waren die Rupfungen oft halbmond- bis kreisförmig angeordnet. Je tiefer im Baum der Horst stand und je dichter der Bestand war, umso geringer war in der Regel die Distanz zum Rupfplatz (oft nur ca. 20 m, sonst bis ca. 60 m, beim Habicht bis 100 m). Die Distanz Hauptrupfplatz – Horst "wanderte" im Laufe der Brutzeit mehrfach: Am geringsten war sie bei stärkerer Horstbindung (Eiablage sowie Zeit des Schlupfes). Bei gutem Sichtkontakt konnte der Rupfplatz jenseits eines Bachtales am Gegenhang liegen. Besonders beim Habicht musste man in reiferen, lichter Beständen damit rechnen, dass gar kein Rupfplatz bestand. Beim Sperber befanden sich Rupfplätze unter solchen Umständen oft auf starken, waagrechten Ästen (meist Eichen). Unter solchen Bäumen wurde gezielt gesucht.

Grundsätzlich war in Nistrevieren mit stark ausgebildeter Bodenvegetation verstärkt direktes Beobachten anzuwenden: Beobachtungen von Balzverhalten vor Beginn der Brutzeit (Habicht März, Sperber April), sowie bettelnde Jungvögel nach dem Ausfliegen (Habicht ab Mitte Mai, Sperber ab Mitte Juni). Es ist empfehlenswert, den Waldboden, besonders Baumstümpfe, systematisch nach Rupfplätzen abzusuchen, sobald mehrere Tage hintereinander niederschlagsfrei sind. Die Dunen von Rupfungen, die noch nie verregnet worden waren, brachen das Licht und stachen dadurch von weitem hell ins Auge. Zudem zitterten die feinen Dunen bei der leichtesten Brise verräterisch. Am einfachsten waren diesbezüglich Böden mit kahler, dunkler und monotoner Nadelstreu-schicht, während Laubstreu die Rupfungen oft tarnte.

Für die eigentliche Horstsuche erwies sich diffuses Licht (bei Bewölkung in hohen Schichten) als grundsätzlich geeigneter als strahlender Sonnenschein, da dieser die Baumkronen aufgrund Kontrastierung sehr dunkel erscheinen ließ. Neu errichtete Horste (Sperber!) waren immer schwieriger zu entdecken als ältere; erstere waren von unten durchscheinend, letztere wirkten schwarz. Besonders Sperberhorste waren wie Rupfungen in Trockenperioden leichter zu finden: Sobald sie fest bebrütet wurden, stach die im

Wind zitternde, das Licht brechende "Beflutung" des Horstes ins Auge (massiert vermauserte Dunen des brütenden Weibchens), ein zweites mal um die Zeit des Ausfliegens bei Vermausern des Dunenkleides durch die Jungen. Grundsätzlich waren auch Horste am leichtesten durch Absuchen des Bodens zu finden: sobald die Jungen halbwüchsig waren (beim Sperber ab Anfang Juni, beim Habicht ab Mai), spritzten sie ihren Kot über den Horstrand, sodass der Boden im Bereich mehrerer Meter wie bekalkt erschien. Diese Spuren hielten sich je nach Regen bis etwa eine Woche nach dem Ausfliegen.

Sperber- und Habichthorste standen bei Wahlmöglichkeit nicht im monotonen, gleichaltrigen Bestand, sondern gerne an Stellen, wo verschiedene Baumgrößen oder Laubbäume für Auflockerung sorgten. Dies erlaubte einerseits freieren Anflug, und gab andererseits mehr Deckung: die Kronen jüngerer Bäume schirmten den Sichtkontakt zum Waldboden ab, sodass dieser oft nur aus wenigen Perspektiven grundsätzlich sichtbar war. Für die artspezifisch bevorzugte Horstanlage war nicht die Stammstärke oder die Baumhöhe ausschlaggebend, sondern der relative Abstand der Stämme in Horsthöhe. So konnten Sperberhorste je nach Durchforstungsintensität sehr tief (bei niedrigen, weitständigen Bäumen) oder aber sehr hoch (bei hohen, eng stehenden Bäumen) gelegen sein. Schwierigkeiten bereiteten stets Hanglagen, wo der Horst oft nur von wenigen Punkten aus sichtbar war, da die am Hang in der Höhe versetzten Kronen der Nachbarbäume die Sicht versperrten.

Als Zähleinheit wurde beim Sperber wie bei dieser Art üblich "Brutpaare" gewählt, da nur dieser Populationsteil relativ sicher festgestellt werden kann. Es wurde versucht, alle Horste zu finden. In fast allen Fällen kam es bei Horstbau auch zur Eiablage (im Unterschied zu einer größeren Populationsdichte mit geringerem Bruterfolg in Schottland, NEWTON 1986). In der Regel befanden sich Horste in aufeinanderfolgenden Jahren weniger als 100 m voneinander entfernt, selten wurde der Bestand über mehrere Hundert Meter gewechselt. Nur in zwei Brutrevieren kam es während der Untersuchung zum Wechsel des Waldstückes (über 1 km). In den meisten Jahren wurden aber auch jene Waldstücke kontrolliert, die bisher noch nie ein Brutpaar aufwiesen. Erst nach mehrere Jahre ausbleibender Besiedlung wurde nur noch in mehrjährigen Abständen kontrolliert (vgl. NEWTON 1986). Einzelne solche Bruten können durchaus übersehen worden sein, obwohl die sich in der Regel mehrere Jahre erhaltenden Horste, Rupfungen und Mauserfedern auch diese Möglichkeit einschränkten. Ein großer Teil dieser Waldstücke wurde auch aufgrund des Vorkommens anderer Arten ohnehin kontrolliert. Dabei war auf das zur Verfügung stehende Horstbaumaterial zu achten: Horste aus Lärchenreisig erhielten sich mehrfach > 10 Jahre, solche aus reiner Fichte konnten schon während des Ausfliegens zerfallen.

Beim Habicht wurde zwischen Brutpaaren und Nichtbrüterpaaren unterschieden (nur im ersten Erhebungsjahr noch nicht). Die letztere Kategorie war unsicherer, da eine Angewiesenheit auf direkte Beobachtungen bestand und keine Spuren (benützter Horstplatz) vorhanden zu sein brauchten. Zudem zeigten sie Flugspiele im freien Luftraum und Rufaktivität im Vergleich zu Mäusebussarden deutlich seltener. Im Falle nur kurzfristiger Ortsbindung im Frühjahr wurden möglicherweise einige solche Paare übersehen. Dies trifft eventuell auch auf einzelne kurz nach der Eiablage gescheiterte Brutversuche zu, falls die reichliche Bodenvegetation derartiger Orte Spuren unauffindbar machte, bzw. bei den gegenständlichen Kontrollen keine direkten Beobachtungen gelangen.

Mäusebussard

Beim Mäusebussard ist bekannt, dass in vielen Jahren ein erheblicher Teil der revierbesitzenden Paare in dichten Populationen nicht zur Brut schreitet (HOHMANN 1995). Die revierbesitzenden Paare wurden anhand territorialer Flugaktivitäten im März und April mit relativ geringem Aufwand erhoben (vgl. HOHMANN 1995, STEINER 1999b). Das anschließende Auffinden der Horste derjenigen Paare, die zur Brut schritten, war dagegen sehr aufwändig (Unauffälligkeit vieler Horste in Fichten). Prinzipiell wurden dafür die bei Sperber und Habicht geschilderten Methoden angewandt (allerdings existierten keine Rupfplätze). Erfolgreiche Bruten konnten anhand der auffälligen Bettelrufe der flüggen Jungen Ende Juni und während des Juli (STEINER 1999b) wiederum gezielt kartiert werden.

Als sicherste Zähleinheit wurde das Revierpaar verwendet. Da auch Nichtbrüterpaare in der Regel bis in den Sommer Revierbindung zeigten, war die Wahrscheinlichkeit für Zählfehler vergleichsweise gering. Einzelne Paare können dennoch übersehen worden sein. Auf der erweiterten Probefläche (112 km², bis 1997) wurden bis zu 4 nur als "vermutet" eingestufte Paare mitgerechnet.

Turmfalke

Turmfalken wurden durch systematische Direktbeobachtung in den kleinen Home Ranges während der Brutzeit und Bettelfluperiode (März-August) kartiert. Dies war durch die häufige Flugjagd bzw. den Bezug exponierter Warten grundsätzlich leichter möglich als bei anderen Arten. Alle Hinweise auf Reviere und alle Formen territorialen Verhaltens wurden notiert (regelmäßige Jagdflüge, Sichtung eines Paares, Vertreibungsflüge, Zitterflug, Rufen, beutetragende Elterntiere; flügge, ruffreudige Junge in der mehrwöchigen Bettelflugperiode, verlagerten ihren Aufenthalt allerdings bald in das Jagdgebiet). Reviertreue war häufig und erleichterte in Folgejahren das Auffinden besetzter Territorien, ebenso die meist geringe Ausdehnung der Aufenthaltsgebiete. Der Erfassungsaufwand wurde grundsätzlich konstant gehalten.

Der Turmfalke war die einzige Greifvogelart, bei der keine brutbiologischen Untersuchungen bzw. solche bezüglich des Bruterfolges durchgeführt wurden. In diesem Zusammenhang wurde keine genaue Unterteilung der Population in territoriale Einzelvögel, territoriale Paare, erfolglose Brutpaare und erfolgreiche Brutpaare durchgeführt (vgl. KOSTRZEWA & KOSTRZEWA 1993). Als Zähleinheit wurde stattdessen "besetzte Territorien" gewählt. Dies war auch arbeitsökonomisch vorteilhaft, da eine genauere Statusunterscheidung eine sprunghafte Erhöhung des Aufwandes bedeutet hätte. Randpaare des Untersuchungsgebietes wurden von der Analyse ausgeschlossen. Ein nachteiliger Umstand war, dass diejenigen Paare, die ihr Revier früh aufgaben, leicht übersehen wurden, sofern sie nicht länger vor Ort blieben. Artsspezifische Schwierigkeiten ergaben sich durch die Vielzahl potentiell geeigneter Brutplätze (Häufigkeit von Feldgehölzen mit Rabenkrähennestern, die wohl auch im Spitzenjahr 1996 nicht alle genutzt wurden), durch das Auftreten einiger Gebäudebrüter (1 × Öltank, 1 × unbewohnter Bauernhof, 1 × Kirchturm, 1 × Heustadel), sowie durch den Umstand, dass sich die meisten Nester in deckungsreichen Fichten befanden (vgl. STEINER 2003). In den ersten Untersuchungsjahren war aufgrund schlechterer Erfassungsqualität noch mit einer leichten Unterschätzung der Dichte zu rechnen. Im letzten Untersuchungsjahr führte eine reduzierte Arbeitsintensität ebenfalls zu einer leichten Unterschätzung des Bestandes.



Mäusebussard (*Buteo buteo*), adult. Foto: F. Kovacs

Baumfalke

Die Besetzung von Gehölzen durch Baumfalkenpaare wurde durch oft mehrstündige Ansitze von exponierten Geländepunkten im Mai und in der ersten Junihälfte (Balzzeit) sowie in der zweiten Julihälfte und im August (Jungenzeit) kontrolliert. Der Zeitraum vor Sonnenaufgang war besonders günstig. Die Baumwipfel wurden dabei immer wieder mit Fernglas und Spektiv (Swarovski Habicht AT80 20–60x) abgesucht, und es wurde auf insektenjagende Falken geachtet. Den entscheidenden ersten Hinweis gaben oft die weittragenden Rufreihen; bei geringem Geräuschpegel der Landschaft (Abenddämmerung) waren sie bis 1,5 km weit hörbar. Als besonders effektiver Auslöser von Rufen erwies sich das Überfliegen von größeren Greifvögeln (meist Mäusebussarden). Dies lässt für künftige Bestandserhebungen eine erhebliche Herabsetzung des Zeitaufwandes durch den Flugeinsatz von Falknerhabichten (noch "provokativer" Wirkung) erwarten. Dagegen ließen sich Baumfalken durch menschliche "Aufscheucher" (systematisches Wald-Abkämmen und dabei unwillkürliche Annäherung an Horst) nur gelegentlich zu territorialen Demonstrationen verleiten. Die Bettflugperiode endete im Untersuchungsgebiet um Mitte September.

Baumfalken pflegten an ihren Brutplätzen oft stundenlange versteckt in Baumkronen zu sitzen. Falls keine sehr langen (mindestens 2–3 Stunden) und mehrtägig wiederholten Kontrollen stattfanden, konnten Paare von Mai bis Juli leicht übersehen werden (vgl. FIUCZYNSKI 1988). Erst im August fielen die flügenden, rufenden Jungen deutlicher auf. Die geringere Erfassungintensität ergab 1998 sehr wahrscheinlich eine zu geringe Paarzahl. Insgesamt wurden einige, besonders erfolglose Paare wohl immer wieder übersehen. Auf der erweiterten Probefläche (150 km², 1993–1997) wurden bis zu 2 unsichere Reviere als positiv gewertet.

Bruterfolg und Altersbestimmung beim Sperber

Die Jungenzahlen wurden durch Ersteigung von Nachbarbäumen, selten auch Horstbäumen ausgezählt. Als Kletterhilfen dienten Steigeisen. Bei mindestens halbwüchsigen Jungen und fehlenden späteren Kontrollen wurde angenommen, dass alle Jungen erfolgreich ausflogen. Zahlreiche spätere Überprüfungen zeigten, dass Teilverluste dann nur noch ausnahmsweise auftraten, sicher auch eine Folge des fast völligen Aussterbens des Habichts (diese Vorgangsweise führt bei gutem Habichtvorkommen zu einer Unterschätzung der Brutgröße kleiner Greifvogelarten, BIJLSMA 1994). In geringerem Ausmaß wurden Horste mit einem lichtstarken Spektiv (20–60x) eingesehen und Fütterungen abgewartet. BIJLSMA (1996) zeigte, dass bei Kontrollen mit Fernglas vom Boden aus die Brutgröße vor allem bei Habicht und Sperber unterschätzt wird, besonders bei Douglasien und großen Nesthöhen. Diese Methode wurde nur 1995–2000 unter besonderen Voraussetzungen, wie ausreichender Beobachtungszeit, angewandt. Einzelne Horste mussten bis viermal aufgesucht werden, um den kurzen geeigneten Zeitraum zu treffen. Eine zweite Voraussetzung war Hanglage bzw. große Entfernung. Die so gewonnenen Zahlen unterschieden sich nicht von den anders ermittelten Werten (sie lagen mit 4,16, $n = 19$, sogar leicht über dem Durchschnitt von 4,02, $n = 50$). Waren die Voraussetzungen nicht erfüllt, wurde die Brut lediglich als "erfolgreich" gewertet und auf die Angabe der Brutgröße verzichtet.

Das Alter der Brutvögel wurde anhand der Mauserfedern als "im 2. Kalenderjahr" (=juvenil, vorjährig) oder "adult" bestimmt (siehe z.B. ZOLLINGER & MÜSKENS 1994). Der Weibchenanteil im Material betrug 71,3% ($n = 251$).

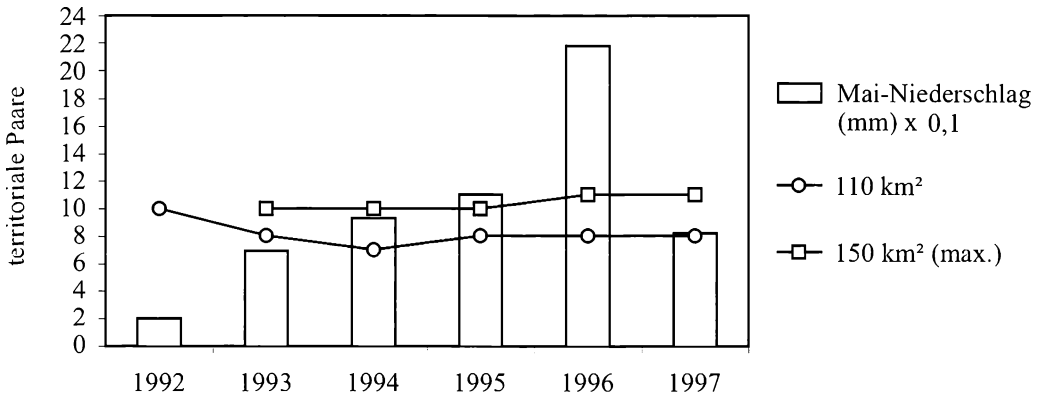


Abb. 3: Bemerkenswert konstante Bestandsentwicklung des Wespenbussards auf einer Kernprobestfläche (untere Linie) und einer erweiterten Probestfläche (obere Linie). Unterlegte Balken zeigen die erheblich schwankenden Mai-Niederschläge.

Fig. 3: Remarkably stable population status of honey buzzards. Bars show variation in precipitation in May.

Mit Ausnahme von 2001 und 2002 wurde die Population nicht völlig lückenlos untersucht. Allfällige systematische Fehler sind dabei aber als gering einzuschätzen. Haupt-sächliche Variationsfaktoren für den Bruterfolg und das Alter der Brutvögel innerhalb einer Population waren die örtlich unterschiedliche Lebensraumqualität bzw. zeitlich die Zunahme kleiner Bruten mit fortschreitender Brutzeit. Es wurden jedoch weder bestimmte Reviere noch bestimmte Zeiten bevorzugt untersucht.

Ergebnisse des Monitorings

Der Bestand des Wespenbussards zeigte von 1992 bis 1997 keine signifikante Bestandsveränderung (Abb. 3; $r_s = -0,39$, $p = 0,5$, $n = 6$, 2-tailed, n. s.).

Im Fall des Sperbers war in der Kernprobestfläche 1991-2002 ebenfalls kein eindeutiger Trend zu erkennen (Abb. 4; $r_s = 0,13$, $p = 0,69$, $n = 12$, 2-tailed, n. s.). Von 1991 auf 1992 trat ein Einbruch um fast 50 % von 13 auf 7 Brutpaare ein, zwischenzeitlich kam es wieder zu einer Erholung. Auf der erweiterten, 225 km² großen Fläche war 1993–2002 ebenfalls kein signifikanter Trend zu beobachten (Abb. 4; $r_s = -0,46$, $p = 0,18$, $n = 10$, 2-tailed, n. s.).

Der Bestand des Habichts sank seit 1990, als noch 8 Revierpaare anwesend waren, bis 1994 auf ein Paar. Bis zuletzt (2003) kam es zu keiner Erholung (Abb. 5). Dieser Rückgang der territorialen Paare war statistisch signifikant ($r_s = -0,82$, $p = 0,001$, $n = 13$, 2-tailed). Die Entwicklung der Brutpaare in einem größeren Raum von 250 km² seit 1994 bestätigt diesen Trend (Abb. 5). Der Anteil vorjähriger Brutvögel betrug 12,3 % ($n = 65$).

Der Mäusebussard-Bestand entwickelte sich 1991–1997 gleichbleibend (Abb. 6; $r_s = 0,41$, $p = 0,36$, $n = 7$, 2-tailed, n. s.). Das Jahr 1996 mit einer Wühlmaus-Massenvermehrung schlug sich im Unterschied zum Turmfalken nicht in der Bestandsentwicklung nieder, was auf eine vielseitigere Beute hinweist, darunter andere Kleinsäuger, Maulwürfe, oder Waldvögel (vgl. STEINER 1999b).

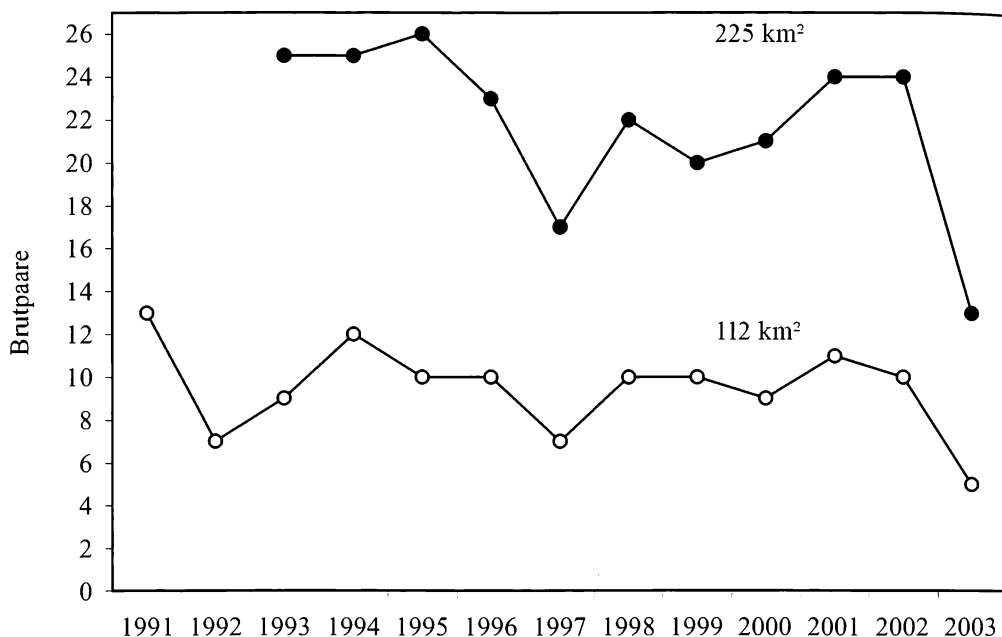


Abb. 4: Bestandsentwicklung des Sperbers auf einer Kernprobefläche (untere Linie) und einer erweiterten Fläche (obere Linie).

Fig. 4: Population development of sparrowhawks in the core study area (lower line) and inclusive an outlying area (upper line).

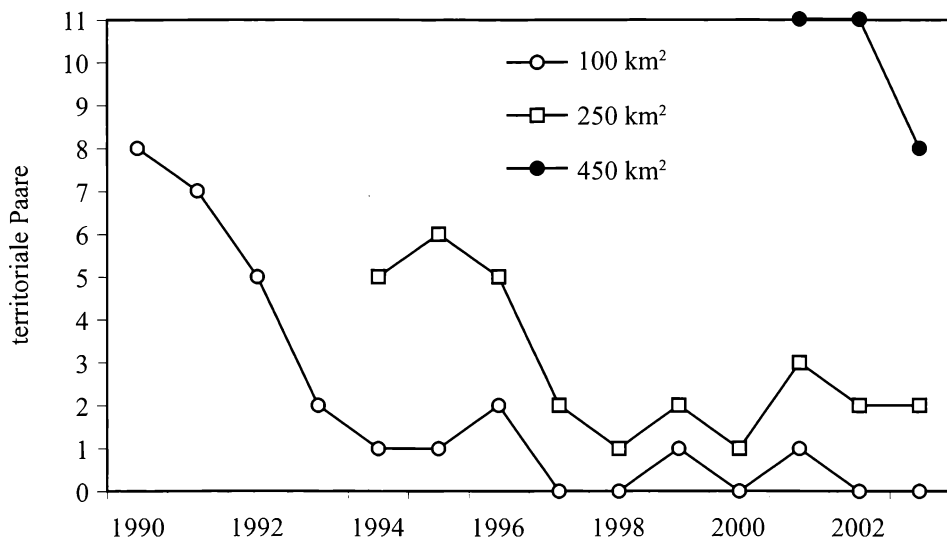


Abb. 5: Bestandstrend aller territorialen Habichtpaare auf der Kernprobefläche (100 km²) sowie der Brutpaare einer erweiterten Probefläche (250 km²).

Fig. 5: Population trend of goshawks in the core area (100 km²) and inclusive an outlying area (250 km²).

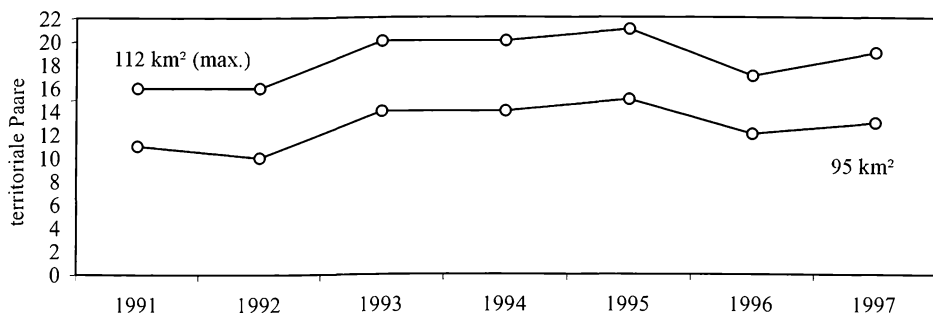


Abb. 6: Bestandentwicklung des Mäusebussards auf einer Kernprobestfläche (untere Linie) und einer erweiterten Probestfläche (obere Linie).

Fig. 6: Population trend of common buzzards in a core study area (lower line) and inclusive an outlying area (upper line).

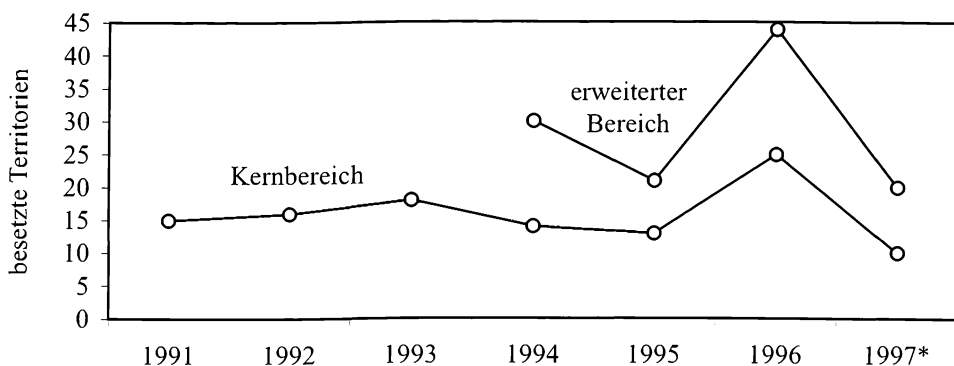


Abb. 7: Bestandentwicklung des Turmfalken in einem Kerngebiet (unten) und ab 1994 auf einem erweiterten Gebiet (oben). 1997 wurde die Erfassungsintensität reduziert.

Fig. 7: Population trend of kestrels in a core study area (below) and from an outlying area since 1994 (above). In 1997, research intensity was reduced.

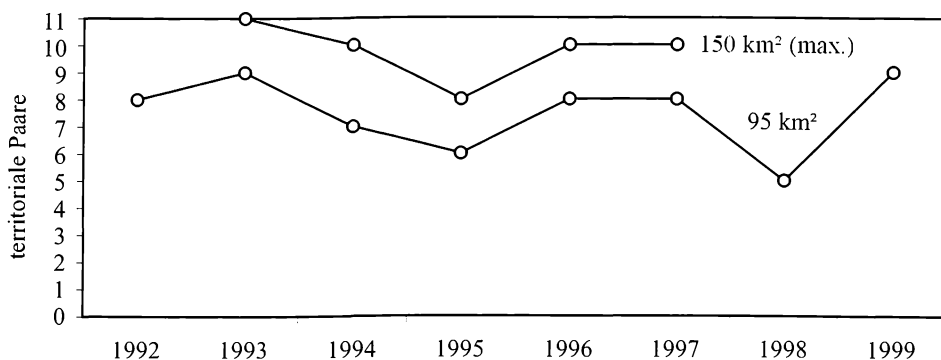
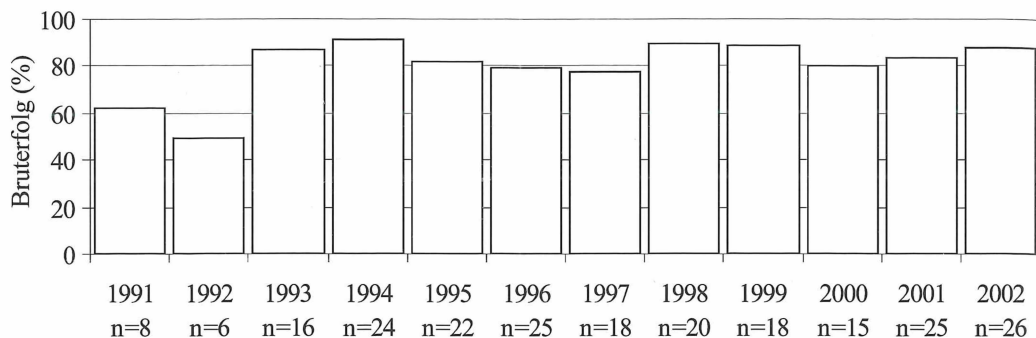
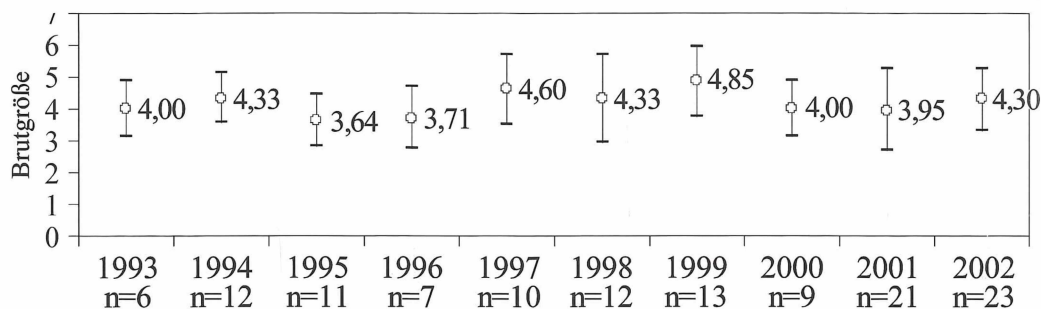
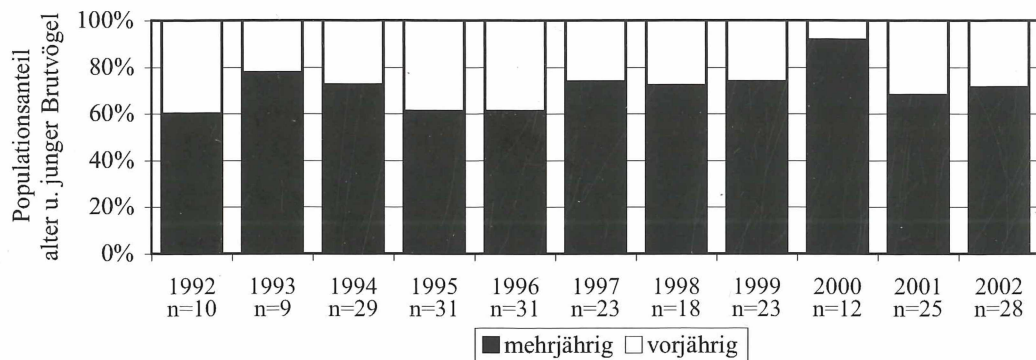


Abb. 8: Bestandentwicklung des Baumfalken in einem Kerngebiet (untere Linie) und in einem erweiterten Gebiet (obere Linie). 1998 war die Erfassungsintensität reduziert.

Fig. 8: Population trend of hobby in a core study area (lower line) and an outlying area (upper line). In 1998, research intensity was reduced.

Abb. 9: Trend des Bruterfolges in der untersuchten Sperberpopulation (225 km²-Probefläche).Fig. 9: Trend in the success rate of sparrowhawk broods (225 km² study area).Abb. 10: Trend der Brutgröße in der untersuchten Sperberpopulation (= Jungenzahl erfolgreicher Bruten), mit Mittelwert und Standardabweichung (225 km²-Probefläche).Fig. 10: Trend of the mean brood size in sparrowhawks, with standard deviation (225 km² study area).Abb. 11: Entwicklung des Populationsanteils vorjähriger Sperber (weiße Säulen) in der Brutpopulation (225 km²-Probefläche).Fig. 11: Proportion of first-year breeders (white) in sparrowhawk (225 km² study area).

Auch die Turmfalkenerhebung ergab einen etwa stabilen Trend ($r_s = -0,32$, $p = 0,48$, $n = 7$, 2-tailed, n. s.). Lediglich das Jahr 1996 wies einen im Vergleich zur übrigen Periode etwa doppelt so hohen Bestand auf (Abb. 7).

Beim Baumfalken konnte 1992–1999 ebenfalls weder eine Abnahme noch eine Zunahme nachgewiesen werden (Abb. 8; $r_s = -0,07$, $p = 0,86$, $n = 8$, 2-tailed, n. s.).

Die Erfolgsrate der begonnenen Sperberbruten pro Jahr bewegte sich in einem Bereich von 50–92 %, zeigte jedoch keinen signifikanten Trend (Abb. 9; $r_s = 0,37$, $p = 0,24$, $n = 12$, 2-tailed, n.s.). Die jährliche Brutgröße erreichte Werte von 3,6 bis 4,9 Jungen pro erfolgreicher Brut und veränderte sich gleichfalls nicht signifikant (Abb. 10; $r_s = 0,13$, $p = 0,71$, $n = 10$, 2-tailed, n.s.).

Der Anteil mehrjähriger Brutvögel an der Sperber-Brutpopulation lag in einem Bereich von 60–91,7 % (beide Geschlechter eingeschlossen, keine signifikanten Unterschiede bei den Geschlechtern, Abb. 11). Er änderte sich nicht signifikant ($r_s = 0,21$, $p = 0,53$, $n = 11$, 2-tailed).

Diskussion

Aussagemöglichkeiten im Zusammenhang mit der Zählmethodik

Bei Mäusebussard, Sperber und Habicht hielten sich während der Brutzeit in wahrscheinlich beträchtlichem Ausmaß zusätzliche, nicht brütende Individuen auf. Dies konnte unter anderem anhand des Zeichnungsmusters von Mauserfedern festgestellt werden (vgl. NEWTON 1979, KÜHNAPFEL & BRUNE 1995, RUST & KECHELE 1996, STEINER 1996a). Betroffen waren sowohl aktuell nicht aktive Brutreviere als auch strukturell ähnliche Plätze fernab von Brutgebieten. Am markantesten war dies bei Mäusebussarden zu registrieren. Möglicherweise spielte hier auch eine starke anthropogene Störung des Populationsgefüges in Form häufiger Tötungen eine Rolle. Für Zählungen sind dennoch Brutpaare empfehlenswert, da diese am eindeutigsten festgelegt werden können. Die Präsenz von Nichtbrütern sollte jedoch bei Überlegungen zum Thema Prädation sowie für das Ersetzen von Brutvögeln bedacht werden.

Bereits GEDEON (1994) betonte, dass Monitoring allein die Gründe für Bestandsgefährdungen nicht abklären kann. Für einen langfristig orientierten Naturschutz scheint es deshalb unumgänglich, populationsökologische Studien sowie Freilandexperimente durchzuführen, um kausale Mechanismen der Artengefährdung zu verstehen.

Populationsökologische Ursachen der Bestands- und Reproduktionstrends

Nur wenige Prozent einer Vogelpopulation sorgen für die Erhaltung des gesamten Bestandes (NEWTON 1998a, b). Deshalb sollten maßgebliche Faktoren der Populationsentwicklung nicht einfach nacheinander aufgelistet werden, sondern integrativ diskutiert werden. Von großer Bedeutung ist etwa, welche Individuen und Gebiete jeweils betroffen sind.

Wespenbussard

Der Wespenbussard zeigte im Vergleich zu den anderen Greifvogelarten eine hohe Stabilität des Bestandes, obwohl der Beginn der Brutperiode klimatisch sehr unterschiedlich

war: 1992 wies der Mai nur 20 mm Niederschlag auf, 1996 dagegen 218 mm. Dies gilt auch dann, wenn man davon ausgeht, dass der Witterung zu Ende des Monats größere Bedeutung zukommt. Die Vögel des Gebietes besetzen die Brutreviere Ende April/Anfang Mai und beginnen Ende Mai mit der Eiablage. Bisher war die Ansicht weit verbreitet, dass regenreiche Witterungsbedingungen Bestandseinbrüche verursachen (z.B. MEBS 1989, ROCKENBAUCH 2002). Aber auch Populationen im ozeanischen Klima der Niederlande zeigten nur geringe Schwankungen (BIJLSMA 1986, 1993).

Illegale Abschüsse kamen vor (vgl. CÖSTERS et al. 2000). Durch den häufigen Vollzug des Brutgeschäftes in ausgeschlagenen Laubholzbeständen, die Anwesenheit nur während der deckungsbietenden Zeit des Waldes (Mai-September), die fehlenden Warnrufe bei Störung am Horst, und die geringere Bereitschaft zum anhaltenden Kreisen über dem Eindringling, dürften sie in Relation zur Häufigkeit seltener auftreten als beim Mäusebussard.

Ein Teil der untersuchten mitteleuropäischen Populationen zeigte bis vor kurzem gleichbleibende Bestände (BIJLSMA 1993, 1997b, BAUER & BERTHOLD 1996, GAMAUF 1999). Neuerdings gibt es allerdings in Teilen Deutschlands regionale, in Skandinavien großräumigere Rückgänge (TJERNBERG & RYTTMAN 1994, CÖSTERS et al. 2000, F. ZIESEMER pers. Mitt.). 1988–2001 gab es beim Programm "Monitoring Greifvögel und Eulen Europas" mit Schwerpunkt auf ostdeutschen Gebieten einen signifikanten Rückgang (MAMMEN & STUBBE 2002).

Sperber

Durchforstungsmaßnahmen verursachten beim Sperber im Unterschied zum Habicht kaum Brutverluste, wobei auch die kürzere Brutperiode eine Rolle spielte. 2 Reviere wurden nach Abschüssen nicht mehr besetzt, bei 2 weiteren wird dies vermutet. Von jagdlicher Seite wurde Verfolgung zum Zwecke einer angeblichen Singvogelförderung propagiert (Anonymus pers. Mitt.). Dennoch fiel das Nisten in den meist dunklen Stangenhölzern und die geringere Lautstärke der Rufe im Vergleich zu Habichtbruten weniger auf; darauf deutet auch der hohe Prozentsatz erfolgreicher Bruten hin. In der Mehrzahl der optimalen Reviere konnten Bruten – unbehelligt von menschlicher Verfolgung – gesichert aufgezogen werden.

Der Bestandsabfall im Jahr 2003 wurde durch den Wurf einiger Nistgehölze infolge eines Föhnsturms im vorangegangenen Herbst mitverursacht; umso bemerkenswerter war eine Brut in einem ca. 50 x 50 m messenden, isoliert verbliebenen Fichtenwaldstück.

Das Ausbleiben eines Bestandsanstieges trotz der Habicht-Abnahme könnte mit einem Rückgang der Beutebasis zusammenhängen oder einer gesättigten Population!

Wald- und siedlungsreichere Gebiete ermöglichen gegenwärtig aufgrund der Beutebasis einen höheren Bruterfolg (STEINER 1996b, 1999e, 2000d, vgl. REDPATH 1995a, b beim Waldkauz). Auch in Dänemark war der Bruterfolg in unkultivierten Gebieten höher als in Agrargebieten (RASMUSSEN & STORGÅRD 1989, auch beim Mäusebussard).

Die durchschnittliche Brutgröße des Sperbers lag mit 4,11 Jungen pro erfolgreicher Brut ($n = 151$) im oberen Bereich größerer europäischer Studien (Tab. 2). Die hohe niederländische Habichtdichte wirkte sich nicht negativ aus. Der geringe schottische Wert könnte mit Beutearmut zusammenhängen. Nur im Zeitraum von etwa 1960 bis 1980 traten infolge Pestizidschädigung noch deutlich geringere Reproduktionserfolge auf, in Ostdeutschland auch noch später (GEDEON & MEYER 1986, ORTLIEB 1987).

Tab. 2: Brutgrößen des Sperbers aus größeren europäischen Untersuchungen.

Tab. 2: *Brood size of sparrowhawks from larger studies elsewhere in Europe.*

Gebiet	Brutgröße	Autor
Oberösterreich	4,1	diese Untersuchung
Schottland	3,4	NEWTON 1986
Niederlande	3,9	BIJLSMA 1993
Niederlande	4	ZOLLINGER & MÜSKENS 1994

Auch der Prozentsatz erfolgreicher Bruten bewegte sich mit 84,1 % ($n = 252$) im Rahmen neuerer Untersuchungen des europäischen Festlandes (RISCH & WIRTH 1991, BIJLSMA 1993, ZOLLINGER & MÜSKENS 1994). Die Erfolgsrate hängt nicht immer mit dem Vorkommen natürlicher Feinde zusammen. In den Niederlanden wurden nach 1976 trotz hoher Habichtdichte etwa 80 % erreicht (ZOLLINGER & MÜSKENS 1994). In Schottland, wo sowohl Habicht als auch Marder (*Martes* sp.) fehlten, war die Erfolgsrate niedrig (56 %, NEWTON 1986). Abgesehen von Pestizideffekten könnte hier eine innerartliche Konkurrenz um das Nahrungsangebot eingesetzt haben.

Eine bei abnehmender Dichte zunehmende Brutgröße des Sperbers wurde auch schon in Dänemark festgestellt (RASMUSSEN & STORGÅRD 1989). Dieses Phänomen beziehungsweise dessen Umkehrung wird in der Regel als ein Mechanismus innerartlicher Dichtebegrenzung interpretiert (Paradigma der "density-dependent population regulation", vgl. NEWTON 1986, FERRER & DONAZAR 1996, KRÜGER & LINDSTRÖM 2001a). Dabei soll eine geringere innerartliche Konkurrenz um Nahrungsressourcen erhöhte Reproduktionsleistung ermöglichen (Kritik des Konzepts bei KREBS 1995). In den Niederlanden blieb die Brutgröße aber trotz eines starken Populationsanstieges hoch (ZOLLINGER & MÜSKENS 1994). Hier bestand ein hohes Beuteangebot. Vielleicht begrenzte der Habicht ein Anwachsen bis an die Kapazitätsgrenze des Beuteangebotes.

Die Erfolgsrate der Sperberbruten korrelierte negativ mit der Habichtdichte ($r_s = -0,66$, $p = 0,03$, 1-tailed, $n = 9$). Bei Ansiedlung des Habichts in einem Umkreis von etwa 0,5–1,5 km kam es häufig zum Verweisen von Sperberrevieren. Umgekehrt siedelten sich Sperber bei Verschwinden des Habichts in Wäldern neu an. In exponierteren, waldärmeren Bereichen bestand eine größere Empfindlichkeit (vgl. KONING 2003). 1999 verschwanden aus einem Horst, unter dem ein frisches Büschel gewaltsam ausgerissener Wespenbussardfedern lag, zu diesem Zeitpunkt die halbwüchsigen Jungen. Möglicherweise trat hier der Wespenbussard als Prädator auf. Einzelne Wespenbussard-, Mäusebussard- und Waldkauzfedern konnten ansonsten regelmäßig in Horstnähe gefunden werden, ohne dass es zu Verlusten kam (wie in den Niederlanden, BIJLSMA 1993).

Vorjährige Jungvögel können beim Sperber nur unter günstigen Bedingungen brüten (NEWTON 1986). Vor allem optimale Brutplätze wurden fast nur von Altsperbern besetzt. Während in dieser Untersuchung 8–40 % vorjährige Vögel brüteten, waren es in den Niederlanden 25 % (BIJLSMA 1993), und in Schottland nur 15–18 % (NEWTON 1986). Möglicherweise herrschte in Oberösterreich eine höhere habichtbedingte Mortalität der Reviervögel, die zu starkem Nachrücken von Jungvögeln führte.

In den Niederlanden wurden höhere Anteile junger brütender Sperber besonders darauf zurückgeführt, dass Habichte viele Altvögel erbeuteten (BIJLSMA 1993), oder dass der Brutperiode milde Winter vorausgingen (ZOLLINGER & MÜSKENS 1994). Auch in

Dänemark, wo Sperber meist Standvögel waren, war der Jungvogelanteil nach harten Wintern geringer, weil diese wohl weniger in "Brutkondition" kamen (RASMUSSEN & STORGÅRD 1989). In Norwegen dagegen, wo Altvögel meist Standvögel und Jungvögel Zugvögel waren, war der Jungvogelanteil nach harten Wintern höher. Dies wurde auf eine erhöhte Sterblichkeit der Altvögel zurückgeführt, wodurch gute Brutplätze frei wurden (SELÅS 1997). In der oberösterreichischen Sperberpopulation wurden viele der optimalen Reviere langjährig von den gleichen Sperberweibchen besetzt, so eines schon 1991 und noch 1998 (Individualerkennung anhand Mauserfedern, H. Steiner unpubl.).

Sperberbestände zeigten nach dem "Pestizidschock" in den 1970er und 1980er Jahren eine recht großräumige Erholung. Diese war auch noch in den 1990er Jahren gebietsweise im Gange, besonders in Städten (BIJLSMA 1993, ZOLLINGER & MÜSKENS 1994, BAUER & BERTHOLD 1996, ZOLLINGER 1997, GRÖSSLER 2000, LOVE & BIRD 2000, ANDERSEN & PLUMPTON 2000). Gegenwärtig dürfte dieser Prozess überwiegend abgeschlossen sein. MAMMEN & STUBBE (2002) zeigen ab 1991 eine deutliche Abflachung der Erholung. In Zukunft wird zu beachten sein, ob infolge der Industrialisierung der Land- und Forstwirtschaft Sperberbestände erneut großräumig abnehmen werden, und wie sich Verschiebungen im Feindspektrum (Habicht contra Uhu) auswirken werden.

Habicht

Wie beim Sperber, ergaben sich auch beim Habicht keine Hinweise auf Eischalenbrüche, Teilverluste oder Brutabnormitäten aufgrund von Biozideinwirkungen. Auch die Vegetationsstruktur der Nisthabitate blieb in der Regel forstlich unverändert (vgl. DOYLE 2003).

Eine Abnahme des Beuteangebotes erscheint unwahrscheinlich, da die wichtigsten lokalen Beutegruppen, wie Drosseln (*Turdus* spp.), Tauben (*Columba* und *Streptopelia* spp.), Eichelhäher (*Garrulus glandarius*), Star (*Sturnus vulgaris*) und Fasan (*Phasianus colchicus*), weder in Beutelisten des Sperbers, noch nach Zufallsbeobachtungen merkbar abnahmen (STEINER 1998 und unpubl.).

Gegen die im Gebiet verbreiteten Prädatoren Stein- und Baummarder (*Martes foina* und *Martes martes*) können Bruten meist erfolgreich verteidigt werden (JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998). In Schleswig-Holstein führte eine Ausbreitung des Uhus (*Bubo bubo*) zu einer Habicht-Abnahme (LOOFT 2000, BUSCHE et al. 2004), was im Gebiet ebenfalls auszuschließen ist; lediglich im Mai 1995 bezog ein Uhu einen Tageseinstand in ca. 20 m Horstentfernung am flachen Waldboden und löste langandauerndes Hassen aus, ohne dass es zu einem Brutverlust kam. Vereinzelt weitere Hinweise auf Uhu-Präsenz wie Mauserfederfunde wurden erbracht.

Beunruhigung und Störung durch Freizeitdruck, etwa im Gefolge einer Übererschließung mit Forststraßen, werden von BEZZEL et al. (1997) als Gefährdungsfaktoren genannt. Wenngleich dies auch im Gebiet zu häufiger Präsenz von Joggern, Radfahrern oder Reitern in Horstnähe führte, so war doch meistens eine Anpassung feststellbar.

Forstarbeiten wurden in den privaten, kleineren Bauernwäldern meistens im März zu Brutzeit-Beginn beendet. Die größeren, rationeller bewirtschafteten Wälder im Besitz der Klöster Schlierbach und Kremsmünster wurden dagegen auch zur Brutzeit stärker durchforstet. Oft war dabei eine Bekämpfung des Borkenkäfers *Ips typographus* Auslöser. Gerade diese Wälder beherbergten "Kernreviere". In drei Fällen kam es durch

Waldarbeiten zu Brutaufgaben, in drei weiteren Fällen überlebten die Bruten. Für eine großräumige, nachhaltige Bestandsausdünnung waren diese Ausfälle aber nicht ausreichend.

Somit verbleibt als Ursache lediglich illegale Verfolgung massiven Umfanges. Dafür wurden konkrete Hinweise gesammelt (vgl. BEZZEL et al. 1997, RUST & MISCHLER 2001, KOSTRZEWA et al. 2000). Diese Hinweise wurden allerdings weniger direkt an den Horsten erbracht, wenngleich zwei Horste zu Brutzeitbeginn durchschossen (Abb. in STEINER 1999c), und einmal wahrscheinlich die Ästlinge abgeschossen wurden. Der Hauptumfang der Verfolgung betraf offensichtlich diverse Fallen auf nicht kontrollierbaren Privatgrundstücken, wie Schlageisen und Habichtkörbe, wofür Hinweise aus der Bevölkerung vorlagen, besonders an Tauben- und Hühnerhaltungen. Dazu kamen die im Gebiet häufig errichteten Krähenfallen, in denen sich regelmäßig Greifvögel fingen.

In Gebieten, in denen sämtliche Brutplätze siedlungsnah liegen, wie in vielen Gebieten Oberösterreichs, erscheint eine regionale Ausrottung offenbar rascher möglich.

Der Habicht scheint verfrüht von manchen Roten Listen gestrichen worden zu sein: Zwar haben sich in der Mehrzahl der mitteleuropäischen Länder die Bestände nach einer Phase der Wiederrücknahme stabilisiert (BIJLSMA 1991, DRAZNY & ADAMSKI 1996, MAMMEN & STUBBE 2002: keine signifikante Änderung 1985-2001). In etlichen Gebieten kam es aber jüngst wieder zu teils überregionalen Bestandseinbrüchen (Tschechien, Ober- und Niederbayern, Franken: LINK 1986, BAUER & BERTHOLD 1996, BEZZEL et al. 1997). Dies spricht gegen die Ansicht, dass für die starken Rückgänge nach Mitte des 20. Jahrhunderts Verfolgung keine Rolle spielte, und lediglich Pestizide beteiligt waren. In Skandinavien wurden Abnahmen mit rücksichtsloser Forstwirtschaft und nachfolgender Abnahme der Beutebasis (Raufußhühner) in Zusammenhang gebracht (BIJLSMA & SULKAVA 1997).

Die regionale Bestandsentwicklung hängt heute oft von illegaler Verfolgung ab (ARBEITSGRUPPE GREIFVÖGEL der GRO und WOG 1989, RUTZ 2001, GUTHMANN et al. 2002). Entscheidend ist aber nicht allein das Ausmaß der Verfolgung. In den Niederlanden können selbst intensive Nachstellungen den Habicht-Brutbestand kaum dezimieren. Dort herrscht ein sehr hohes Nahrungsangebot, besonders zu Brutzeitbeginn, sodass selbst einjährige Habichte 5 Junge hochbringen können (BIJLSMA 1993). Von Bedeutung scheint auch der Umstand zu sein, ob in der Nähe einigermaßen ungestörte, vitale und produktive Populationsteile existieren können, da die Ausbreitungsdynamik des Habichts eher konservativ ist (ZIESEMER 1983). Größeres Potenzial besteht noch in der Besiedlung der nahrungsreichen Städte (WÜRFELS 1994, RUTZ 2001).

Mäusebussard

Im Vergleich zum Habicht dürfte die Verfolgung kaum geringer sein. Dabei waren Abschüsse im Jagdrevier und am Horst sowie aasbeködete Schlageisen möglicherweise problematischer, während die Verfolgung durch Taubenhalter weniger ins Gewicht fallen sollte. Einige Beispiele können die illegale brutzeitliche Verfolgung illustrieren: Am 28.7.1999 wurde ein toter Altvogel bei Ried/Trk. in einer Krähenfalle 30 m neben einem bezogenen Horst festgestellt, im Folgejahr lag ein toter Altvogel neben einer Krähenfalle im Kremstal bei Schlierbach. Im März 1999 wurde in einem traditionellen Brutrevier bei Pettenbach ein Exemplar durch einen vergifteten Feldhasen getötet (N. Pühringer mündl. Mitt., Gift unbekannt).

Diese Beispiele stellen aufgrund der schwierigen Nachweisbarkeit wohl nur die Spitze eines Eisberges dar. Durch die weitere Verteilung und größere Zahl der Brutplätze war das Risiko von Verfolgung jedoch weiter gestreut als beim Habicht. Zusätzliche Ausfälle durch die Forstwirtschaft fielen ebenfalls weg, da die meisten Brutplätze in Waldgräben in Privatbesitz lagen.

Bemerkenswert war, dass etwa 80 % des Untersuchungsgebietes zwar besiedelt waren, aber langjährig fast ohne Reproduktion blieben (STEINER 1999b). Dennoch blieben Bestandshöhe und Besiedlungsmuster konstant. Diese Bereiche betrafen weniger Grünland-, sondern überwiegend Ackerbaugebiete, die grundsätzlich höhere Bestandsdichten beherbergen könnten (STEGEMANN 1986, FRANKE & FRANKE 1991). In den Ackerbaugebieten wurde eine intensivere Niederwildhege betrieben. Dies legt Verfolgungsdruck als Mitursache für die ungewöhnlich geringe Fortpflanzung nahe. Wahrscheinlich deshalb, weil diese Gebiete aus Nahrungsgründen ohnehin eher *sink*- als *source*-Gebiete waren, kam es trotzdem zu keinem Bestandsrückgang (vgl. KRÜGER & LINDSTRÖM 2001b).

Der Mäusebussardbestand bleibt in Mitteleuropa gegenwärtig meist gleich oder nimmt leicht zu (MAMMEN & STUBBE 2002). In Teilen Skandinaviens gibt es Hinweise auf Rückgänge. Gewisse Zunahmen, wie in Großbritannien, sind Folge einer in der Vergangenheit besonders harten Verfolgung und deshalb lediglich Wiederbesiedlungen ehemals verwaister Gebiete (BAUER & BERTHOLD 1996, BIJLSMA 1997c).

Turmfalke

Die Bestandshöhe des Turmfalken wurde im Gebiet überwiegend durch das Nahrungsangebot gesteuert (vgl. VILLAGE 1989). Viele optimal hoch und frei gelegene Krähenester blieben alljährlich unbesetzt. 1996 kam es nach einem Winter mit ungewöhnlich langer Schneedecke zu einer extremen Massenvermehrung mehrerer Mäusearten, auf die der Turmfalkenbestand eindeutig reagierte.

Während in durchschnittlichen Jahren meist mittelgroße Feldgehölze mit einem Abstand von etwa 1,5–3 km besetzt waren, wurden 1996 auch dazwischen liegende, kleinere Gehölze genutzt. Dies weist darauf hin, dass der Mechanismus des Territorialverhaltens zu einer regelmäßigen Dispersion der Paare führte (vgl. VILLAGE 1989). Die Art wurde durch direkte Verfolgung weniger als andere Arten betroffen (vgl. Bildungsarbeit von z. B. Löns um 1900, oder TOMEK 1942). Eingeschränkt wurde dieser Fortschritt in der Bevölkerung durch häufige (Fehl)bestimmung als "Sperber".

Europäische Turmfalken-Populationen zeigen gegenwärtig meist keine klare Tendenz. In Nordosteuropa, auf der Iberischen Halbinsel und in der Schweiz kam es aber zu Rückgängen (KOSTRZEWA & KOSTRZEWA 1993, BAUER & BERTHOLD 1996, KOPIMÄKI et al. 1997), beim europäischen Greifvogel-Monitoring mit Schwerpunkt Ostdeutschland gab es eine signifikante Zunahme (MAMMEN & STUBBE 2002).

Baumfalke

Die lokalen Baumfalken ernährten sich zu > 50 % von Schwalben, meist Rauchschwalben (*Hirundo rustica*) (STEINER 1998). Die jährliche Häufigkeit von Schwalben schwankte 1991–1999 beträchtlich: Unter mehr als 10.000 Beuteresten des Sperbers waren 1993 7,8 % und 1997 nur 2 % Schwalben (H. Steiner unpubl.). Der Baumfalke wurde also von zeitlichen Schwankungen der Hauptbeute weniger betroffen als der Turmfalke.

Möglicherweise wurde der Rückgang der Schwalben für den Baumfalken durch die Abnahme des Hauptfeindes Habicht kompensiert (siehe unten).

GÉNSBØL & THIEDE (1997) erwähnen "starke Bestandsschwankungen im Takt mit witterungsbedingten Änderungen des Nahrungsangebotes". Diese angebliche Thermophilie konnte ebenso wenig, wie eine generelle Bindung an extensive Landnutzung bestätigt werden. Die Art wurde aufgrund ihrer ausdauernden Schwalbenjagd im Bereich von Gehöften und der geringen Fluchtdistanz von der Bevölkerung mit Sperbern verwechselt und könnte als Folge dessen von direkter Verfolgung tangiert worden sein.

Der Baumfalken ging im 19. Jahrhundert wahrscheinlich deutlich zurück, wurde nach Mitte des 20. Jahrhunderts erneut regional um bis zu 50 % reduziert, wies aber keine so starken biozidbedingten Einbrüche wie der Sperber auf. Seither wurden längerfristige Schwankungen festgestellt, in wenigen Gebieten wie England sind Zunahmen wahrscheinlich, in Finnland dagegen weitere Abnahmen (FIUCZYNSKI 1988, PARR 1994, FIUCZYNSKI in KOSTRZEWA & SPEER 1995, BAUER & BERTHOLD 1996, ARBEITSGRUPPE GREIFVÖGEL NORDRHEIN-WESTFALEN der GRO und WOG 1996, BIJLSMA 1997d, SERGIO & BOGLIANI 2000). MAMMEN & STUBBE (2002) zeigten darüber hinaus 1996-2001 eine interessante Zunahme der Totalverluste, die im Gegensatz zur Brutgröße eher feind- als nahrungsbedingt zu interpretieren ist.

Es ist bemerkenswert, dass der Baumfalken in Nordosteuropa die häufigste Falkenart ist (GÉNSBØL & THIEDE 1997). Hier wird die Landwirtschaft noch traditionell extensiv betrieben. Die dortige Seltenheit des Turmfalken ist wohl kaum durch Nahrungsmangel, sondern eher durch Konkurrenten und Prädatoren erklärbar.

Der Faktor Habicht wurde erst in den letzten Jahren verstärkt erkannt: Vorstöße und Rückzüge von Habichtpopulationen aus Waldgebieten in die Feldmark führten in mehreren Gebieten zu entsprechenden Ausweichbewegungen des Baumfalken; gebietsweise besiedeln Populationen nur noch Heckenlandschaften, während Wälder aufgegeben wurden (KONING 1999, RADDATZ 1997, MÖLLER 2001, BUSCHE & LOOFT 2003). Entsprechende Bewegungen wurden auch in Oberösterreich festgestellt.

GATTER (2000) hat erstmals anhand gegenläufiger Bestandstrends auch großräumige Einflüsse von Marderpopulationen auf den Baumfalken diskutiert. Dieser für viele Vogelpopulationen sicher wichtige Faktor ist hier mangels empirischer Daten schwer zu beurteilen, sollte in Zukunft aber stärker beachtet werden.

Danksagung

Der Naturschutzabteilung beim Amt der OÖ. Landesregierung ist für eine Kofinanzierung 1994 und für die Übernahme der Projektträgerschaft 1999–2003 zu danken. Herr J. Plass (OÖ. Landesmuseum) war mit Literatur behilflich. Prof. Dr. Hartmut Gossow übernahm dankenswerterweise das Thema der Diplomarbeit von C. Deschka. Eine Fotofalle wurde vom Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft an der Universität für Bodenkultur/Wien zur Verfügung gestellt. DI Th. Zuna-Kratky teilte Einschätzungen von Bestandstrends mit, die auf mehrjährigen Bestandserhebungen in Ostösterreich basierten.

Literatur

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

- ANDERSEN, D. E. & D. L. PLUMPTON (2000): Urban Landscapes and Raptors: a Review of Factors affecting Population Ecology. In: CHANCELLOR, R. D. & B.-U. MEYBURG (eds.): *Raptors at Risk*. WWGBP/Hancock House, Berlin/Surrey: 435–445.
- ARBEITSGRUPPE GREIFVÖGEL der GRO und WOG (1989): Die Bestandsentwicklung des Habichts (*Accipiter gentilis*) in Nordrhein-Westfalen von 1972 bis 1985. *Charadrius* 25: 55–69.
- ARBEITSGRUPPE GREIFVÖGEL NORDRHEIN-WESTFALEN der GRO und WOG (1996): Die Bestandsentwicklung und der Bruterfolg des Baumfalken (*Falco subbuteo*) in Nordrhein-Westfalen von 1972–1994. *Charadrius* 32: 8–23.
- BAUER, H.-G. & P. BERTHOLD (1996): *Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung*. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- BAUER, K. M. (Hrsg.) (1989): *Rote Listen der gefährdeten Vögel und Säugetiere Österreichs und Verzeichnisse der in Österreich vorkommenden Arten*. Österr. Ges. f. Vogelkunde, Wien.
- BELLEBAUM, J. (2002): Einfluss von Predatoren auf den Bruterfolg von Wiesenbrütern in Brandenburg. *J. Orn.* 143: 506–507.
- BERG, H.-M. (1997): *Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Vögel*. 1. Fassung 1995. Amt der NÖ. Landesregierung / Abteilung Naturschutz, Wien.
- BEZZEL, E., RUST, R. & W. KECHELE (1997): Revierbesetzung, Reproduktion und menschliche Verfolgung in einer Population des Habichts *Accipiter gentilis*. *J. Orn.* 138: 413–442.
- BIBBY, C. J., BURGESS, N. D. & D. A. HILL (1995): *Methoden der Feldornithologie: Bestandserfassung in der Praxis*. Neumann Verlag, Radebeul.
- BIJLSMA, R. G. (1986): Voorkomen en broedbiologie van de Wespandief *Pernis apivorus* op de ZW-Veluwe en in de ZO-Achterhoek. *Limosa* 59: 61–66.
- BIJLSMA, R. G. (1991): Trends in European Goshawks *Accipiter gentilis*: an overview. *Bird Census News* 4: 3–47.
- BIJLSMA, R. G. (1994): Nest-checks between ringing and fledging crucial for determining number of fledglings in raptors. *De Takkeling* 2: 45–49.
- BIJLSMA, R. G. (1996): How to count the number of nestlings in tree-nesting raptors. *De Takkeling* 4: 16–21.
- BIJLSMA, R. G. (1997a): *Summary: Manual of Field Research on Raptors*. 14 pp, Utrecht.
- BIJLSMA, R. G. (1997b): Honey Buzzard *Pernis apivorus*. In: HAGEMEIJER, W. J. M. & M. J. BLAIR (eds.): *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T. & A. D. Poyser, London: 130–131.
- BIJLSMA, R. G. (1997c): Buzzard *Buteo buteo*. In: HAGEMEIJER, W. J. M. & M. J. BLAIR (eds.): *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T. & A. D. Poyser, London: 160–161.
- BIJLSMA, R. G. (1997d): Hobby *Falco subbuteo*. In: HAGEMEIJER, W. J. M. & M. J. BLAIR (eds.): *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T. & A. D. Poyser, London: 186–187.
- BIJLSMA, R. G. (ed., 1993): *Ecologische Atlas van de Nederlandse Roofvogels*. Schuyt & Co., Haarlem.
- BIJLSMA, R. G. & S. SULKAVA (1997): Goshawk *Accipiter gentilis*. In: HAGEMEIJER, W. J. M. & M. J. BLAIR (eds.): *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T. & A. D. Poyser, London: 154–155.

- BÜHLER, U. (2000): Anhaltende Fortpflanzungsstörungen beim Sperber (*Accipiter nisus*) in der Ostschweiz. Orn. Beob. 97: 45–53.
- BUSCHE, G. & V. LOOFT (2003): Zur Lage der Greifvögel im Westen Schleswig-Holsteins im Zeitraum 1980-2000. Vogelwelt 124: 63–81.
- 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.
- CÖSTERS, F., GUTHMANN, E., HAUSDORF, W., MEBS, T. & J. THISSEN (2000): Die Bestandsentwicklung und der Bruterfolg des Wespenbussards (*Pernis apivorus*) in Nordrhein-Westfalen von 1972-1998 mit Angaben zu Revierverhalten, Mauser und Beringungsergebnissen. Charadrius 36: 58–79.
- DENKER, E., BÜTHE, A., KNÜWER, H., LANGGEMACH, T., LEPOM, P. & I. RÜHLING (2001): Vergleich der Schadstoffbelastung in Eiern des Sperbers (*Accipiter nisus*) aus Brandenburg und Nordrhein-Westfalen, Deutschland. J. Ornithol. 142: 49–62.
- DESCHKA, C. (2002): Einfluss von Waldfragmentierung und Habitatheterogenität auf Ernährung und Reproduktion des Sperbers (*Accipiter nisus* L.). Diplomarbeit Univ. Wien, Wien.
- DIAS, P. C. (1996): Sources and sinks in population biology. TREE 11/8, Aug. 1996: 326–330.
- DOYLE, F. (2003): Lessons we can learn from the natural variation in Northern Goshawk population trends. Bird Trends (A report on results of national ornithological surveys in Canada) 9: 24–26.
- DRAZNY, T. & A. ADAMSKI (1996): Bestandsentwicklung, Brutergebnisse und Nahrung des Habichts *Accipiter gentilis* in Schlesien (SW Polen). Wiss. Beitr. Univ. Halle 1996: 207–219.
- DVORAK, M. & G. WICHMANN (2003): Die Vogelwelt Österreichs im dritten Jahrtausend. Monitoring-Programme für Vögel in Österreich. BirdLife Österreich, Wien.
- ELLENBERG, H., DIETRICH, J., STOEPLER, M. & H. W. NÜRNBERG (1986): Environmental Monitoring of Heavy Metals with Birds as Pollution Integrating Monitors – Practical Examples for the Goshawk *Accipiter gentilis*. Birds of Prey Bull. 3: 207–211.
- ERRINGTON, P. (1946): Predation and vertebrate populations. Quart. Rev. Biol. 21: 221–245.
- ERZ, W. (1985): Schutzgebiete – Krankenhäuser der Natur. In: Grosses Modernes Lexikon 10. Bertelsmann Lexikothek, Gütersloh: 363–366.
- FERRER, M. & J. A. DONAZAR (1996): Density-dependent fecundity by habitat heterogeneity in an increasing population of Spanish imperial eagles. Ecology 77: 69–74.
- FISCHER, M. (1976): Österreichs Pflanzenwelt. In: FISCHER, M. (Hrsg.): Naturgeschichte Österreichs. Forum Verlag, Wien: 221–378
- FISCHER, W. (1995): Die Habichte. Neue Brehm-Bücherei 158, 3. Aufl. Westarp Wissenschaften, Magdeburg,
- FIUCZYNSKI, D. (1988): Der Baumfalke. Die Neue Brehm-Bücherei 575. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- FRANKE, E. & T. FRANKE (1991): Untersuchungen zur Lebensraumqualität von Mäusebussardrevieren in einem durch die Landwirtschaft intensiv und großflächig genutzten Gebiet Norddeutschlands. Wiss. Beitr. Univ. Halle 1991/4: 219–229.
- GAMAUF, A. (1999): Der Wespenbussard (*Pernis apivorus*) ein Nahrungsspezialist? Der Einfluss sozialer Hymenopteren auf Habitatnutzung und Home Range-Größe. Egretta 42: 57–85.

- GATTER, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. 30 Jahre Beobachtung des Tagzugs am Randecker Maar. Aula Verlag, Wiebelsheim.
- GEDEON, K. & H. MEYER (1986): Studien zur Nistökologie und Reproduktion des Sperbers, *Accipiter nisus*, im Erzgebirge. *Hercynia N. F.* (Leipzig) 23: 385–408.
- GEDEON, K. (1990): Anregungen zur Erfassung von Brutbeständen bei Greifvögeln und Eulen. Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen DDR 2: 34–40.
- GEDEON, K. (1994): Monitoring Greifvögel und Eulen. Grundlagen und Möglichkeiten einer langfristigen Überwachung von Bestandsgrößen und Reproduktionsdaten. Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen Europas, 1. Ergebnisband: 1–118.
- GÉNSBØL, B. & W. THIEDE (1997): Greifvögel. Alle europäischen Arten, Bestimmungsmerkmale, Flugbilder, Biologie, Verbreitung, Gefährdung, Bestandsentwicklung. BLV Verlagsgesellschaft, München.
- GLUTZ v. BLOTZHEIM, U. N., BAUER, K. M. & E. BEZZEL (1971): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 4: Falconiformes. Aula Verlag, Wiesbaden.
- GÖTTGENS, H. (1984): Der Wespenbussard (*Pernis apivorus*) im südniedersächsischen Bergland. Ein Beitrag zum Brutvorkommen, zur Ökologie und zum revieranzeigenden Verhalten im Hildesheimer Raum. Beitr. Naturkd. Niedersachsens 37: 205–220.
- GRÖSSLER, K. (2000): Studien an zwei in unterschiedlichen Lebensräumen brütenden Paaren des Sperbers (*Accipiter nisus*). Veröff. Naturkundemuseum Leipzig 19: 36–44.
- GROSSPOINTNER, J. (2003): Leserbrief zum Artikel "Ist Jagd noch zeitgemäß?". Informativ 32: 19.
- GUTHMANN, E., MEBS, T., MÜSKENS, G. & J. THISSEN (2002): Ergebnisse einer 30-jährigen Erfassung der Bestandsentwicklung und des Bruterfolgs beim Habicht (*Accipiter gentilis*) in Nordrhein-Westfalen von 1972–2001 (Fortschreibung 1986–2001). *Charadrius* 38: 139–154.
- HOHMANN, U. (1995): Untersuchungen zur Raumnutzung und zur Brutbiologie des Mäusebussards (*Buteo buteo*) im Westen Schleswig-Holsteins. *Corax* 16: 94–104.
- JEDRZEJSKA, B. & W. JEDRZEJSKI (1998): Predation in Vertebrate Communities. The Białowieża Primeval Forest as a Case Study. *Ecological Studies* 135. Springer Verlag, Berlin.
- JIRESCH, W. F. L. (1997): 10 Jahre Wanderfalkenuntersuchung in Oberösterreich. *Vogelkdl. Nachr. OÖ.* 5/1: 1–8.
- KARNER, E., MAUERHOFER, V. & A. RANNER (1997): Handlungsbedarf für Österreich zur Erfüllung der EU-Vogelschutzrichtlinie. 2. aktualisierte Auflage. Umweltbundesamt (Wien) Report R-144.
- KENWARD, R. E. (2000): Socio-economic Problems and Solutions in Raptor Predation. In: CHANCELLOR, R. D. & B.-U. MEYBURG (eds.): *Raptors at Risk*. WWGBP/Hancock House, Berlin/Surrey: 565–570.
- KONING, F. (1999): Waldohreulen *Asio otus* in einer dynamischen Landschaft und ihr Schicksal. *Ornithol. Mitt.* 51: 219–224.
- KONING, F. J. (2003): Goshawks (*Accipiter gentilis*) and Sparrowhawks (*Accipiter nisus*): An impossible combination? http://www.raptors-international.de/LAST_C...ation/hauptteil_population_limitation.html

- KORPIMÄKI, E., SCHMID, H. & A. VILLAGE (1997): Kestrel *Falco tinnunculus*. In: HAGEMEIJER, W. J. M. & M. J. BLAIR (eds.): The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T. & A. D. Poyser, London: 180–181.
- KOSTRZEWA, A. (1989): Nest Habitat Separation in Three European Raptors (*Accipiter gentilis*, *Buteo buteo* and *Pernis apivorus*) – A Multivariate Analysis. In: MEYBURG, B.-U. & R. D. CHANCELLOR (eds.): Raptors in the Modern World. Weltarbeitsgruppe für Greifvögel und Eulen e.V., Berlin: 553–561.
- KOSTRZEWA, R. & A. KOSTRZEWA (1993): Der Turmfalke: Überlebensstrategien eines Greifvogels. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- KOSTRZEWA, A. & G. SPEER (Hrsg.) (1995): Greifvögel in Deutschland. Bestand, Situation, Schutz. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- KOSTRZEWA, A., SPEER, G., V. DEWITZ, W. & H. WEISER (2000): Zur Populationsökologie des Habichts (*Accipiter gentilis*) in der Niederrheinischen Bucht (1981–1998). Charadrius 36: 80–93.
- KREBS, C. J. (1995): Two Paradigms of Population Regulation. Wildl. Res. 22: 1–10.
- KRÜGER, O. & J. LINDSTRÖM (2001a): Habitat heterogeneity affects population growth in goshawk *Accipiter gentilis*. J. Anim. Ecol. 70: 173–181.
- KRÜGER, O. & J. LINDSTRÖM (2001b): Lifetime reproductive success in common buzzard, *Buteo buteo*: from individual variation to population demography. Oikos 93: 260–273.
- KÜHNAPFEL, O. & J. BRUNE (1995): Die Mauserfeder als Hilfsmittel zur Altersbestimmung und Individualerkennung von Habichten (*Accipiter gentilis*). Charadrius 31: 120–125.
- LANDMANN, A., GRÜLL, A., SACKL, P. & A. RANNER (1990): Bedeutung und Einsatz von Bestandserfassungen in der Feldornithologie: Ziele, Chancen, Probleme und Stand der Anwendung in Österreich. Egretta 33: 11–50.
- LIMBERGER, J. (2003): Ein trauriges Kapitel: Abschüsse geschützter Tiere in Oberösterreich. Informativ 32: 7–8.
- LINK, H. (1986): Untersuchungen am Habicht (*Accipiter gentilis*). Habitatwahl, Ethologie, Populationsökologie. DFO-Schriftenreihe, Heft 2.
- LÖNS, H. (o. J.): Der Mäusebussard. In: Anonymus (1978): Feuer frei auf Habicht + Bussard. Nationalpark 1/78: 37–39.
- LOOFT, V. (2000): The ups and downs of a Northern Goshawk *Accipiter gentilis* population over a 30 year period – Natural dynamics or an artefact? In: CHANCELLOR, R. D. & B.-U. MEYBURG (eds.): Raptors at Risk. WWGBP/Hancock House, Berlin/Surrey: 499–506.
- LOVE, O. P. & D. M. BIRD (2000): Raptors in Urban Landscapes: A Review and Future Concerns. In: CHANCELLOR, R. D. & B.-U. MEYBURG (eds.): Raptors at Risk. WWGBP/Hancock House, Berlin/Surrey: 425–434.
- MAMMEN, U. & M. STUBBE (2002): Jahresbericht 2001 zum Monitoring Greifvögel und Eulen Europas. Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen Europas 14: 1–111.
- MEBS, T. (1989): Greifvögel Europas: Biologie – Bestandsverhältnisse – Bestandsgefährdung. Franckh, Stuttgart.
- MELDE, M. (1995): Der Mäusebussard. Neue Brehm Bücherei 184, 5. unveränd. Aufl., Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- MÖLLER, B. (2001): Bestandsentwicklung und Bruterfolg des Baumfalken (*Falco subbuteo*) im Landkreis Hildesheim. Vogelkdl. Ber. Nieders. 33: 35–42.

- MÜHLENBERG, M. & J. SLOWIK (1997): Kulturlandschaft als Lebensraum. Quelle & Meyer, UTB, Wiesbaden.
- NEWTON, I. (1979): Population Ecology of Raptors. Poyser, Berkhamsted.
- NEWTON, I. (1986): The Sparrowhawk. Poyser, Calton.
- NEWTON, I. (1998a): The Role of the Individual Bird and the Individual Territory in the Population Biology of Sparrowhawks *Accipiter nisus*. In: CHANCELLOR R. D., MEYBURG, B.-U. & J. J. FERRERO (eds.): Holarctic Birds of Prey. WWGBP & ADENEX, Igraex, Calamonte, Spain: 117–129.
- NEWTON, I. (1998b): Population Limitation in Birds. Academic Press, San Diego.
- ORTLIEB, R. (1987): Die Sperber. 3. Aufl. Neue Brehm-Bücherei 523. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- PARR, S. J. (1994): Population changes of breeding Hobbies *Falco subbuteo* in Britain. Bird Study 41: 131–135.
- RADDATZ, H.-J. (1997): Greifvogelbestände im Kreis Pinneberg (Schlesig-Holstein) von 1985 bis 1997. Hamburger avifaun. Beitr. 29: 137–158.
- RANNER, A., GANSTERER, A. & I. WINKLER (1995): Greifvogelerhebung Niederösterreich. Umweltbundesamt in Kooperation mit BirdLife Österreich, niederösterreichischem Landesjagdverband und örtlicher Jägerschaft. Umweltbundesamt (Wien) Reports 95–116.
- RASMUSSEN, L. U. & K. STORGÅRD (1989): Ynglende rovfugle i Sydostjylland 1973–1987. Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 83: 23–34.
- RATCLIFFE, D. A. (1993): The Peregrine Falcon. 2. Aufl., T. & A. D. Poyser, London.
- REDPATH, S. M. (1995a): Habitat fragmentation and the individual: tawny owls *Strix aluco* in woodland patches. J. Anim. Ecol. 64: 652–661.
- REDPATH, S. M. (1995b): Impact of habitat fragmentation on activity and hunting behavior in the tawny owl, *Strix aluco*. Behav. Ecol. 6: 410–415.
- RISCH, M. & H. WIRTH (1991): Brutverluste des Sperbers (*Accipiter nisus*) im nördlichen und östlichen Hamburger Umland unter besonderer Berücksichtigung des Jahres 1991. Seevögel 12: 79–82.
- ROCKENBAUCH, D. (2002): Vom Wespenbussard (*Pernis apivorus*) und Baumfalken (*Falco subbuteo*) im östlichen Württemberg. Ökol. Vögel 24: 471–499.
- RUST, R. & W. KECELE (1996): Altersbestimmung von Habichten *Accipiter gentilis*: Langfristige Vergleiche gemauerseter Handschwingen. Orn. Anz. 35: 75–83.
- RUST, R. & T. MISCHLER (2001): Auswirkungen legaler und illegaler Verfolgung auf Habichtpopulationen in Südbayern. Orn. Anz. 40: 113–136.
- RUTZ, C. (2001): Raum-zeitliche Habitatnutzung des Habichts – *Accipiter gentilis* – in einem urbanen Lebensraum. Diplomarbeit FB Biologie Univ. Hamburg, Hamburg.
- SCHERZINGER, W. (1985): Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren Bayerischen Wald. Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Heft 12.
- SCHUSTER, A., STEINER, H., UHL, H. & U. WIESINGER (2003): Ergebnisse der Atlaskartierung und Naturschutz: Schwerpunktregionen für die langfristige Erhaltung der oberösterreichischen Brutvogelfauna. In: BRADER, M. & G. AUBRECHT (Hrsg.): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs 1997–2001. Denisia 7, zugleich Kataloge der Oberösterreichischen Landesmuseen N. F. 194: 449–504.

- SELÄS, V. (1997): Breeding density of Sparrowhawk *Accipiter nisus* in relation to nest site availability, hatching success and winter weather. *Ornis Fennica* 74: 121–129.
- SERGIO, F. & G. BOGLIANI (2000): Hobby nest-site selection and productivity in relation to intensive agriculture and forestry. *J. Wildl. Manage.* 64: 637–646.
- STEGEMANN, K.-D. (1986): Achtjährige Untersuchungen zur Entwicklung des Brutbestandes und zur Nistweise von Mäusebussard und Turmfalken in der Friedländer Großen Wiese von 1974–1981. *Falke* 33: 157–161.
- STEINER, H. (1993): Bestandssituation, Nistplatzwahl und Nahrungsökologie von sechs Greifvogelarten Oberösterreichs. *Öko.L* 15 (4): 21–32.
- STEINER, H. (1995): Die 2. Tagung über Greifvögel und Eulen in Österreich (Salzburg, 12.–14. 11. 1994). *Vogelkd. Nachr. OÖ.* 3/1: 51–54.
- STEINER, H. (1996a): Beobachtungen an Nichtbrütern bei Mäusebussard (*Buteo buteo*), Sperber (*Accipiter nisus*) und Habicht (*Accipiter gentilis*). *Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen Europas* 8: 97–100.
- STEINER, H. (1996b): Einflüsse des Habitats auf Nahrungswahl und Reproduktionserfolg beim Sperber (*Accipiter nisus* L.). *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 29: 141–154.
- STEINER, H. (1997): Die Mäusegradation in den Kalkalpen 1996 wirkte sich auch auf Sperber (*Accipiter nisus*) aus. *Vogelkd. Nachr. OÖ.* 5 (2): 15–19.
- STEINER, H. (1998): Wald und Greifvögel. Lebensraumqualität im fragmentierten Wald, Räuber-Beute-Beziehung und Grundlagen für ein Naturschutzmanagement. *Diss. Univ. Salzburg, Salzburg.*
- STEINER, H. (1999b): Der Mäusebussard (*Buteo buteo*) als Indikator für Struktur und Bodennutzung des ländlichen Raumes: Produktivität im heterogenen Habitat, Einfluß von Nahrung und Witterung und Vergleiche zum Habicht (*Accipiter gentilis*). *Stapfia* 62: 1–74.
- STEINER, H. (1999c): Ursachen und ökosystemare Folgen des Beutegreifer-Mangels in West- und Mitteleuropa. *Informativ* 14: 12–13.
- STEINER, H. (1999d): Der Steinadler (*Aquila chrysaetos*) in den oberösterreichischen Kalkalpen. *Egretta* 42: 122–135.
- STEINER, H. (1999e): Das Pilotprojekt "Monitoring der oö. Kulturlandschaft mit Greifvögeln". *Öko.L* 21 (4): 10–20.
- STEINER, H. (1999f): Was Krähen mit Greifvögeln zu tun haben. *Natur u. Land* 6/1999: 6–13.
- STEINER, H. (2000a): Waldfragmentierung, Konkurrenz und klimatische Abhängigkeit beim Wespenbussard (*Pernis apivorus*). *J. Ornithol.* 141: 68–76.
- STEINER, H. (2000b): Sind Schutzgebiete und Rote Listen zur Bewältigung von Naturschutz und Landschaftsplanung ausreichend? *Öko.L* 22 (1): 26–36.
- STEINER, H. (2000c): Integriertes Biomonitoring der oberösterreichischen Kulturlandschaft. Teil 2: Überwachung des Artenverlustes und der Monotonisierung der Landschaft. *Informativ* 18: 8.
- STEINER, H. (2000d): Ökologie von Stadt, Kulturlandschaft und alpinem Wald: Schlaglichter zur Landschaftsdynamik anhand der Sperber-Ernährung (*Accipiter nisus*). *Vogelkd. Nachr. OÖ.*, 2000, Sonderband: 115–135.

- STEINER, H. (2003): Turmfalke. in: BRADER, M. & G. AUBRECHT (Hrsg.): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der Oberösterreichischen Landesmuseen N. F. 194: 174–175.
- STEINER, H. (2004): Auerwild-Hege in den Kalkalpen ist lohnend. Der OÖ. Jäger 102: 24–26.
- STEINER, H., UHL, H. & M. BRADER (1997): Dichte und Bestand des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) in Oberösterreich. Egretta 40: 140–144.
- STEINER, H., SCHMALZER, A. & N. PÜHRINGER (2002): Auerhuhn, Birkhuhn und Haselhuhn im Nationalpark Kalkalpen. Bestände, Lebensraum und Management. Mit Beiträgen über Anhang 1-Arten der Vogelschutzrichtlinie (Spechte, Eulen, Greifvögel und Rote-Liste-Arten). Endbericht. Unveröff. Studie i. A. v. Nationalpark Kalkalpen Ges.m.b.H. und Europäische Union, LIFE-Projekt, 1–210 + Anhang.
- STEINER, H., DESCHKA, C. & C. BÖCK (2004): Habicht und Niederwild in Oberösterreich. Der OÖ. Jäger 102: 18–22.
- STUBBE, M. & K. GEDEON (1989): Jahresbericht 1988 zum Monitoring Greifvögel und Eulen der DDR. Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen DDR 1: 1–35.
- THIRGOOD, S. J., REDPATH, S. M., CAMPBELL, S. & A. SMITH (2002): Do habitat characteristics influence predation on red grouse? J. Appl. Ecol. 39: 217–225.
- TJERNBERG, M. & H. RYTTMAN (1994): Survival and population development of the Honey Buzzard *Pernis apivorus* in Sweden. Ornis Svecica 4: 133–139. (In Schwedisch mit englischer Zusammenfassung)
- TOMEK, R. (1942): Schädlich oder nützlich? Eine Betrachtung über unsere Raubvögel. Bl. Naturkde. Naturschutz 29 (12): 161–168.
- VILLAGE, A. (1989): Factors Limiting European Kestrel *Falco tinnunculus* Numbers in Different Habitats. In: MEYBURG, B.-U. & R. D. CHANCELLOR (eds.): Raptors in the Modern World, Weltarbeitsgruppe für Greifvögel und Eulen e.V., Berlin: 193–202.
- WITTENBERG, J. (2003): Langfristige Entwicklung eines Waldohreulen-Bestandes in Abhängigkeit von Rabenkrähe und Habicht. J. Ornithol. 144: 217.
- WÜRFELS, M. (1994): Siedlungsdichte und Beziehungsgefüge von Elster, Rabenkrähe und Habicht 1992 im Stadtgebiet von Köln. Charadrius 30: 94–103.
- ZEILER, H. (2001): Auerwild. Leben. Lebensraum. Jagd. Österreichischer Jagd- und Fischerei-Verlag, Wien.
- ZIESEMER, F. (1983): Untersuchungen zum Einfluß des Habichts (*Accipiter gentilis*) auf Populationen seiner Beutetiere. Beiträge zur Wildbiologie 2: 1–127.
- ZIESEMER, F. (1997): Raumnutzung und Verhalten von Wespenbussarden (*Pernis apivorus*) während der Jungenaufzucht und zu Beginn des Wegzuges – eine telemetrische Untersuchung. Corax 17: 19–34.
- ZOLLINGER, R. (1997): Sparrowhawk *Accipiter nisus*. In: HAGEMEIJER, W. J. M. & M. J. BLAIR (Hrsg.): The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T. & A. D. Poyser, London: 156–157.
- ZOLLINGER, R. & G. MÜSKENS (1994): Population dynamics and lifetime reproductive success in Sparrowhawks *Accipiter nisus* in a Dutch-German study area. In: MEYBURG, B.-U. & R. D. CHANCELLOR (eds.): Raptor Conservation Today. World Working Group on Birds of Prey and Owls & Pica Press, Mountfield: 77–85.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Diverse Verlagsschriften des Naturhistorischen Museums Wien](#)

Jahr/Year: 2006

Band/Volume: [10](#)

Autor(en)/Author(s): Steiner Helmut, Deschka Christian

Artikel/Article: [Integriertes Greifvogel-Monitoring 1990 bis 2003 in Oberösterreich 113-142](#)