© Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und Partner; download www.do-g.de; www.zobodat.at

Vogelwarte 48, 2010: 81 – 95
© DO-G, IfV, MPG 2010

Einfluss der Waldstruktur auf die Nistplatzwahl von Greifvögeln in den March-Auen/Niederösterreich

Petra Sumasgutner, Thomas Zuna-Kratky & Harald W. Krenn

Sumasgutner P, Zuna-Kratky T & Krenn HW: Influence of the vegetation structure on the nest-site selection of birds of prey in the March floodplain forests/Lower Austria. Vogelwarte 48: 81-95.

The diversity, abundance and habitat of breeding raptors in the Austrian March floodplain forests, located in the border area between Austria, Slovakia and the Czech Republic, were studied in 2008. The study area (19.7 km^2) had not been explored by ornithologists until the 1990s due to the considerable flood dynamics and the subsequent limited accessibility. The present field study was performed between January and July 2008 between Hohenau and Drösing (Lower Austria), consisting of two reference areas of comparable size but with different cultivation techniques, i.e. the high forest cultivation in the North (960 ha) and the middle forest cultivation in the South (1010 ha). Additionally, the field study was conducted to explore the influence of the vegetation structure around the nesting site (microhabitat, r=15 m, 706.5 m^2) and the landscape characteristics (macrohabitat, r=250 m, 19.6 ha) on the habitat choices of birds of prey. To get a representative sample for comparison, the same data were collected at 50 randomly selected sites. Aeries were mapped along transects between 50 m intervals, and 167 were found in total. 57 out of 167 aeries were occupied by birds of prey. In total, nine breeding raptor species were recorded. The most abundant species was the Common Buzzard (*Buteo buteo*), occupying 34 aeries, followed by the Marsh Harrier (*Circus aeroginosus*) with five or six pairs. The Red Kite (*Milvus milvus*) population, with a quantity of three pairs was remarkable on a national scale. The Black Kite (*Milvus migrans*) (three pairs), the Honey Buzzard (*Pernis apivorus*) (three pairs), the Goshawk (*Accipiter gentilis*) (three pairs), the Kestrel (*Falco tinnunculus*) (two pairs) and the Hobby (*Falco subbuteo*) (two pairs) also bred in the study area. Since 2002 the White-tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*) has bred successfully in the floodplains. The Sparrowhawk (*Accipiter nisus*), the Saker Falcon (*Falco cherrug*) and the Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) were not found as breeders in the study area, but were known to breed nearby. The results indicated a population growth of the Common Buzzard, whereas the density of other predatory birds has been steady for the last 15 years. The density is high compared to other places in central Europe, including the Danube floodplains in Austria. Besides, the density seems to be independent from the type of cultivation. The data concerning the habitat structure were analyzed in a Geographic Information System (GIS) and indicate the March flood-plain forests as very attractive for raptors. The investigation area offers a varied and structured landscape with abundant waterbodies and meadows. Predatory birds prefer old growth trees, particularly oaks (*Quercus* sp.) and poplars (*Populus* sp.) for nesting. These types of trees are numerous in middle forest cultivation. Additionally, a higher number of older aeries can be found there compared to high forest cultivations. Birds of prey prefer a distinctive forest structure with plenty of deadwood, far away from paths or protected by dense shrub and undergrowth. Therefore, the conservation of mature forests, the reduction of human disturbance and the reactivation of the flood dynamics could have a positive effect on the raptor population in the long term.

✉ PS: Department für Evolutionsbiologie, Althanstraße 14, A-1090 Wien; E-Mail: petra.sumasgutner@gmx.at
TZK: AURING - Biologische Station Hohenau-Ringelsdorf, Weststraße 7, A-2273 Hohenau/March;
E-Mail: thomas.zuna-kratky@blackbox.net
HWK: Departement für Evolutionsbiologie, Althanstraße 14, A-1090 Wien; E-Mail: harald.krenn@univie.ac.at

1. Einleitung

Die March-Auen sind aufgrund ihrer Lage an den Grenzen von Österreich, Tschechien und der Slowakei sowie den erschwerten Erfassungsmöglichkeiten durch eine ausgeprägte Hochwasserdynamik erst seit den 1990er Jahren ornithologisch intensiver untersucht worden (Zuna-Kratky & Craig 1994, Zuna-Kratky 1995a, 1995b). Dabei sind wissenschaftliche Erkenntnisse gewonnen worden, die auch naturschutzpolitisch relevant waren, um Naturschutzvorhaben in den Regionen umzusetzen, darunter waren zwei LIFE-Projekte („Ramsar Management March-Thaya-Auen" 1995-1998 und „Wasserwelt March-Thaya-Auen" 1998-2003). In der Zwischenzeit wurden Greifvogelerhebungen lediglich lokal durchgeführt oder beruhten auf Beobachtungen von zufällig entdeckten Horsten. Die hier vorgestellte, flächendeckende Untersuchung gibt Aufschluss darüber, wie sich die Greifvogelbestände und das Artenspektrum seit 1995 entwickelt haben. Greifvögel werden in den genannten Vergleichsstudien als wichtige Leit- und Zielarten des Naturschutzes angeführt. Sie gelten als Bioindikatoren, die mit ihren ausgedehnten Territorien die Biotopqualität durch ihre

© Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und Partner; download www.do-g.de; www.zobodat.at

Anwesenheit integrierend angeben (Kostrzewa 1988). Damit stellt die korrekte Beurteilung der Qualität eines Lebensraumes den Schlüssel für einen erfolgreichen Greifvogelschutz dar (Steiner 1998). Die beschränkte Fläche an Schutzgebieten und nutzungsfreien Waldgebieten reicht nicht für die Bestandssicherung sensibler oder spezialisierter Vogelarten aus, das Überleben der waldspezifischen Artenvielfalt wird viel mehr im Wirtschaftswald entschieden (Scherzinger 1996). Das gilt insbesondere für Arten mit einem hohen Raumbedarf, wie Seeadler (*Haliaeetus albicilla)* und Kaiseradler (*Aquila heliaca)*. Deshalb akzeptiert zeitgemäßer Natur- und Vogelschutz auch die forstliche Nutzung, sofern sie ökonomisch und ökologisch nachhaltig erfolgt (Scherzinger & Schumacher 2004). Dennoch sind Studien zu einem möglichen Einfluss der unterschiedlichen Waldwirtschaftsformen auf das Verbreitungsmuster und die Bestandsentwicklung der Greifvögel rar. Für eine Beurteilung der naturnahen Forstwirtschaft aus Sicht des Naturschutzes fehlen derzeit entsprechende Erfahrungswerte und einheitliche Kriterien, um die Breite von Eingriffen, Nutzungen und Flächenproportionen zu bewerten. Als richtungweisende Maßnahme hat die EU- Kommission Mindeststandards formuliert (Scherzinger & Schumacher 2004). Die Empfehlungen beinhalten den eingeschränkten Einsatz von Bioziden, Restriktionen bei der Erschließung durch Forstwege und Maximalgrößen von Kahlschlägen. Zusätzlich werden längere Umtriebszeiten und das Belassen von Bruch- und Totholz im Bestand sowie die Förderung heimischer Baumarten empfohlen (Scherzinger & Schumacher 2004). Grundsätzlich wird zwar davon ausgegangen, dass nicht die Waldstruktur den entscheidenden Faktor für die Ansiedelung von Greifvögeln darstellt, sondern die verfügbare Nahrung. Dennoch werden das Vorkommen und die Häufigkeit in einem Waldgebiet während der Brutsaison auch von der Verfügbarkeit geeigneter Nistplätze entschieden. So stellt Kostrzewa (1987) das Nistplatzangebot als limitierenden Faktor für Mäusebussard, Wespenbussard und Habicht dar. Schwerpunkt dieser Arbeit ist daher die Untersuchung der von Greifvögeln gewählten Habitate, sowohl in einem kleinräumigen Bereich rund um den Nistplatz, als auch weiträumiger, um den zentralen Teil des Jagdhabitates zu erfassen. Analysen zur Horstbaumwahl, zur Waldstrukturierung rund um den Nistplatz, sowie zum Anteil verschiedener Biotoptypen im Kernbereich der Greifvogelreviere und Abstände zum Waldrand, Wiesen- und Ackerflächen, Gewässern, Siedlungsräumen und dem Wegenetz geben Aufschluss darüber, welche Faktoren die Verteilung verschiedener Greifvogelarten in den March-Auen beeinflussen. Damit skizziert diese Arbeit erste Überlegungen zu den Einflüssen der Forstwirtschaft auf Greifvögel in den March-Auen und soll eine Basis für weitere, großflächigere Untersuchungen schaffen.

2. Material und Methode

2.1. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (19,7 km^2) liegt im niederösterreichischen Bezirk Gänserndorf an der Grenze zwischen Österreich und der Slowakei. Es erstreckt sich als weitgehend geschlossener Waldkomplex zwischen den Gemeinden Hohenau im Norden und Drösing im Süden und wird östlich von der Staatsgrenze, gebildet durch den Tieflandfluss March, begrenzt. Das Untersuchungsgebiet beinhaltet den 960 ha großen Fürstenwald im nördlichen Teil, der Eigentum der Stiftung Fürst Lichtenstein ist, und den 1010 ha großen Drösinger Wald im südlichen Teil, der von der Agrargemeinschaft Drösing bewirtschaftet wird. Dazwischen liegt der Zistersdorfer Wald, der sich ebenso in bäuerlichem Besitz befindet. Die Wälder der March-Auen entsprechen zu 80 % dem Hartholzauwald, der hier mit der Quirlesche *(Fraxinus angustifolia)* als dominierender Baumart eine spezifische Waldgesellschaft mit pannonischem Verbreitungsschwerpunkt aufbaut (Lazowski 1997). Die untersuchten Waldgebiete zeichnen sich durch verschiedene forstliche Bewirtschaftungsformen aus. Teilflächen sind als Horstschutzgebiete ausgewiesen und von der forstlichen Nutzung ausgenommen. Der Fürstenwald wird als Hochwaldbetrieb geführt. Hochwälder bestehen aus annähernd gleich alten Beständen und sind überwiegend einschichtig aufgebaut. Sie gehen auf Bepflanzungen und generative Verjüngung durch Ansamung zurück, die Umtriebszeit liegt bei etwa 80 Jahren. Der Drösinger Wald und der Zistersdorfer Wald werden als Mittel- und Niederwald geführt. Kennzeichnend für den Mittel- und Niederwald ist ein zweischichtiger Aufbau. Das Oberholz besteht aus Kernwüchsen, das Unterholz aus Stockausschlägen. Mit dieser Form der vegetativen Verjüngung wird Brennholz produziert, daraus ergibt sich eine recht kurze Umtriebszeit von 35 Jahren. Über den Hauptbestand hinausragende Bäume werden als Überhälter bezeichnet. Der Mittelwaldbetrieb ist für das niederösterreichische Weinviertel charakteristisch und ansonsten in Mitteleuropa kaum noch zu finden (Lazowski 1997). In allen Tabellen und Abbildungen werden diese Waldgebiete entsprechend der unterschiedlichen Waldwirtschaftsform zusammengefasst.

2.2. Horstkataster

Die Kartierung in den Wintermonaten zum Auffinden der vorhandenen Horste fand zwischen Dezember 2007 und März 2008 statt. Das Untersuchungsgebiet wurde entsprechend der Sichtverhältnisse entlang von Transekten in Abständen zwischen 50 und 100 m begangen. Die genaue Verortung der Horste erfolgte in Karten im Maßstab 1:10000. Zusätzlich gespeicherte GPS-Koordinaten wurden in Orthofotos der Landesverwaltung Niederösterreich (Befliegung vom 04.06.2000) übertragen. Es wurden die Baum- und Horsthöhe mit einem Hypsometer von SUUNTO (Messfehler ± 0,5 m) und der Brusthöhendurchmesser gemessen, sowie die Horstbaumart, die soziale Stellung im Waldbestand (niedriger, gleich hoch, höher), der Horsttyp (Groß-, Mittel- und Kleinhorste), die Horstanlage (Stammgabel, Astbecher, Seitenast) und die Position in der Krone bestimmt. In einer zweiten und dritten Begehung zwischen März 2008 und Mai 2008 wurde eine mögliche Horstbesetzung festgestellt. Anzeichen einer solchen sind Beobachtungen von direkt am Horst befindlichen Tieren, Nistmaterial oder Futter eintragenden Vögeln und der

© Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und Partner; download www.do-g.de; www.zobodat.at

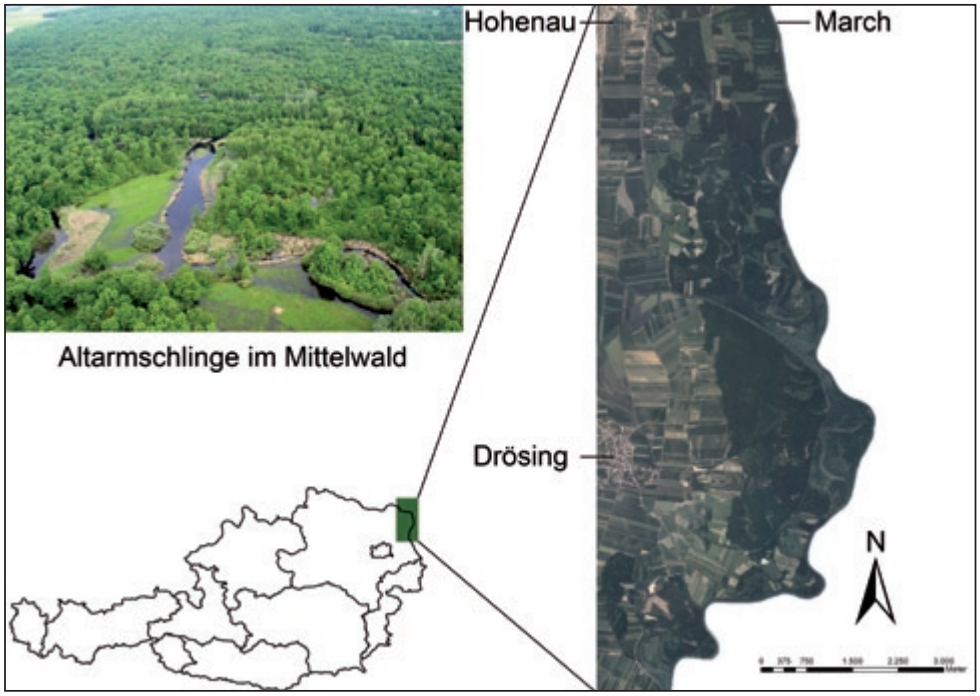

Abb. 1: Luftbilder der untersuchten Auwaldgebiete an der March (Quelle: Orthofoto der Landesverwaltung Niederösterreich) – *Study area in the Austrian March floodplain forests.*

Nachweis von Jungen. In einer vierten und fünften Begehung zwischen Mai 2008 und Juli 2008 wurde der Bruterfolg kontrolliert. Erst wenn Jungvögel ausgeflogen waren, galt das Brutpaar als erfolgreich und die Reproduktionsrate, ausfliegende Juvenile im Verhältnis zum Gesamtbestand einer Art (Kostrzewa 1985), wurde berechnet.

2.3. Habitatkartierung

Die Habitatkartierung wurde erst im September 2008 nach Abschluss der Brutsaison durchgeführt um Störungen auszuschließen. Das Mikrohabitat (r=15 m; 706,5 m^2) erfasst die Ansprüche an die Vegetationsstruktur in der unmittelbaren Horstumgebung. Die Ober- und Unterschicht wurde auf Artniveau kartiert, die Strauchschicht entsprechend der Dichte (<35 %, 35-70 %, >70 %). Die Bäume der Oberschicht wurden vermessen und in 5 Baumstärkeklassen (Brusthöhendurchmesser: <25 cm, 25-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm, >80 cm) eingetragen. Der Kronenschluss (<35 %, 35-70 %, >70 %) wurde mit zwei Werten angegeben, als Kronenschluss des Horstbaumes (I) und als Kronenschluss des gesamten Mikrohabitats (II). Als Indikatoren für Störungen bzw. geringen forstlichen Nutzen wurden der Unterwuchs und der Totholzanteil herangezogen. Für Schilf und Brennnessel galt „vorhanden" ab einem Bedeckungsgrad von 50 %, weniger wurde mit „nicht vorhanden" vermerkt. Der Totholzanteil wurde für stehendes und liegendes Totholz getrennt betrachtet und in „fehlend", „wenig" und „viel" skaliert. Um einen repräsentativen Querschnitt des vorhandenen strukturellen Angebots in den jeweiligen Wäldern zu erhalten, wurden die Erhebungen in gleicher Art auf 50 zufällig bestimmten Flächen wiederholt. Kriterium für die Aufnahme eines Zufallspunktes war seine Lage im geschlossenen Waldbestand. Ein Vergleich der Erwartungswerte mit den gewählten Niststandorten zeigte, ob bestimmte Auwaldbereiche von Greifvögeln bevorzugt wurden, oder ob die Habitatwahl zufällig erfolgte. Es flossen alle vorhandenen Horste in die Mikrohabitatanalyse mit ein, unabhängig davon, welche Art den Horst ursprünglich errichtet hatte. Die Horststandorte wurden nach Klein-, Mittel- und Großhorsten getrennt betrachtet. Als Erbauer der Kleinhorste fungieren Nebelkrähen (*Corvus corone cornix*), Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) und Ringeltauben (*Columba palumbus*). Solche Nester sind für Horstbezieher wie Turmfalken (*Falco tinnunculus*), Baumfalken (*Falco subbuteo*) oder auch Waldohreulen (*Asio otus*) von wesentlicher Bedeutung. Mittelgroße Horste gestalten Habichtartige wie Mäusebussard (*Buteo buteo*), Wespenbussard (*Pernis apivorus*), Rotmilan (*Milvus milvus*), Schwarzmilan (*Milvus migrans*) und der Habicht (*Accipiter gentilis*). Großhorste können durch langjährige Nutzung und wiederholten Ausbau reviertreuer Arten wie dem Habicht entstehen, daneben kommen Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) und Kaiseradler (*Aquila heliaca*) sowie der Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) als potentielle Erbauer in Frage. Weißstorchhorste wurden aus allen Habitatanalysen ausgeschlossen, da sie die Ergebnisse zur Habitatwahl von Greifvögeln massiv verfälschen würden. Weißstörche (*Ciconia ciconia*) sind im Untersuchungsgebiet nicht nur auf anthropogen geformten Niststandorten wie Hochständen und künstlichen Plattformen zu finden, sondern auch als Baumbrüter an Waldrändern. Kunsthorste fallen in die Kategorie der Großhorste. Sie wurden im Gebiet als Ersatz für verloren gegangene, natürliche Horste angebracht, und befinden sich daher in Flächen, die nicht vom Menschen, sondern vom ursprünglichen Brutvogel gewählt wurden.

Das Makrohabitat (r=250 m; 19,6 ha) ermittelt den Einfluss der landschaftlichen Zusammensetzung auf die Habitatwahl und ist Teil des weit größeren Jagdhabitates. Auf Basis der Orthofotos wurde in einem Geografischen Informationssystem (*ArcGIS 9.2 von ESRI®*) eine Bodennutzungskarte digi-

© Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und Partner; download www.do-g.de; www.zobodat.at

talisiert, um folgend die Abstände zu Wegen, dem Waldrand oder Lichtungen, Gewässern und Jagd- oder Fischerhütten zu messen, sowie den flächenmäßigen Anteil von Wäldern, Gewässern, Schilf, Wiesen, Äckern und dem Hochwasserschutzdamm zu berechnen. Die aufgenommenen Variablen und ihre Definitionen entsprechen der Methode von Gamauf & Herb (1993). Die Makrohabitatanalyse erfolgte auf Artniveau, da sich die im Gebiet vorkommenden Greifvogelarten massiv in ihren Jagdgewohnheiten und Nahrungsansprüchen unterscheiden.

Für die statistische Analyse wurden die Programme *Microsoft Excel 2003®* sowie *SPSS 15.0®* verwendet. Über die deskriptive Statistik hinaus umfassen die statistischen Auswertungen den χ^2-Test und die Diskriminanzanalyse als multivariates Verfahren. Eine Irrtums- Wahrscheinlichkeit von $p < 0{,}05$ gilt als signifikant, ein $p < 0{,}001$ wird als höchst signifikant angesprochen. Die angegebenen Werte in den graphischen Darstellungen verstehen sich als absolute Zahlen, sofern sie nicht ausdrücklich als Prozentwerte ausgewiesen sind. Die Beschreibungen der Habitatwahl gelten nur als Beobachtungen im Untersuchungsgebiet und erlauben keine Rückschlüsse auf andere Auwaldgebiete oder sonstige Verallgemeinerungen.

3. Ergebnisse

3.1. Horstverteilung und Horstbesetzung 2008

Es wurden insgesamt 167 Horste kartiert, die Horstdichte im Untersuchungsgebiet beträgt damit 8,5 Horste pro km². Insgesamt wurden 40 Kleinhorste (24,0 %), 84 mittelgroße Horste (50,3 %) und 36 Großhorste (21,6 %) kartiert, sowie 7 Rohrweihen-Nester im Schilf gefunden. Kleinhorste, die von Turmfalken und Baumfalken bezogen wurden, lagen bevorzugt im obersten Drittel der Krone, mittelgroße Horste in Stammgabeln im mittleren Kronenbereich und Großhorste im untersten Drittel, auf einem Seitenast oder direkt am Stamm. Nach Horstverlusten durch forstliche Eingriffe oder Windwurf standen während der Brutsaison 153 intakte Horste zur Verfügung. 79 Horste waren besetzt, was einem Anteil von 51,6 % entspricht. Davon waren 49 Horste erfolgreich bebrütet, dies sind 62,0 % bzw. 32,0 % in Bezug auf die Gesamtzahl der Horste im Untersuchungsgebiet. Die Besetzungsrate ist bei Großhorsten mit 71,9 % am höchsten, gefolgt von mittelgroßen Horsten mit 51,9 %, und Kleinhorsten mit 27,7 %. Da auf Begehungen im Schilf verzichtet wurde, konnten Bodennester nur entdeckt werden, wenn sie von Rohrweihen beflogen wurden. Bei zwei dieser Schilfnester wurde zwar gebalzt, doch blieb ein weiteres Brutgeschehen aus, weshalb sie als unbesetzt galten. Wird der Anteil der besetzten Horste in den unterschiedlich bewirtschafteten Wäldern getrennt voneinander betrachtet, zeigen sich im Bereich der Großhorste die deutlichsten Unterschiede (Abb. 2).

Im Hochwald sind weniger Großhorste vorhanden, doch sind sie zu 80,0 % besetzt. Im Mittelwald stehen, die größere Waldfläche mit einbezogen, doppelt so viele Großhorste zur Verfügung, sie sind mit 68,2 % jedoch seltener besetzt.

3.2. Brutbestand und Siedlungsdichte der Greifvogelarten 2008

Im Untersuchungsgebiet gelangen ab März Brutnachweise von Mäusebussarden und Habichten, Ende März/Anfang April von Rotmilanen. Im April und Mai konnten Schwarzmilane und Turmfalken nachgewiesen werden; im Mai und Juni folgten Wespenbussarde und Baumfalken. Im Jahr 2008 brüteten gemeinsam mit Seeadler und Rohrweihe insgesamt neun Greifvogelarten an der oberen March (Tab. 1). In Verbindung mit den in der Umgebung brütenden Arten Sperber *(Accipiter nisus)*, Sakerfalke *(Falco cherrug)* und Kaiseradler waren während der Brutsaison insgesamt 12 Greifvogelarten regelmäßig zu beobachten.

Aufgrund der kleinen Untersuchungsfläche (19,7 km²), wird die Siedlungsdichte für 10 km² berechnet, und nicht wie sonst üblich auf 100 km² hochgerechnet. Das Untersuchungsgebiet beinhaltet einen weitgehend ge-

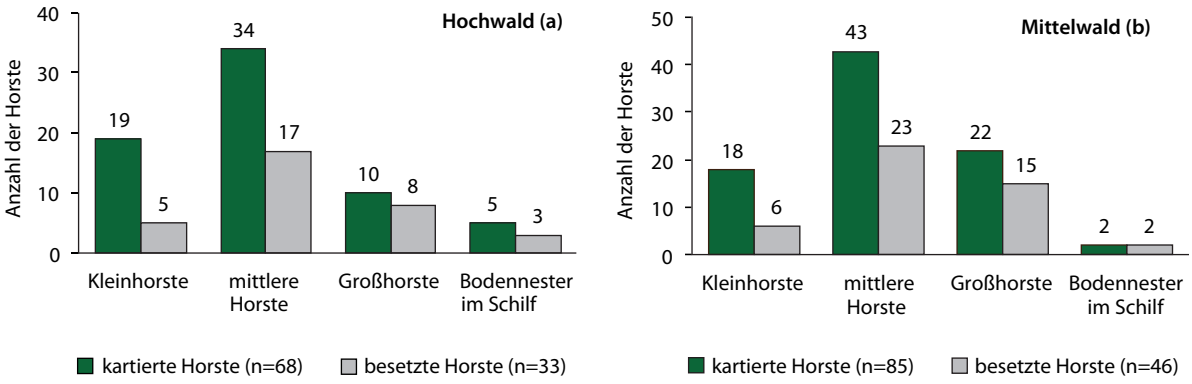

Abb. 2: Kartierte und besetzte Horste im Hochwald (a) und im Mittelwald (b) im Jahr 2008 – *Mapped and occupied aeries in high forest (a) and middle forest (b) cultivation in 2008.*

© Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und Partner; download www.do-g.de; www.zobodat.at

Greifvogelart 2008	Summe (19,7 km²)		
	Anzahl der Paare		Anzahl der Reviere/10 km²
	Hochwald	Mittelwald	
Mäusebussard *Buteo buteo*	15	19	17,26
Wespenbussard *Pernis apivorus*	1	1 (2)	1,52
Rotmilan *Milvus milvus*	1	2	1,52
Schwarzmilan *Milvus migrans*	2	1	1,52
Habicht *Accipiter gentilis*	(1)	1 (2)	1,52
Turmfalke *Falco tinnunculus*	1	(1)	1,02
Baumfalke *Falco subbuteo*	(1)	(1)	1,02
Rohrweihe *Circus aeruginosa*	3 (4)	2	3,05
Seeadler *Haliaeetus albicilla*	0	1	-

Tab. 1: Siedlungsdichte der nachgewiesenen Brutpaare und territorialen Paare (in Klammern), sowie die Gesamtzahl der Reviere/10 km² im Untersuchungsgebiet im Jahr 2008 – *Population density of breeding and territorial paires (in parentheses), and total number of territories/10 km² in the study area in 2008.*

schlossenen Wald mit den unmittelbar angrenzenden Flächen. Die umliegenden Siedlungen oder Agrarland wurden nicht berücksichtigt. Insbesondere Offenlandbewohner oder Kulturfolger wie der Turmfalke sind deshalb nicht in der tatsächlichen Bestandsdichte erfasst worden. In Österreich ausgesprochen seltene Arten wie Seeadler (Gesamtbestand 2008: 6 Brutpaare, Probst 2009) oder Rotmilan (5-10 Brutpaare, Mebs & Schmidt 2006) können ohnehin nicht auf 100 km² hochgerechnet werden.

3.3. Untersuchung der Bestandsveränderungen zwischen 1995 und 2008

Wird die Anzahl der verfügbaren, kartierten Horste von 1995 und 2008 verglichen, zeigen sich keine signifikanten Unterschiede (Abb. 3).

Bezüglich der Horstbesetzung zeigen sich im Jahresvergleich Veränderungen: Waren 1995 im Hochwald 32,8 % der Horste besetzt und 66,7 % davon erfolgreich, so waren 2008 sogar 50,0 % der Horste besetzt und 61,8 % davon erfolgreich – obwohl 2008 an 7 Horsten kein Bruterfolg kontrolliert werden konnte. Im Mittelwald waren 1995 43,2 % der Horste besetzt und 85,7 % davon erfolgreich. 2008 waren 52,9 % der Horste besetzt und 62,2 % davon erfolgreich – wobei elf nicht kontrolliert wurden. Zu den nicht kontrollierten Horsten zählen einerseits die Schilfnester der Rohrweihen und die Horste der Wespenbussarde, deren Junge erst nach Ende der Kartierung ausgeflogen sind. Auch konnten nicht alle Nester der Turm- und Baumfalken bei voller Belaubung gefunden werden, der genaue Standort wurde erst im Spätherbst nachkartiert.

Die hohe Anzahl an unbesetzten Horsten deutet darauf hin, dass Horste häufig gewechselt werden und verlassene Horste über viele Jahre bestehen bleiben. Tab. 2 gibt Auskunft über die Anzahl der Horste, die von Zuna-Kratky & Craig (1994) bzw. Zuna-Kratky (1995a, 1995b) entdeckt wurden und heute noch intakt sind (6,6 %). Während der Kartierung im Winter 07/08 wurden zusätzlich zu den elf bekannten Horsten 121 entdeckt, während der Brutsaison sind weitere 35 Horste neu im Untersuchungsgebiet entstanden (21,0 %).

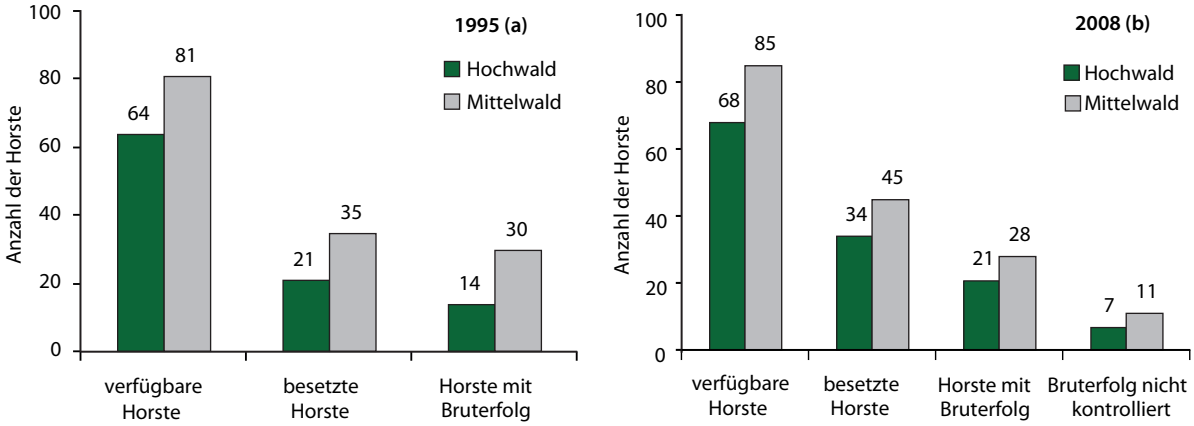

Abb. 3: In der Brutsaison 1995 (a) n=145 und 2008 (b) n=153 zur Verfügung stehende Horste, sowie besetze und erfolgreich bebrütete Horste im Hoch- und Mittelwald – *Available and hatched aeries in high and middle forest cultivation in 1995 (a) n=145 and 2008 (b) n=153.*

© Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und Partner; download www.do-g.de; www.zobodat.at

Tab. 2: Gesamtanzahl der 2008 existierenden Horste unter Berücksichtigung der Erstkartierung – *Total number of mapped aeries in 2008 considering their first mapping.*

Erstkartierung	Anzahl der Horste	Anteil [%]
1994-1995	11	6,6
Winter 07/08	121	72,4
Brutsaison 2008	35	21,0

Bis zur Habitataufnahme nach der Brutsaison sind von diesen 167 Horsten 16 verschwunden. Die Abgangsrate beträgt damit 9,6 %. Greifvogelhorste werden an der oberen March etwa 3-4 Jahre in Folge genutzt und verfallen dann oder werden abgebaut.

In Tab. 3 sind die Veränderungen der Greifvogelbestände in den Jahren 1995 und 2008 angeführt. Auch der Bruterfolg wird in dieser Analyse mit angeführt. Die Reproduktionsrate ist je nach Witterungsbedingungen und damit in Zusammenhang stehendem Beuteangebot massiven Schwankungen unterworfen.

Im Jahr 1995 wurden 34 Greifvogelbrutpaare im gesamten Untersuchungsgebiet beobachtet. Im Jahr 2008 wurden 50 Paare erfasst, werden die territorialen Paare mit einbezogen sogar 57. Diese Veränderung ist vor allem auf den Mäusebussard zurückzuführen, dessen Bestand sich verdoppelt hat. Alle anderen Bestandsveränderungen im Untersuchungsgebiet sind nicht signifikant und liegen in einem geringen Stichprobenumfang vor. Der Schwarzmilan hat von 5 auf 3 Brutpaare abgenommen, ebenso sind der Habicht von 3 auf 1 Brutpaar und der Wespenbussard von 3 auf 2 Brutpaare rückgängig. Der Rotmilanbestand ist von 1 auf 3 Brutpaare gestiegen, jener der Rohrweihe ist mit 5 konstant geblieben. Der Seeadler brütete 2002 erstmals seit Mitte des letzten Jahrhunderts erfolgreich im Untersuchungsgebiet und ist seitdem regelmäßig zu beobachten. Auch 2008 war das Brutpaar erfolgreich, zwei Jungvögel wurden im Zuge des WWF Seeadlerprojektes beringt, beide Jungadler sind ausgeflogen.

3.4. Mikrohabitatanalyse

Alle Daten zur Mikrohabitatanalyse wurden im Sommer 2008 erhoben. Die unterschiedliche Stichprobengröße kommt dadurch zustande, dass zum Zeitpunkt der Habitatkartierung einige Niststandorte wegen forstlichen Eingriffen bzw. Aufräumarbeiten nach Unwettern verändert waren. Betroffene Horste wurden ausgeschlossen. Zusätzlich blieben alle Nester, für die Schwarz- oder Weißstörche als Erbauer dokumentiert sind, unberücksichtigt. Neben den Hauptbaumarten der March-Auen, Quirlesche und Stieleiche (*Quercus robur*), wurden weitere 15 Parameter herangezogen, die Alter, Dichte, Bestandshöhe und den Schichtaufbau der Waldgebiete charakterisieren. Sie wurden in einer Diskriminanzanalyse auf zwei Funktionen zusammengefasst (Abb. 4, 5). Auch stehendes und liegendes Totholz ist für Greifvögel von Bedeutung, da der Totholzanteil als Indikator für störungsfreie, entlegene Standorte gilt, und in nicht bewirtschafteten Waldflächen einen hohen Wert erreichen kann.

Abb. 4 und Tab. 4 stellen den Einfluss der Waldstrukturparameter auf die Nistplatzwahl von baumbrütenden Greifvögeln dar. Die x-Achse trennt Klein- bzw. mittel-

Tab. 3: Beobachtete Brutpaare, territoriale Paare (in Klammern) und Reproduktionsrate 1995 und 2008 – *Breeding and territorial paires (in parentheses) and reproductivity in 1995 and 2008.*

Brutvogel	1995	2008	Reproduktionsrate 1995	Reproduktionsrate 2008
Mäusebussard	16	34	0,94	1,15
Wespenbussard	3	2 (3)	nicht kontrolliert	nicht kontrolliert
Rotmilan	1	3	1,00	1,33
Schwarzmilan	5	3	1,80	2,00
Habicht	3	1 (3)	1,33	0,33
Turmfalke	0	1 (2)	nicht kontrolliert	nicht kontrolliert
Baumfalke	1	0 (2)	nicht kontrolliert	nicht kontrolliert
Rohrweihe	5	5 (6)	nicht kontrolliert	nicht kontrolliert
Seeadler	0	1	-	2,00

Tab. 4: Struktur-Matrix der Diskriminanzfunktion: Waldstruktur und Horstgrößenklasse – *Canonical functions: forest structure and aerie-size.*

Waldstrukturparameter	Funktion	
	1	2
Horstbaumumfang	,801*	,129
Anzahl der Bäume BHD > 40cm	,330*	-,059
Totholz liegend	,205*	-,021
Durchschnittliche Höhe der Unterschicht	-,097*	-,007
Totholz stehend	,314	-,392*
Kronenschluss des Horstbaumes (I)	-,032	,363*
Dichte der Strauchschicht	-,172	,303*
Anteil von Quercus robur in der Oberschicht	-,184	,289*
Gesamtzahl der Bäume in der Unterschicht	,215	,222*
Horstbaumhöhe	-,121	-,179*
Anzahl der Bäume BHD 25-40cm	-,150	,150*
Kronenschluss Mikrohabitat (II)	,092	-,149*
Gesamtzahl der Bäume in der Oberschicht	-,008	,082*
Anteil von Fracinus angustifolia in der Oberschicht	-,052	-,057*
Anzahl der Bäume BHD < 25cm	-,052	,036*

© Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und Partner; download www.do-g.de; www.zobodat.at

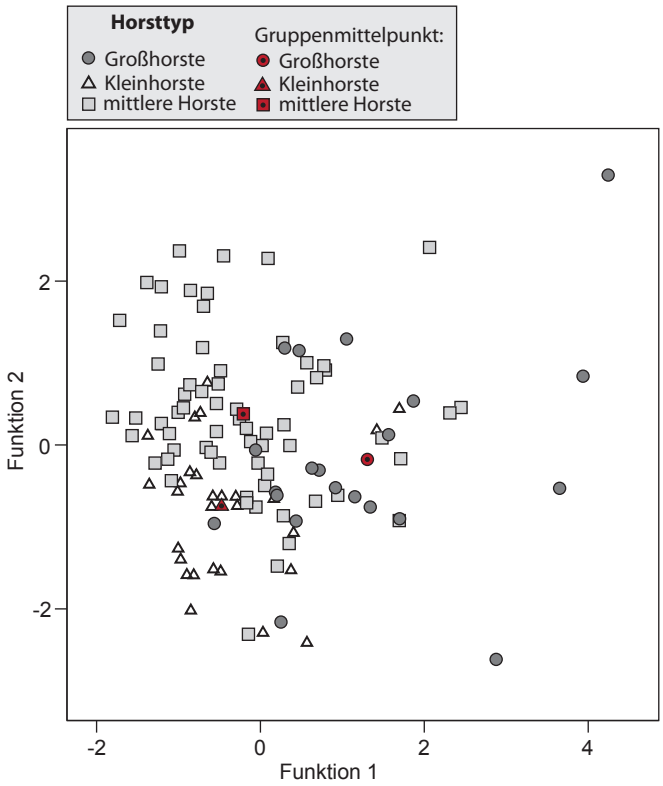

Abb. 4: Einfluss der Waldstrukturparameter auf die Nistplatzwahl von baumbrütenden Greifvögeln (n=115), kanonische Diskriminanzfunktion: Funktion 1 erklärt 61,2 % der Varianz, Funktion 2 erklärt 38,8 %, p_{1+2} = 0,001, p_2 = 0,041. – *Influence of the forest structure on the habitat choice of birds of prey (n=115), canonical functions: function 1 explains 61.2 % of the variance, function 2 explains 38.8 %, p_{1+2} = 0,001, p_2 = 0,041.*

große Horste von den Großhorsten. Auf der y-Achse werden Klein- und mittelgroße Horste aufgespalten. Diskriminanzfunktion 1 wird in erster Linie vom Horstbaumumfang, der Anzahl der Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser über 40 cm und dem Totholzanteil bestimmt. Daraus lässt sich ableiten, dass Großhorste in Altholzbeständen mit viel Totholz zu finden sind. In Diskriminanzfunktion 2 gehen jüngere Waldbestände ein. Die Gesamtzahl der Bäume in der Ober- und Unterschicht ist höher. Der Wald weist eine vertikale Schichtung auf, wodurch der Kronenschluss geringer ist und sich eine Strauchschicht ausbildet. Im Bereich der mittelgroßen Horste erhöht sich die Einflussnahme von Stieleichen in der Oberschicht, womit auch der Kronenschluss des Horstbaumes dichter wird. Im Bereich der Großhorste gibt es mehrere Ausreißer. Die betroffenen Horste liegen in derzeit von der Bewirtschaftung ausgeschlossenen, eher lichten Waldflächen. Sie befinden sich in nicht abgedämmten Bereichen in Gewässernähe und sind von einer starken Hochwasserdynamik geprägt.

Abb. 5 und Tab. 5 stellen die Unterschiede der Waldstruktur zwischen den Nistplätzen im Hoch- und Mittelwald sowie den Zufallspunkten dar. Die x-Achse trennt die Zufallspunkte von den untersuchten Horststandorten, auf der y-Achse werden die Greifvogelhabitate im Mittel- und Hochwald aufgespalten. Das Diagramm zeigt einen weiten Überlappungsbereich. Diskriminanzfunktion 1 wird von einer dichten Strauchschicht sowie einem hohen Totholzanteil bestimmt. Daraus lässt sich schließen, dass

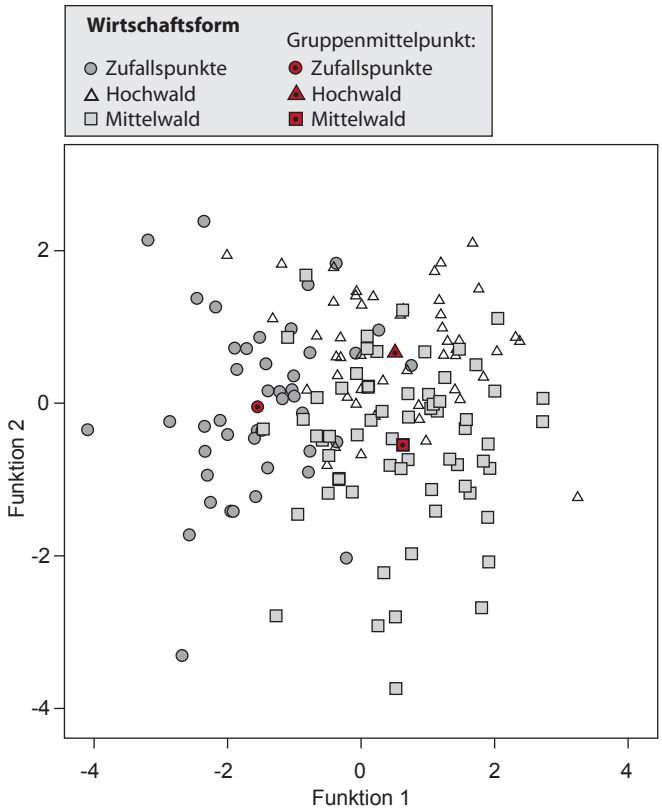

Abb. 5: Unterschiede in der Waldstruktur zwischen Nistplätzen im Hoch- und Mittelwald sowie den Zufallspunkten (n=159), kanonische Diskriminanzfunktion: Funktion 1 erklärt 77,9 % der Varianz, Funktion 2 erklärt 22,1 %, p_{1+2} = 0,001, p_2 = 0,002. – *Differences of the forest structure of nesting sites in high and middle forest cultivation and random points (n=159), canonical functions: function 1 explains 77.9 % of the variance, function 2 explains 22.1 %, p_{1+2} = 0,001, p_2 = 0,002.*

© Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und Partner; download www.do-g.de; www.zobodat.at

Waldstrukturparameter	Funktion	
	1	2
Dichte der Strauchschicht	,637*	-,066
Durchschnittliche Höhe der Unterschicht	-,276*	-,102
Totholz stehend	,211*	-,108
Gesamtzahl der Bäume in der Oberschicht	,071*	-,047
Gesamtzahl der Bäume in der Unterschicht	-,057	-,599*
Anteil von Quercus robur in der Oberschicht	-,207	,387*
Anzahl der Bäume BHD 25-40cm	,022	,381*
Anteil von Fracinus angustifolia in der Oberschicht	,066	,358*
Anzahl der Bäume BHD < 25cm	,081	-,313*
Horstbaumumfang	-,057	-,290*
Totholz liegend	,194	-,276*
Horstbaumhöhe	-,054	,228*
Anzahl der Bäume BHD > 40cm	,001	,187*
Kronenschluss des Horstbaumes (I)	,093	,173*
Kronenschluss Mikrohabitat (II)	-,036	-,036*

Tab. 5: Struktur-Matrix der Diskriminanzfunktion: Waldstruktur und Bewirtschaftungsform – *Canonical functions: forest structure and cultivation system.*

Greifvogelhabitate strukturierter sind als die aufgenommenen Zufallspunkte. In Mittelwaldgebieten ist die Unterschicht stärker ausgeprägt und der Totholzanteil höher. In Hochwaldgebieten findet sich vermehrt mittelalte Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser zwischen 25 und 40 cm. Für beide ist ein hoher Anteil von Stieleichen wesentlich. Der zudem hohe Anteil an Quirleschen *(Fraxinus angustifolia)* in Hochwaldbetrieben dürfte mit den vorhandenen Monokulturen in Zusammenhang stehen, die in Mittelwaldgebieten nicht vorkommen.

3.5. Horstbaumwahl von Greifvögeln

Die Baumartenzusammensetzung in den untersuchten Greifvogelhabitaten hat keinen signifikanten Einfluss auf die Nistplatzwahl, doch zeigen sich in der Verteilung der Horstbaumarten deutliche Präferenzen (Abb. 6). An der oberen March ist die Quirlesche bestandsbildend. Stieleichen machen lediglich 12,3 % im Hochwald und 8,6 % im Mittelwald aus, werden jedoch zu 15,1 bzw. 29,8 % von Greifvögeln als Horstbaum gewählt. Ähnlich ist der Vergleich bei Pappeln *(Populus* sp.), die gerade einmal 2,9 % im Hoch- und 6,8 % im Mittelwald ausmachen, jedoch 5,5 bzw. 11,7 % der Horste tragen. Die Präferenz für Stieleichen ist im Hochwald nicht signifikant ($\chi^2 = 3{,}33$; $p = 0{,}564$), im Mittelwald hingegen höchst signifikant ($\chi^2 = 11{,}31$; $p = 0{,}001$).

Für die vorliegende Studie standen keine flächendeckenden Altersklassenkarten der Wälder zur Verfügung, weshalb über die Messung des Brusthöhendurchmessers (BHD) insgesamt fünf Baumstärkeklassen definiert wurden. Der Anteil im gesamten Waldbestand wurde über die Zufallspunkte erhoben. 79,3 % der Horstbäume weisen einen BHD über 40 cm auf, der Anteil im Gesamtbestand beträgt 43,6 %. Die Präferenz der Horst gestaltenden Greifvögel für Altholzbestände wird mit zunehmender Baumstärkeklasse noch deutlicher. 26,9 % der Horste liegen auf Bäumen mit einem BHD zwischen 60 und 80 cm, die 16,0 % des Baumbestandes bilden. Bäume über 80 cm werden

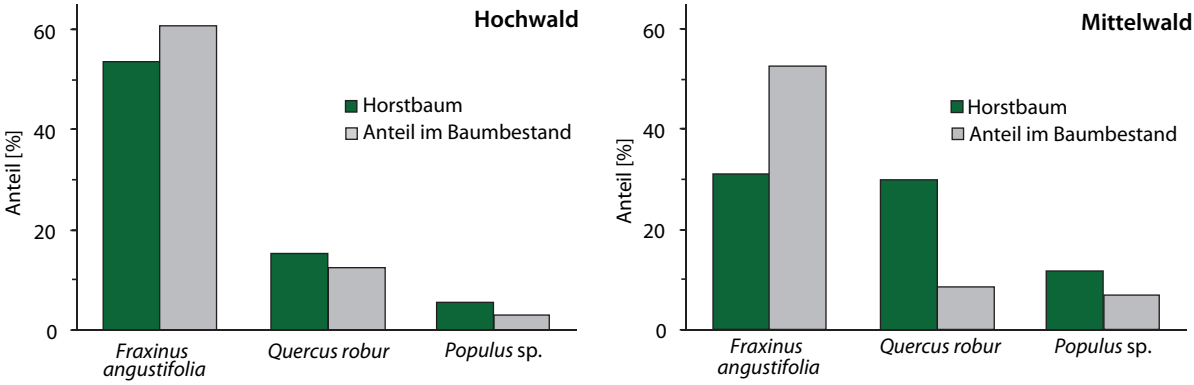

Abb. 6: Verteilung der 3 häufigsten Horstbaumarten und deren Anteil im Baumbestand unter Berücksichtigung der Waldwirtschaftsform (n=167) – *Distribution of the 3 most frequent species of trees and share oft the entire tree population considering the cultivation system (n=167).*

© Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und Partner; download www.do-g.de; www.zobodat.at

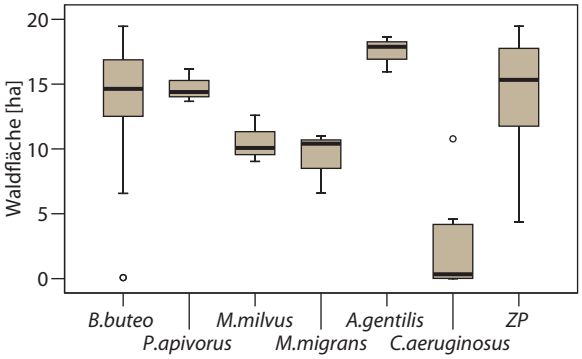

Abb. 7: Waldfläche [ha] im Makrohabitat (19,6 ha) der sechs häufigsten Greifvogelarten an der oberen March, im Vergleich zu den Zufallspunkten (ZP) (Stichprobenumfang siehe Tab. 3) – *Forest area [ha] in the macrohabitat (19.6 ha) of six most abundant birds of prey on the upper March, in comparison to the random points (ZP) (sample size see tab. 3).*

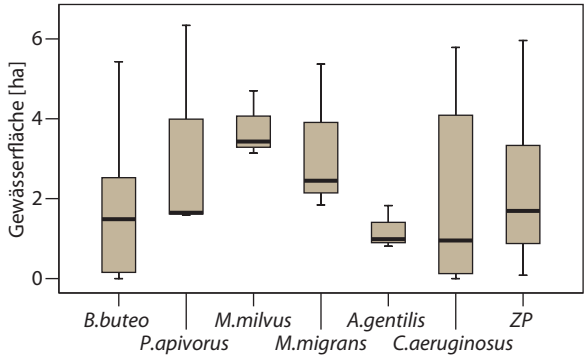

Abb. 8: Wasserfläche im Makrohabitat (19,6 ha) der sechs häufigsten Greifvogelarten an der oberen March, im Vergleich zu den Zufallspunkten – *Waterbodies [ha] in the macrohabitat (19.6 ha) of six most abundant birds of prey on the upper March, in comparison to random points (ZP).*

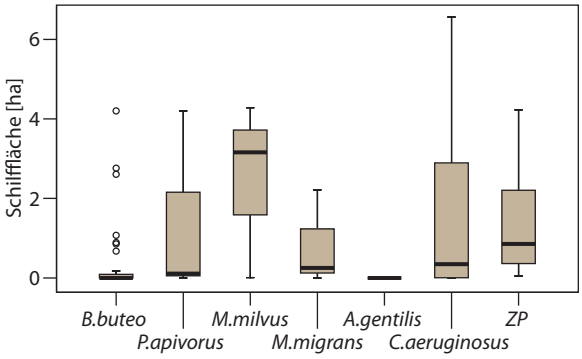

Abb. 9: Schilffläche im Makrohabitat (19,6 ha) der 6 häufigsten Greifvogelarten an der oberen March, im Vergleich zu den Zufallspunkten – *Cane brake [ha] in the macrohabitat (19.6 ha) of six most abundant birds of prey on the upper March, in comparison to random points (ZP).*

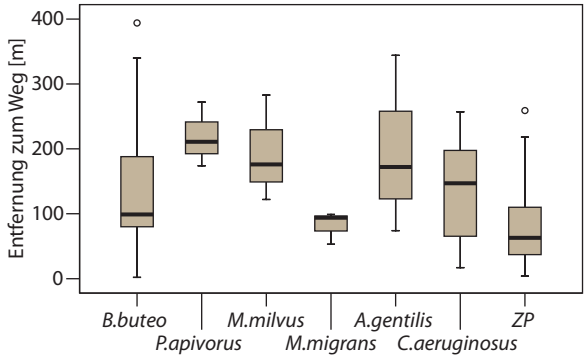

Abb. 10: Entfernungen zum nächsten Weg [m] der sechs häufigsten Greifvogelarten an der oberen March, im Vergleich zu den Zufallspunkten (ZP) – *Distance to the next pathway [m] of six most abundant birds of prey on the upper March, in comparison to random points (ZP).*

sogar in 16,6 % der Fälle gewählt, obwohl sie in einem geringen Anteil von 0,4 % zur Verfügung stehen.

3.6. Makrohabitatanalyse

Der Waldanteil ist ein wesentliches Kriterium für die Nistplatzwahl von baumbrütenden Greifvögeln. Der Habicht bevorzugt am stärksten dicht bewaldete Gebiete, die durchschnittliche Waldfläche im Makrohabitat beträgt 17,5 ha. Der Habicht brütet auch am weitesten im Waldesinneren, Horste liegen durchschnittlich 300 m vom Waldrand entfernt. Eine geringe Waldbedeckung weisen die Habitate von Rotmilan (10,6 ha im Makrohabitat) und Schwarzmilan (9,3 ha) auf (Abb. 7).

Der Mäusebussard meidet stark durchnässte Bereiche, die durchschnittliche Gewässerfläche im Makrohabitat misst 4,7 ha. Typische Bewohner der dynamischen Au sind dagegen Rotmilan (durchschnittlich 3,8 ha Wasserfläche im Makrohabitat) und Schwarzmilan (3,2 ha). Der Habicht nistet eher abseits der Wasserflächen, hingegen zeigen Rohrweihen eine Präferenz (Abb. 8). Als Bodenbrüter liegen bevorzugte Nistplätze vermehrt in Schilfgürteln (Abb. 9), die zeitweise vollkommen von Wasser umgeben sind.

Das Wegenetz stellt einen wichtigen Indikator für Störungen am Niststandort dar, dennoch können auch recht störungsanfällige Arten in der Nähe von Wegen brüten, sofern sie von Wasserflächen, Schilfgürteln oder einer dichten Strauchschicht vor einem direkten Zugang geschützt sind. Auffällig ist, dass die von Greifvögeln gewählten Nisthabitate weiter von Wegen entfernt liegen, als die Zufallspunkte (Abb. 10).

© Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und Partner; download www.do-g.de; www.zobodat.at

4. Diskussion

4.1. Greifvögel in einem österreichischen Kontext

Ein Vergleich der vorliegenden Daten aus dem nördlichen Teil der March-Auen von 2008 mit der Greifvogelstudie im Nationalpark Donauauen von Thoby (2006) ergibt, dass in den Donauauen mit 3,1 Horsten pro km² in einer Gesamtuntersuchungsfläche von 110 km² eine geringere Horstdichte vorherrscht, als an der oberen March (8,5 Horste/km²). Die Horstdichte spiegelt dabei nicht die vorhandene Greifvogeldichte wieder. Wird die Anzahl der besetzten Horste betrachtet, befanden sich 2005 in den Donauauen 1,2 besetzte Horste/km² und 2008 an der oberen March 4,0 besetzte Horste/km². Damit ist der Anteil an besetzten Horsten in den Donauauen mit 40,5 % geringer als jener im Untersuchungsgebiet mit 51,6 %. Die hohe Greifvogeldichte an der March im Vergleich zum Nationalpark Donauauen könnte mit der unterschiedlichen Flächenbilanz in Zusammenhang stehen. Beide Gebiete weisen einen Waldanteil von 60 % auf. Das Untersuchungsgebiet an der March setzt sich weiter aus 16 % Wiesen und Äckern, 8 % Gewässern (ohne der March) und 6 % Schilfflächen zusammen. Im Nationalpark Donauauen stehen dagegen 11 % Wiesen und Äcker sowie 4 % Gewässer (ohne der Donau) zur Verfügung, es gibt keine ausgedehnten Schilfflächen. Aus der unterschiedlichen Flächenbilanz ergibt sich ein unterschiedliches Nahrungsangebot, das als ausschlaggebender Faktor für die Greifvogeldichte in Frage kommt. Zudem ist der Auwald an der oberen March kleinräumiger gegliedert als der Nationalpark Donauauen. Die March-Auen können als ein außergewöhnliches Gebiet für Greifvögel eingestuft werden, was nicht nur die Brutpaardichte, sondern vor allem auch die nachgewiesene Artenzahl bestätigt. Seeadler, Kaiseradler, Rotmilan und Sakerfalke gelten in Österreich nach den IUCN-Kriterien (Frühauf 2005) als vom Aussterben bedrohte Arten, der Schwarzmilan als stark gefährdet. Für alle diese Arten sind störungsberuhigte Altholzbestände inmitten einer dynamischen, wiesenreichen Aulandschaft der entscheidende Lebensfaktor. Auch Wespenbussard, Habicht, Baumfalke und Rohrweihe stehen auf der Vorwarnliste, die anderen im Untersuchungsgebiet brütenden Greifvogelarten gelten als nicht gefährdet. In der Studie zum geplanten Nationalpark Donauauen von Gamauf & Herb (1990, 1993) waren auch Rotmilan, Rohrweihe und Sakerfalke als Brutvogel im Gebiet anzutreffen. In der Vergleichsstudie von Thoby (2006) fehlten diese Arten. Begründet wurde dies mit der Annahme, dass sie an offene Landschaften gebunden sind und im Vorland des Nationalparks brüten. Dafür brütete 2005 erstmals wieder ein Seeadler erfolgreich im Nationalpark, 2009 waren sogar drei Brutpaare an der Donau (Probst, pers. Mitt.). An der oberen March waren 2008 zumindest drei Rotmilanpaare direkt im Auwald anzutreffen und fünf Rohrweihenpaare in den Schilfgürteln am Waldrand oder im umliegenden Agrarland. Der Sakerfalke fehlt nach wie vor als Brutvogel, nutzt das Gebiet jedoch als Jagdareal. Dies könnte auf die umfangreichen Nistkastenprogramme in der Slowakei zurückzuführen sein. Zusammenfassend waren zwischen 1989 und 1992 noch zehn Greifvogelarten im Brutbestand des Nationalparks Donauauen, 2005 lediglich acht. Im Vergleich dazu beherbergen die nördlichen March-Auen 2008 immerhin neun Greifvogelarten, auf einer Fläche, die mit 19,7 km² gerade einmal 17,9 % des Nationalparks Donauauen (110 km²) ausmacht. Der Erhalt der zusammenhängenden Aulandschaft der Donau-March-Thaya-Auen ist damit ein wesentlicher Beitrag zum Greifvogelschutz in Österreich.

Mäusebussard

Die signifikant höhere Horstbesetzung im Jahr 2008 im Vergleich zur Brutsaison 1995 ist in beiden Wäldern allein auf die Zunahme des Mäusebussards zurückzuführen. Der Bestand hat sich verdoppelt. Doch ist besonders beim Mäusebussard auf enorme natürliche Schwankungen hinzuweisen (Bijlsma et al. 1993, Looft & Busche 1990, Newton 1979), die in erster Linie von Mäusegradationen abhängen. Mebs (1964) stellt in Rahmen seiner Untersuchungen zur Populationsdynamik des Mäusebussards eine deutliche Zunahme in mäusereichen Jahren fest. Die Siedlungsdichte des Mäusebussards kann um ein Fünftel größer sein als in anderen, mäuseärmeren Jahren. Entsprechend dem Nahrungsangebot kommt es zu unterschiedlichen Reviergrößen in unterschiedlichen Jahren, was jährlich schwankende Abstände zwischen den Mäusebussardhorsten mit sich bringt. Hohmann (1995) hat festgestellt, dass die Anzahl der Mäusebussarde nach einem Zusammenbruch der Feldmauspopulation von einem Jahr auf das Nächste um die Hälfte zurückgehen kann. Der Kleinsäugerbestand ist wiederum stark witterungsabhängig und kann in feuchten Jahren einbrechen, was direkte Auswirkungen auf den Mäusebussard zeigt. Die Vergleichsstudien von 1994 und 1995 wurden während hochwasserreichen Jahren durchgeführt. Es ist anzunehmen, dass die Kleinsäugerdichte dadurch niedriger war als in der Untersuchung von 2008. Nennenswerte Hochwässer sind im aktuellen Untersuchungszeitraum nicht aufgetreten. Der Mäusebussard profitiert auch indirekt von Kahlhieben. Die schlagartige Entblößung des Waldbodens begünstigt den üppigen Wachstum der Bodenvegetation und damit als Sekundäreffekt Mäusegradationen (Scherzinger 1996). Die Verdoppelung der Mäusebussardbrutpaare kann trotzdem nicht ausschließlich auf natürliche Schwankungen zurückgeführt werden, sondern dürfte auf eine allgemeine Zunahme im Untersuchungsgebiet hindeuten. An der March ist eine fortschreitende Entdynamisierung der Au zu verzeichnen (Zuna-Kratky & Thoby 2008). Verringert sich die Hochwasserdynamik im Auwald, steigt die Kleinsäugerdichte und liefert bessere Jagdbedingungen für den

© Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und Partner; download www.do-g.de; www.zobodat.at

Mäusebussard. Auch im tschechischen Soutok sind durch Abdämmung und Regulierung des March-Thaya-Winkels ehemals vom Hochwasser beeinflusste Flächen für den Mäusebussard zugänglich geworden (P. Horák in: Zuna-Kratky et. al. 2000). Um diese Vermutungen zu bekräftigen, bedarf es jedoch einer längerfristigen Beobachtung im Gesamtgebiet der March-Thaya-Auen.

Wespenbussard

Der Gesamtbestand des Wespenbussards in Österreich wird mit 1500 Brutpaaren angegeben (Mebs & Schmidt 2006) und erreicht in Auwaldgebieten die höchsten Siedlungsdichten. Das spiegeln auch die Daten aus dem Nationalpark Donauauen von Gamauf & Herb (1993) mit 22,1 Brutpaaren/100 km² wieder. Thoby (2006) konnte noch 11,8 Paare/100 km² feststellen. Für die March-Thaya-Auen wurden von Zuna-Kratky und Kürthy (1999) 8,6-10,3 Reviere/100 km² berechnet, wobei auf den gesamten österreichischen Teil 5-6 Brutpaare entfallen. An der oberen March wurden 3 Brutpaare kartiert. Das Untersuchungsgebiet beherbergt demnach einen wesentlichen Teil des Wespenbussardbestandes an der March.

Wenn der Wespenbussard aus den Winterquartieren zurückkehrt, sind viele geeignete Habitate schon von anderen Greifvogelarten besetzt, was der Grund für den häufigen Standortwechsel im Untersuchungsgebiet sein dürfte. Bisweilen war noch kein Wespenbussardhorst länger als eine Brutsaison in Folge besetzt (Zuna-Kratky, unpubl.). Während der Habicht den Wespenbussard als Vogeljäger verdrängt, steht er zum Mäusebussard in keiner Räuber-Beute-Beziehung. Kostrzewa (1996) berichtet, dass sich Wespenbussarde regelrecht zwischen Mäusebussardhorste hineinzwängen, was auch im Untersuchungsgebiet der Fall ist. Zwischen Wespenbussard und Mäusebussard wird nur ein geringer Mindestabstand von 167 m eingehalten.

Habicht

Wegen intensiver Verfolgung sind die Habichtbestände bis Mitte des 20. Jahrhunderts in vielen Ländern Europas zusammengebrochen. Der gesetzliche Schutz hat eine Erholungsphase eingeleitet, sodass sich in Österreich wieder 2.000-2.300 Brutpaare (Mebs & Schmidt 2006) angesiedelt haben. Hingegen ist der Habicht an der March ebenso wie in den Donauauen erneut rückläufig. Gamauf & Herb (1993) kartierten im Nationalpark Donauauen 16,4 Brutpaare/100 km², Thoby (2006) in der Vergleichsstudie nur 10,9 Brutpaare/100 km². Im WWF Reservat an der unteren March waren in den 90er Jahren noch 6 Brutpaare angesiedelt, während bei der Erhebung 2007 nur 3 besetzte Horste gefunden wurden (Zuna-Kratky & Thoby 2008). Dieser Rückgang in allen Teilgebieten kann nicht mit einer geänderten Waldbewirtschaftung oder Nahrungsverfügbarkeit erklärt werden. Ähnliche Ergebnisse zeigte auch ein Greifvogelmonitoring in Oberösterreich (Steiner & Deschka 2006), in dem zwischen 1990 und 2003 ein kontinuierlicher Rückgang von 8 auf 1 territoriales Paar auf einer Fläche von 250 km² zu verzeichnen war. Auch im Untersuchungsgebiet dürfte die Hauptrückgangsursache erneut die anthropogene Verfolgung sein. Hinweise darauf stammen vorwiegend aus der Bevölkerung. Vor allem kommen erneut in Feldern aufgestellte Krähenfallen zum Einsatz, die sehr verhängnisvoll für den Habicht sind. Es bleibt abzuwarten, wie sich die mit 2009 in Kraft getretene Niederösterreichische Beutegreiferverordnung auf den Habichtbestand auswirken wird. In den Jahren 2009 bis 2014 wird zwischen 1. Dezember und 31. Jänner der Abschuss von je 200 Mäusebussarden und 40 Habichten gestattet. Bisweilen ist der Abschuss des Habichts im Bezirk Gänserndorf noch nicht legitim, dagegen sind 20 Mäusebussarde freigegeben. Eine unmittelbare Auswirkung auf das Untersuchungsgebiet ist wegen der drohenden Verwechslungsgefahr zwischen Mäusebussard und Habicht sowie anderen Arten zu befürchten.

Schwarzmilan

Der Schwarzmilan gilt in Österreich im Gegensatz zum weltweiten Status als stark gefährdet, der Gesamtbestand beläuft sich auf 80 Brutpaare (Mebs & Schmidt 2006). Der Schwarzmilan gilt als Charaktervogel der Donauauen und war zwischen 1989 und 1992 mit einer Siedlungsdichte von 21,1 Paaren/100 km² vertreten (Gamauf & Herb 1993). 2005 lag die Anzahl bei 12,7 Paaren/100 km² (Thoby 2006). Trotzdem kommt dieser Population weiterhin eine nationale Bedeutung zu. Für die March-Thaya-Auen gaben Zuna-Kratky & Kürthy (1999) 6,2-8,3 Reviere/100 km² an, wobei insgesamt 7-10 Brutpaare auf Österreich entfallen. Die Zahlen bestätigen sich mit 3 Paaren auch in dieser Studie. Der Schwarzmilan nistet häufig in der Nähe von Graureiher- oder Kormoranbrutkolonien, weil er dort heruntergefallene Fische aufnehmen kann (Mebs & Schmidt 2006). Diese Beobachtung bestätigt sich auch im Untersuchungsgebiet, wo alle 3 gefundenen Horste direkt in solchen Fischfresserkolonien liegen. In Kombination mit der ohnehin bestehenden Reviertreue der Art erklärt sich, dass die bekannten Schwarzmilanreviere im Untersuchungsgebiet schon seit Jahren genutzt werden. Zusammenfassend entfallen ungefähr 20 % der aktuellen österreichischen Population des Schwarzmilans auf das Gesamtgebiet der Donau-March-Thaya-Auen.

Rotmilan

Der Rotmilan zählt in Österreich zu den vom Aussterben bedrohten Arten, der Gesamtbestand beläuft sich auf 5-10 Brutpaare (Mebs & Schmidt 2006). Die Wiederbesiedelung erfolgte im Laufe der 1980er Jahre, wobei er spätestens Anfang der 1990er Jahre auch die March-Thaya-Auen erreicht hat (Zuna-Kratky et al.

© Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und Partner; download www.do-g.de; www.zobodat.at

2000, Zuna-Kratky & Thoby 2008). Die Population von 3 Brutpaaren im Untersuchungsgebiet an der oberen March kann damit als national bedeutend, wenn nicht sogar als die wichtigste von ganz Ost-Österreich angesehen werden.

Rohrweihe

Der Gesamtbestand der Rohrweihe wird für Österreich auf 300-400 Brutpaare geschätzt (Mebs & Schmidt 2006). Im Gegensatz zu Korn- und Wiesenweihe, deren Brutbestände in ganz Mitteleuropa katastrophal abgenommen haben, zeigt die Rohrweihe in den Tieflandbereichen eine positive Entwicklung. Für die gesamten March-Thaya-Auen wurde von Zuna-Kratky & Kürthy (1999) eine Dichte von 12,1-15,5 Revieren/100 km² berechnet, insgesamt 15-20 Brutpaare entfallen auf den österreichischen Teil. An der oberen March scheint der Bestand mit 5 Brutpaaren seit nunmehr 15 Jahren stabil zu sein. Somit beherbergt das Untersuchungsgebiet zumindest ein Drittel der österreichischen Rohrweihenbrutpaare an der March. Ursprünglich brüteten Rohrweihen ausschließlich in Schilfgürteln an Gewässern, seit einigen Jahrzehnten nisten sie auch in Getreidefeldern. Zu ihrem Schutz müssen auf jeden Fall Altschilfbestände erhalten bleiben. Zusätzlich dazu sollten Schutzzonen in Getreidefeldern angedacht werden. Die Jungen sind durch die Ernte massiv gefährdet, lediglich ein Verzicht auf die Mahd des Niststandortes vor dem Flügge werden der Jungen kann den Brutverlust verhindern. Vergleichbare Artenhilfsprogramme in Kooperation mit den Landwirten haben in Deutschland zu erfreulichen Bestandszunahmen geführt (Busche 2002) und wären auch in Österreich sinnvoll.

Seeadler

In Österreich verschwand der Seeadler um 1945/1946 als Brutvogel und trat danach nur noch mit vereinzeltem Brutverdacht auf. Erst 2001 kam es wieder zu einem erfolgreichen Brutnachweis. Seit 2002 ist auch ein Seeadlerstandort im Untersuchungsgebiet bekannt, der 2008 ebenfalls besetzt war. 2008 waren in Ostösterreich insgesamt 7 Seeadlerbrutpaare anwesend, 3 davon haben erfolgreich gebrütet. Im gesamten Donau-March-Thaya Gebiet sowie im Seewinkel werden vom Seeadler Pappeln zur Horstanlage benutzt (Probst 2009). Insgesamt sind seit 2002 im Untersuchungsgebiet 4 Seeadlerhorste bekannt. Sie stammen alle vom selben Brutpaar und sind ausschließlich in alten Pappeln mit einem Brusthöhendurchmesser zwischen 96 und 162 cm angelegt. Seeadler brüten in Österreich ausschließlich in ausgedehnten Waldgebieten, Bruten in Windschutzstreifen oder auf Einzelbäumen sind bisher nicht bekannt (Probst 2009). Im Untersuchungsgebiet liegen alle Seeadlernester in derzeit außer Nutzen gestellten Gebieten oder im Mittelwald in Überschwemmungsflächen. Auf den Einsatz von Kunsthorsten wurde an der oberen March verzichtet.

Kaiseradler

Fast zwei Jahrhunderte lang galt der Kaiseradler in Österreich als ausgestorben. Dank der erfolgreichen Artenschutzmaßnahmen in Ungarn und der Slowakei kam es zu einer Ausweitung der Brutgebiete. Das erste Brutpaar auf österreichischem Staatsgebiet ließ sich 1999 im Burgenland nieder (Ranner 2006). Auch im Untersuchungsgebiet wurden im Frühjahr 2006 Kaiseradler beobachtet, die mehrere Tage in einem Horstschutzgebiet in einem kleinen Pappelbestand verweilt haben (T. Zuna-Kratky, unpubl.). Seit 2008 ist der Kaiseradler auch in Niederösterreich wieder heimisch. Nördlich von Hohenau an der March haben zwei Kaiseradlerpaare Horste errichtet, eines davon auch erfolgreich zwei Jungadler aufgezogen. Es bleibt zu hoffen, dass sich der Kaiseradler in Zukunft auch im Untersuchungsgebiet ansiedelt und eine stabile Kaiseradlerpopulation auf österreichischer Seite in den March-Thaya-Auen entsteht.

4.2. Greifvogelhorste an der March

Die Ansprüche von baumbrütenden Habichtartigen an den Horstbaum bzw. die unmittelbare Umgebung dürften sehr ähnlich sein, was zahlreiche Beobachtungen von Zwei- oder Dreifachwechsel des Brutvogels belegen (Zuna-Kratky, unpubl.). Auffällig ist ein zwischen 1994 und 1998 bestehender Horst, der vom Mäusebussard erbaut, vom Schwarzmilan bezogen und dann von Waldohreulen genutzt wurde. Ähnlich ein 1995 vom Wespenbussard errichteter Horst, der vom Waldkauz belegt und 2008 vom Mäusebussard bebrütet wurde. Auch Wechsel zwischen Schwarzstörchen und Greifvögeln sind bekannt. Seeadler nutzen in Österreich vor allem Horste des Schwarzstorch sowie Kunsthorste (Probst 2009). Auch an der March stammt ein vom Seeadler ausgebauter Horst ursprünglich vom Schwarzstorch. Im Winter kartierten Horsten konnte kein Erbauer zugeordnet werden. Selbst bei neu angelegten Horsten während der Brutzeit muss die angetroffene Art nicht zugleich der Erbauer sein. Teilweise erkämpfen sich Greifvögel ihren Nistplatz (Mammen & Stubbe 1996), oder der Horst wurde im Winter übersehen. Diese Phänomene waren ausschlaggebend, dass die Ansprüche an die Waldstruktur in unmittelbarer Horstumgebung nicht auf Artniveau betrachtet wurden, sondern nach Klein-, Mittel- und Großhorsten getrennt. Nach Kostrzewa (1987) liegen unbesetzte Horste innerhalb der Territoriengrenzen vorhandener Brutpaare. Die Reviergrößen verändern sich dabei entsprechend dem Nahrungsangebot (Mebs 1964). Diese Schwankungen dürften in Auwäldern, welche der Hochwasserdynamik unterliegen, besonders stark ausgeprägt sein. Auch werden neue Horste häufig als sogenannte Wechsel- oder Spielhorste angelegt und nicht zum Brüten genutzt (Mammen & Stubbe 1996). Diese Faktoren sind auch an der oberen March zu beobachten und dürften für die enorm hohe Horstdichte verantwortlich sein.

© Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und Partner; download www.do-g.de; www.zobodat.at

4.3. Einflüsse der Forstwirtschaft

Primäre Urwälder der Ebene und Hügelstufe sind aus Mitteleuropa verschwunden, damit auch echte Auen-Urwälder im Bereich der Hartholzauen. Urwälder sind von Natur aus sehr heterogen aufgebaut. Die Bewirtschaftung der Wälder homogenisiert die Bestände, nicht nur in ihrer Struktur, sondern auch in ihrer Artzusammensetzung (Kaplan 1999). Je größer die Einschlagfläche ist, desto eher bildet die Folgegeneration einschichtige, gleich gestaltete Bestände aus (Scherzinger & Schumacher 2004). Ein weiteres Charakteristikum für Urwälder ist liegendes und stehendes Totholz, das wichtige Strukturelemente bildet (Lazowski 1999). Nach Buchleitner (1994) kann der Mittelwald im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes als Bewirtschaftungsform angesehen werden, die Naturverträglichkeit nachhaltig gewährleistet. Der Mittelwald gehört zu den wenigen forstlichen Konzepten, die eine vertikale Schichtung, wie sie im Naturwald charakteristisch ist, erhält. Er zeichnet sich durch die Vielfalt von Waldentwicklungsphasen und das hohe Alter der Überhälter aus (Scherzinger 1996). Die Baumarten-Zusammensetzung ist vorwiegend nutzungsbedingt, wobei mittlerweile die Quirlesche gefördert wird. Die Stieleiche ist deutlich unterrepräsentiert, was zum Teil auf den starken Verbissdruck und das Eichensterben zurückzuführen ist (Lazowski 1999). Im Mittelwald dominiert die Steileiche noch in der dritten und ältesten Generation, die mittlere Generation besteht ausgeglichen aus Eichen und Eschen, während die erste und jüngste Generation ausschließlich von Quirleschen gebildet wird (Lazowski 1999). Nachdem die Stieleiche 29,8 % der Horstbäume im Mittelwald stellt (Abb. 6), gehen damit auch geeignete Nistplätze für Greifvögel zurück. Dazu kommt, dass potentielle Horstbäume nach Mammen & Stubbe (1996) ein Mindestalter von etwa 60 Jahren aufweisen, wobei von einem unterschiedlichen Mindestalter für verschiedene Baumarten ausgegangen wird. In der vorliegenden Studie wurden die Bäume nicht nach ihrem Alter, sondern nach ihrem Brusthöhendurchmesser klassifiziert, um eine Vergleichbarkeit der Baumarten zu gewährleisten. Die Präferenz für Althölzer hat sich auch an der March für alle Greifvogelarten bestätigt. Im Vergleich zu den vielen in einem Laub-Mischwald vorkommenden Bäumen sind damit nur wenige als Horstbaum geeignet, die freie Horstbaumwahl ist stark eingeschränkt (Mammen & Stubbe 1996). Diese Beobachtungen sollten auch bei der Waldwirtschaft berücksichtigt werden. Hochwälder und Mittelwälder stellen nicht nur in einer unterschiedlichen Anzahl und Dichte geeignete Horstbäume zur Verfügung, sondern sind zusätzlich von Störungen unterschiedlicher Häufigkeit und Intensität gekennzeichnet. Entsprechend der Umtriebszeit weisen die Bäume im Hochwald ein maximales Alter von 80 Jahren auf, dann werden sie im Zuge eines Kahlschlages auf einer Fläche von mehreren Hektar entfernt. Da keine Überhälter stehen bleiben, geht das Habitat für Greifvögel verloren. Inwiefern diese in das umliegende Gebiet ausweichen können, ist von geeigneten Horstbäumen, Konkurrenzphänomenen und Räuber-Beute-Beziehungen abhängig. Störungen durch die Forstwirtschaft beschränken sich dafür auf diese wenigen Holzeinschläge, während der restliche Baumbestand unberührt bleibt. Hingegen wird im Mittelwald sowohl Nutz- als auch Brennholz produziert, im Winter können laufend zahlreiche, wenn auch in der Flächenausdehnung kleine Holzeinschläge beobachtet werden. Entsprechend sind in den bäuerlichen Wäldern der Waldgenossenschaften mehr Störungen zu verzeichnen als im Hochwald. Im Mittelwald wird zwar das Füllholz in einer Umtriebszeit von etwa 35 Jahren entfernt, doch bleiben immer Überhälter stehen, die für forstwirtschaftlich genutzte Wälder ein erstaunliches Alter von 300-400 Jahren aufweisen können. Des Weiteren verstärkt sich durch die Hochwaldwirtschaft die Dominanz der Quirlesche, wohingegen andere Baumarten massiv unterdrückt werden. Die Anzahl der anzutreffenden Baumarten ist somit im Mittelwald höher (Waldarbeitsschulen 2004). Insbesondere sind alte Pappelbestände an der March nur noch in Mittelwaldgebieten sowie außer Nutzen gestellten Bereichen zu finden. Dazu kommt, dass der Hochwald einschichtig ist und kaum Totholz aufweist, während der Mittelwald deutlich strukturierter, zumeist dreischichtig aufgebaut ist, und stärker von Totholz geprägt ist. Im Zentrum der Naturschutzüberlegungen, die einen Erhalt dieser Strukturen forcieren, stehen Höhlenbrüter. In erster Linie soll eine Alt- und Totholzanreicherung zu einer Verbesserung der Lebensraumqualität für Spechte und sekundäre Nutzer wie Eulen beitragen (Scherzinger 2003, 2004, Scherzinger & Schumacher 2004). Folglich ist primär von keinem Einfluss dieser Faktoren auf Greifvögel zu sprechen, sehr wohl aber sekundär. Einerseits müssen wegen der Größe und des Gewichtes mancher Greifvogelhorste entsprechend alte, stabile Bäume zur Verfügung stehen, wie sie nur in Altholzbeständen vorhanden sind. Andererseits macht eine ausgeprägte Strauchschicht Wälder schwer zugänglich und kann somit zusammen mit einem hohen Totholzanteil als Indikator für störungsarme Habitate angesehen werden. Die erhobenen Daten in den March-Auen belegen, dass Greifvögel Altholzbestände mit einem hohen Totholzanteil bevorzugen und in stärker strukturierten Waldgebieten mit einer ausgeprägten, vertikalen Schichtung anzutreffen sind. Diese Habitatansprüche können sowohl Hoch- als auch Mittelwaldgebiete erfüllen. Unterschiede ergeben sich jedoch in der Verteilung der verfügbaren Flächen. Während in Hochwaldgebieten die genannten Strukturen konzentriert in alten Baumbestände zu finden sind, sind sie in Mittelwaldgebieten gleichmäßiger verteilt. Dank der vorhandenen Überhälter können die Faktoren unabhängig vom umliegenden Bestandsalter erfüllt werden. Zuletzt sind im Mittelwald deutlich mehr Großhorste als in Hochwaldgebieten zu finden, was wiederum mit dem

© Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und Partner; download www.do-g.de; www.zobodat.at

höheren Alter von Einzelbäumen in Zusammenhang steht. Großhorste sind in erster Linie für reviertreue Arten (z. B. den Habicht) von Bedeutung, die viele Jahre in Folge denselben Horst benutzen. Auch See- und Kaiseradler sowie der Schwarzstorch sind auf Großhorste angewiesen. Die Bedeutung von Großhorsten zeigt nicht nur die hohe Besetzungsrate, sondern auch die Anzahl der erfolgreich bebrüteten Horste mit 65,2 %. Bezüglich Störungen durch die Forstwirtschaft ergeben sich bei den Greifvogeldichten kaum Unterschiede zwischen Hoch- und Mittelwaldgebieten. Störungsanfällige Arten kommen in beiden Gebieten vor.

4.4. Schutzempfehlungen

Für einen nachhaltigen Greifvogelschutz im Wirtschaftswald sollte die Erhaltung von Überhältern angestrebt werden. Der Überhälter-Betrieb schafft zwar kahlschlagartige Verhältnisse, durch den Verbleib einzelner Bäume kann sich trotzdem eine vielfältige Verjüngung einstellen. Die Überhälter werden nicht nur von Höhlenbrütern wie dem Schwarzspecht (*Dryocopus maritus*), sondern auch von Mäusebussard, See- und Kaiseradler sowie dem Schwarzstorch als Brutplatz bevorzugt (Scherzinger 1996). Neben geeigneten Horstbäumen entstehen durch diese Wirtschaftsform auch strukturierte Randlinien zwischen Altholz und Schlagfläche, die z.B. wesentliche Jagdwarten für den Habicht bieten (Scherzinger 1996). Eine für Greifvögel geeignete Alternative zum Überhälter-Betrieb könnte auch der Schirmschlag darstellen. Dabei wird das Kronendach so weit geöffnet, dass der Waldboden ausreichend Licht erhält und eine lockere Überschirmung durch belassene Altbäume erhalten bleibt (Waldarbeitsschulen 2004). Die Altbäume liefern das Samenpotential und werden nach Erstarkung der Folgegeneration schrittweise entnommen, sodass zunächst mittelwaldartige, dann Überhälterstrukturen entstehen. Insbesondere der frisch gelichtete Schirmschlag bietet Lebensraum für typische Auwaldarten wie Schwarz- und Rotmilan sowie den Habicht (Scherzinger 1996). Von der bisher überwiegend zur Anwendung gekommenen Kahlschlagwirtschaft profitiert einzig der Mäusebussard, der in Bezug auf Greifvogelschutz nicht vorrangig ist. Deshalb sollten alternative Konzepte für den Wirtschaftswald an der March angedacht werden, um dieses außergewöhnliche Gebiet für Greifvögel zu erhalten. Um die Einflüsse der Forstwirtschaft auf den Greifvogelbestand in seiner Komplexität zu analysieren bedarf es aber einer größeren Untersuchungsfläche sowie einer längeren Untersuchungsperiode. Die Auswertungen haben dennoch deutlich gezeigt, dass Stieleichen und Pappeln die wichtigsten Horstbäume bilden. Diese Baumarten sind derzeit im Mittelwald häufiger vorhanden als in Hochwald, doch ist die Tendenz rückläufig. Stieleichenüberhälter und alte Pappelbestände sollten daher in den March-Auen unabhängig von der Hoch- oder Mittelwaldwirtschaft nicht nur erhalten sondern erneut gefördert werden. Sie bieten vielen gefährdeten Greifvogelarten in Österreich einen geeigneten Horstbaum.

Dank. Besonderer Dank gilt Anita Gamauf (Naturhistorisches Museum Wien) für die wertvolle Hilfe bei der Literatursuche, Hans Jörg Damm, Christian Kellner und Karl Gass für die Einsicht in die Forstkarten, sowie dem Verein AURING, der die Beringungsstation Hohenau-Ringelsdorf als Quartier zur Verfügung gestellt hat. Die zur Auswertung erforderlichen Orthofotos wurden von der Landesverwaltung Niederösterreich (Abteilung für Vermessung und Geoinformation) bereitgestellt. Die Diplomarbeit wurde mit dem Förderstipendium 2008 der Universität Wien finanziert.

5. Zusammenfassung

Zwischen Januar und Juli 2008 wurden im March-Auwald zwischen Hohenau und Drösing im niederösterreichischen Bezirk Gänserndorf (19,7 km^2) systematisch Greifvogelhorste kartiert, und auf Besetzung und Bruterfolg kontrolliert. Im weitgehend geschlossenen Waldgebiet sind zwei unterschiedliche Forstwirtschaftsformen vorrangig. Der nördliche Teil wird als Hochwald (960 ha) geführt, der südliche Teil als Mittel- und Niederwald (1010 ha). Analysen zur Waldstruktur rund um jeden Horstplatz (Mikrohabitat, r=15 m, 706,5 m^2), sowie zum Anteil verschiedener Biotoptypen im Kernbereich der Greifvogelreviere (Makrohabitat, r=250 m, 19,6 ha) geben Aufschluss, welche Faktoren die Verbreitung der Greifvögel in den March-Auen beeinflussen. Um einen repräsentativen Querschnitt des vorhandenen Strukturangebots zu erhalten, wurden die Erhebungen in gleicher Art auf 50 zufällig bestimmten Flächen wiederholt. Die erhobenen Daten zur Habitatwahl wurden in einem geographischen Informationssystem ausgewertet. Insgesamt wurden 167 Horste kartiert, davon waren 57 von Greifvögeln besetzt. Die häufigste Art ist der Mäusebussard (*Buteo buteo)* mit 34 besetzten Horsten, gefolgt von der Rohrweihe (*Circus aeroginosus)* mit 5-6 Brutpaaren. Der Rotmilanbestand (*Milvus milvus)* von 3 Brutpaaren ist von nationaler Bedeutung. Schwarzmilan (*Milvus migrans)*, Wespenbussard (*Pernis apivorus)* und Habicht (*Accipiter gentilis)* sind mit je 3 Brutpaaren, Turmfalke (*Falco tinnunculus)* und Baumfalke (*Falco subbuteo)* mit je 2 Brutpaaren vertreten. Seit 2002 brütet auch ein Seeadlerpaar (*Haliaeetus albicilla)* erfolgreich im Untersuchungsgebiet. Zusätzlich brüten Sperber (*Accipiter nisus),* Sakerfalke (*Falco cherrug)* und Kaiseradler (*Aquila heliaca)* in den umliegenden Flächen. Die Greifvogelbestände sind seit den 1990er Jahren weitgehend stabil. Allein beim Mäusebussard ist eine Bestandszunahme zu verzeichnen, die auf natürliche Schwankungen entsprechend der Mäusegradation und auf eine Entdynamisierung der Au zurückzuführen ist. Die vorgefundenen Siedlungsdichten der Greifvögel an der March sind auch in einem mitteleuropäischen Vergleich als hoch einzustufen. Die Habitatanalyse hat gezeigt, dass Greifvögel Stieleichenüberhälter und zusammenhängende, alte Pappelkulturen als Horstbäume bevorzugen. Diese Baumarten finden sich im Mittelwald häufiger als im Hochwald. Auch sind im Mittelwald mehr Großhorste zu finden, die wertvoll für Seeadler und Kaiseradler, sowie den Schwarzstorch sind.

© Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und Partner; download www.do-g.de; www.zobodat.at

Darüber hinaus bevorzugen Greifvögel strukturierte Altholzbestände mit einer ausgeprägten vertikalen Schichtung und einem hohen Totholzanteil. Diese Strukturen deuten auf einen geringen forstlichen Nutzen und dadurch eine geringe menschliche Störung der Nistplätze hin. Die genannten Kriterien erfüllen insbesondere eingerichtete Horstschutzgebiete, die frei von forstlicher Nutzung sind. Die Ausdehnung der Altholzbestände, die Reduzierung von Störungen durch den Menschen sowie die Dynamisierung der Au durch Revitalisierungsprojekte sind wichtige Schritte für einen langfristigen Erhalt der vielfältigen Greifvogelfauna der March-Auen.

6. Literatur

Bijlsma RG & Blomert AM 1993: Ecologische Atlas van de Nederlandse Roofvogels. Verlag Schuyt &Co., Haarlem, The Netherlands, 350 S.

Buchleitner E 1994: Resümeepapier Wald und Forstwirtschaft im Rahmen des Ramsar-Konzepts für die March-Thaya-Auen. Distelverein, Orth/Donau.

Busche G 2002: Zur Bestandsentwicklung der Rohrweihe *Circus aeruginosus* im Westen Schleswig-Holsteins 1980 bis 2000. Corax 18: 405-414.

Frühauf J 2005: Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Zulka, K.P. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs (Teil 1). Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band 14/1, Böhlau Verlag, Wien, Köln, Weimar, S. 63-165.

Gamauf A & Herb B 1993: Situation der Greifvogelfauna im geplanten Nationalpark Donau-Auen. Endbericht. Betriebsgesellschaft Marchfeldkanal Nationalpark Donau-Auen, Wolkersdorf.

Hohmann U 1995: Untersuchungen zur Raumnutzung und zur Brutbiologie des Mäusebussards *(Buteo buteo)* im Westen Schleswig-Holsteins. Corax 16: 94-104.

Kaplan M 1999: Zwischen Wald und Forst. In: Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien: 283-290.

Kostrzewa A 1985: Zur Biologie des Wespenbussards *(Pernis apivorus)* in Teilen der Niederrheinischen Bucht mit besonderen Anmerkungen zur Methodik bei Greifvogeluntersuchungen. Ökologie der Vögel 7/1: 113-134.

Kostrzewa A 1987: Nistplatzangebot als limitierender Faktor bei Greifvögeln. Ökologie der Vögel 9: 113-117.

Kostrzewa A 1988: Die Beeinträchtigung von Greifvogelhabitaten durch anthropogene Einflüsse. Untersuchung in der Niederrheinischen Bucht. Natur und Landschaft 63: 272-276.

Kostrzewa R & Kostrzewa A 1993: Der Turmfalke. Überlebensstrategien eines Greifvogels. Aula Verlag, Wiesbaden.

Lazowski W 1997: Auen in Österreich. Vegetation, Landschaft und Naturschutz. Monographien Bd. 81. Umweltbundesamt, Wien.

Lazowski W 1999: Auwald. In: Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien: 129-155.

Looft V & Busche G 1990: Vogelwelt Schleswig-Holstein. Greifvögel. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster.

Mammen U & Stubbe M 1996: Der Greifvogelhorst in seiner populationsökologischen Bedeutung. Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 3: 87-111.

Mebs T 1964: Zur Biologie und Populationsdynamik des Mäusebussards *(Buteo buteo)*. Unter besonderer Berücksichtigung der Abhängigkeit vom Massenwechsel der Feldmaus *(Microtus arvalis)*. J.Ornithol. 105/3: 247-306.

Mebs T & Schmidt D 2006: Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Kosmos, Stuttgart.

Newton I 1979: Population ecology of raptors. Poyser, Berkhamsted/UK.

Probst R 2009: Der Seeadler *(Haliaeetus albicilla)* in Österreich: Das WWF Österreich Seeadlerprojekt. Denisia 27: 29-50.

Ranner A 2006: Die aktuelle Situation des Kaiseradlers *(Aquila heliaca)* in Österreich. In: Gamauf A & Berg HM (Hrsg.), Greifvögel und Eulen in Österreich. Naturhistorisches Museum, Wien: 27-35.

Scherzinger W & Schumacher H 2004: Der Einfluss forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Vogelwelt. Eine Übersicht. Vogelwelt 125: 215-250.

Scherzinger W 1996: Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer, Stuttgart. 447 S.

Scherzinger W 2003: Wieweit entsprechen die Habitatansprüche waldbewohnender Eulen dem Lebensraumangebot europäischer Wälder? Vogelwelt 124: 213-221.

Scherzinger W 2004: Rauhfußkauz, Sperlingskauz & Co. Wie reagieren waldbewohnende Eulenarten auf ein durch Forstwirtschaft verändertes Lebensraumangebot? Vogelwelt 125: 297-308.

Steiner H 1998: Wald und Greifvögel – Lebensraumqualität im fragmentierten Wald, Räuber-Beute-Beziehung und Grundlagen für ein Naturschutzmanagement. Salzburg, Diss. Univ. Salzburg.

Steiner H & Deschka C 2006: Integriertes Greifvogel-Monitoring 1990 bis 2003 in Oberösterreich. In: Gamauf A, Berg HM (Hrsg.): Greifvögel und Eulen in Österreich. Naturhistorisches Museum, Wien: 113-142.

Thoby A 2006: Veränderungen der Greifvogelfauna in den Donau-Auen östlich von Wien, am Beispiel der Wälder im Gebiet des Nationalpark Donau-Auen. Wien, Diplomarb. Univ. Wien.

Waldarbeitsschulen der Bundesrepublik Deutschland Hrsg. 2004: Der Forstwirt. Ulmer, Stuttgart.

Zuna-Kratky T & Craig M 1994: Ergebnisse der Horstkartierung im „Fürstenwald" in den oberen Marchauen zwischen Hohenau und der Zaya 1994. Distelverein, Orth/Donau.

Zuna-Kratky T 1995a: Der Bestand von Schreit- und Greifvögeln im „Fürstenwald" in den oberen Marchauen im Jahr 1995. Distelverein, Orth/Donau.

Zuna-Kratky T 1995b: Ergebnisse der Horstkartierung im „Drösinger Wald" in den oberen Marchauen zwischen der Zaya und Sierndorf im Jahr 1995. Distelverein, Orth/Donau.

Zuna-Kratky T, Kalivodová E, Kürthy A, Horal D & Horák P 2000: Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzgebiet. Distelverein, Deutsch-Wagram.

Zuna-Kratky T & Kürthy A 1999: Mehrjährige Greifvogelerhebung in den unteren March-Thaya-Auen im Österreichisch-Slowakischen Grenzgebiet. Egretta 42: 17-29.

Zuna-Kratky T & Thoby A 2008: Brutvorkommen von Schreitvögeln und Greifvögeln im Naturreservat Marchauen an der unteren March zwischen Zwerndorf und Marchegg. Im Auftrag des WWF Österreich, Wien.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Vogelwarte - Zeitschrift für Vogelkunde

Jahr/Year: 2010

Band/Volume: 48_2010

Autor(en)/Author(s): Sumasgutner Petra, Zuna-Kratky Thomas, Krenn Harald W.

Artikel/Article: Einfluss der Waldstruktur auf die Nistplatzwahl von Greifvögeln in den March-Auen/Niederösterreich 81-95