



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

„Greifvögel in den March-Thaya-Auen
Bestandsveränderungen und Habitatwahl“

angestrebter akademischer Grad

Magistra der Naturwissenschaften (Mag. rer.nat.)

Verfasserin:	Petra Sumasgutner
Matrikel-Nummer:	0274027
Studienrichtung (lt. Studienblatt):	Lehramtsstudium UF Biologie und Umweltkunde
Betreuer:	Univ.-Prof. Mag. Dr. Harald Krenn

Wien, im März 2009

Danksagung

Mein Dank gilt allen voran DI Thomas Zuna-Kratky für die fachliche Beratung, die zur Verfügung gestellten Daten und die freundschaftliche Zusammenarbeit, ohne die diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Ein besonderer Dank gilt Univ.-Prof. Mag. Dr. Harald Krenn für die Übernahme dieser Diplomarbeit, die intensive Betreuung und die Unterstützung und das Interesse an meinem Fachgebiet. Beide haben mir die March-Thaya-Auen und die Ornithologie auf eine ganz besondere Weise vermittelt, und waren maßgeblich daran beteiligt, dass eine derartige Begeisterung für das Gebiet entstanden ist. Von Anfang an war mir Dr. Anita Gamauf ein wertvoller Ansprechpartner. Danke für die vielen Literaturhinweise und Informationen, sowie die motivierenden Gespräche während der Datenauswertung. Bedanken möchte ich mich auch bei Dr. Remo Probst für einen besonderen Einblick in das Leben des Seeadlers und die professionellen Korrekturvorschläge, sowie bei Franz Schüttelkopf, der mir über die Falknerei einen neuen und spannenden Zugang zu Greifvögeln ermöglicht hat.

Der Verein AURING stellte mir die Beringungsstation als Quartier zur Verfügung, mein Dank gilt im speziellen DI Ute Nüsken für das monatelang zur Verfügung gestellte Spektiv. Beides hat mir die Datenaufnahme erheblich erleichtert. Ein Dankeschön auch an Dir. DI Hans Jörg Damm, Fö. Ing. Christian Kellner und Karl Gass für die Einsicht in die Forstkarten. Bedanken möchte ich mich ganz herzlich bei Matthias Schmidt, für die geduldigen Erklärungen und die mehrmalige Rettung der GIS-Auswertungen, auch die Statistik-Kenntnisse von Mag. Gabor Wichmann und Dr. Irene Zweimüller waren sehr hilfreich. Danke auch an Theresa Floimayr und Mag. Stefan Eberhard für die Korrektur des Abstracts.

Nicht zuletzt möchte ich meinen Dank an meine Eltern Karl und Christiane aussprechen, die mich in allen Lebenslagen unterstützt haben, und mir das schöne Studium der Biologie ermöglicht haben. Danke auch an meine Schwestern Eva und Andrea, für den Mut und die Kraft die sie mir selbst über die Entfernung geschenkt haben. Ebenso an meinen Freund Georg, für die Hilfe bei den Habitatkartierungen, das Interesse an meiner Arbeit und die endlose Geduld besonders während der intensiven Arbeitsphase im Zuge meiner Diplomarbeit.

Inhaltsverzeichnis

Abstract	7
1. Einleitung	9
2. Material und Methode	13
2.1. Untersuchungsgebiet	13
2.1.1. Lage	13
2.1.2. Hydrologie und Klima	14
2.1.3. Geologie und Boden	15
2.1.4. Vegetation der March-Thaya-Auen	16
2.1.5. Forstwirtschaft	17
2.2. Datenaufnahme	20
2.2.1. Horstkataster	21
2.2.2. Habitatanalyse	23
2.2.3. Statistik und Kartografie	26
3. Ergebnisse	27
3.1. Ergebnisse der Greifvogelkartierung 2008	27
3.1.1. Horstverteilung 2008	27
3.1.2. Horstbesetzung 2008	29
3.1.3. Brutbestand und Siedlungsdichte der Greifvogelarten 2008	31
3.2. Untersuchung der Bestandsveränderungen zwischen 1995 und 2008	33
3.2.1. Vorhandene, besetzte und erfolgreiche Horste	33
3.2.2. Veränderung der Greif- und Großvogelbestände	34
3.3. Mikrohabitatanalyse	37
3.3.1. Baumartenzusammensetzung	37
3.3.2. Waldstruktur	39
3.3.3. Horstbaumwahl der Greifvögel	42
3.3.4. Brusthöhendurchmesser der Horstbäume	43
3.4. Habitatwahl und Raumverteilung von ausgewählten Greifvogelarten (Makrohabitatanalyse)	46
3.4.1. Vergleich der Biotoptypen im Makrohabitat von Greifvögeln	46
3.4.2. <i>Nearest Neighbour Distance</i> (NND)	51
3.4.3. Mäusebussard	52
3.4.4. Wespenbussard	57
3.4.5. Habicht	59
3.4.6. Schwarzmilan	61
3.4.7. Rotmilan	64

3.4.8. Rohrweihe	67
4. Diskussion	71
4.1. Greifvögel in einem österreichischen Kontext	71
4.1.1. Greifvögel in den Donau-March-Thaya-Auen	72
4.1.2. Vergleich zum Nationalpark Donauauen	73
4.1.3. Vergleich zum Naturreservat Marchauen an der unteren March	74
4.2. Siedlungsdichten und mögliche Bestandsentwicklung der Greifvogelarten	76
4.2.1. Mäusebussard	76
4.2.2. Wespenbussard	79
4.2.3. Habicht	80
4.2.4. Schwarzmilan	81
4.2.5. Rotmilan	82
4.2.6. Rohrweihe	84
4.2.7. Seltene Greifvogelarten an der oberen March	85
4.2.8. Andere Großvogelarten an der oberen March	89
4.3. Hoch- und Mittelwald	93
4.4. Greifvogelschutz	94
4.4.1. Horstschutzgebiet und Gewässerstreifenprogramm/Zistersdorfer Wald	94
4.4.2. Einzelhorstbaumschutz/Drösinger Wald	96
4.4.3. Verträge zur Graureiher- und Kormorankolonie/Drösinger Wald	97
4.4.4. Projekt Horstschutzgebiet Großer Schlamensee/Fürstenwald im Rahmen von LIFE II „Wasserwelt March-Thaya-Auen“	98
4.4.5. Projekt Horstschutzgebiet Große Lacke/Fürstenwald	99
4.4.6. Ausblick – Niederösterreichische Beutegreiferverordnung	100
5. Zusammenfassung	105
6. Literaturverzeichnis	107
7. Abkürzungsverzeichnis und Glossar	113
8. Anhang	115
9. Curriculum vitae	123

Abstract

Birds of prey in the March-Thaya flood-plain forests

– Population dynamics and habitat structure

It is well known that birds of prey are important indicator species of an intact environment. The diversity, abundance and habitat of breeding raptors in the Austrian March-Thaya flood-plain forests, located in the border area between Austria, Slovakia and the Czech Republic, were studied in 2008. The study area (19.7 km²) had not been explored by ornithologists until the 1990s due to the considerable flood dynamics and the subsequent limited accessibility. The objective of the study was to compare the current status of a range of predatory birds with the findings of ZUNA-KRATKY & CRAIG (1994) and ZUNA-KRATKY (1995a, 1995b). Additionally, a field study was conducted to explore the influence of landscape characteristics and vegetation structure on the habitat choices of birds of prey. The ultimate purpose of this investigation was to evaluate the sanctuaries for birds of prey established in 1999 and to find out whether the declaration of nesting trees as protective sites was an efficient and effective way of protecting predatory birds or whether the underlying criteria needed to be reassessed.

The field study was performed between January and July 2008 between Hohenau and Drösing (Lower Austria), consisting of two reference areas of comparable size (about 1000 hectares) but with different cultivation techniques (high forest and middle forest cultivation). Aeries were mapped along transects between 50m intervals, and 167 were found in total. 57 out of 167 aeries were occupied by birds of prey. Additionally, eleven were inhabited by the White Stork (*Ciconia ciconia*), six by the Black Stork (*Ciconia nigra*) and another seven by crows (*Corvus corone*). 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 significant 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*), Saker Falcon (*Falco cherrug*) and the Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) were not found 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 form of cultivation. Furthermore, the research showed that the preferred area of Grey Heron (*Ardea cinerea*) colonies is also a suitable habitat for birds of prey.

The data concerning the habitat structure were analyzed in a Geographic Information System (GIS) and indicate the March-Thaya 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 woody litter, far away from paths or protected by dense shrub and underlayer. 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.

Key words: raptors, population dynamics, habitat structure, density, March-Thaya flood-plain-forests, monitoring, conservation

Kapitel 1

Einleitung

Aufgrund ihrer Lage an den Grenzen von Österreich, Tschechien und der Slowakei sowie den erschwerten Erfassungsmöglichkeiten durch eine ausgeprägte Hochwasserdynamik sind die March-Thaya-Auen erst seit den 90er Jahren ornithologisch untersucht. Eine erste Studie wurde zwar schon 1962 von WARNCKE durchgeführt, doch liefert sie noch keine detaillierten Daten zum Vorkommen der Brutvögel, Wintergäste und Durchzügler wie es neuere Studien (ZUNA-KRATKY & CRAIG 1994, ZUNA-KRATKY 1995a, 1995b) tun. Dabei sind wissenschaftliche Erkenntnisse gewonnen worden, die auch naturschutzpolitisch relevant waren, um Naturschutzvorhaben in den Regionen umzusetzen. Mittlerweile wurden mehrere Naturschutzgebiete in den March-Thaya-Auen installiert und zwei LIFE-Projekte durchgeführt, das „Ramsar Management March-Thaya-Auen“ (LIFE I, 1995-1998) sowie die „Wasserwelt March-Thaya-Auen“ (LIFE II, 1998-2003). In den letzten 13 Jahren wurden Greifvogelerhebungen lediglich lokal durchgeführt oder beruhten auf Beobachtungen von zufällig entdeckten Horsten. Eine erneute flächendeckende Untersuchung soll Aufschluss darüber geben, wie sich die Greifvogelbestände und das Artenspektrum in der Zwischenzeit entwickelt haben, und ob insbesondere die in Österreich vom Aussterben bedrohten Arten den Weg zurück in die March-Thaya-Auen gefunden 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 Anwesenheit integrierend angeben (KOSTRZEWA 1988). Wobei die korrekte Beurteilung der

Qualität eines Lebensraumes den Schlüssel für einen erfolgreichen Greifvogelschutz darstellt (STEINER 1998). Schon 1988 wurde ein für Deutschland und Österreich geltendes Monitoring für Greifvögel und Eulen ins Leben gerufen (MAMMEN & STUBBE 1999, 2004) um flächendeckende Bestandsaufnahmen dieser Familien durchzuführen. Doch existieren bisweilen vergleichsweise wenige Arbeiten, die sich damit beschäftigen, welche landschaftlichen und vegetationsökologischen Strukturen geeignete Habitate für Greifvögel in Österreich bieten (u.a. GAMAUF & HERB 1990, 1993, STEINER 1998, THOBY 2006). Habitatanalysen konzentrieren sich zumeist auf eine einzelne Art oder auf einen kleinen Ausschnitt der Greifvogelzönose. So liegen in erster Linie Studien zur Habitatwahl des Mäusebussards (u.a. HOHMANN 1995, SCHINDLER 2002, STEINER 1999) und zur Einnischung der sympatrischen Arten, wie Mäusebussard, Wespenbussard und Habicht vor (u.a. GAMAUF 1988, KOSTREZEWA 1987, 1989, 1996, KRÜGER 2002a, 2002b). Ausführlich diskutiert wird auch der Einfluss der Waldfragmentierung auf einzelne Arten, wie Sperber, Habicht oder Wespenbussard (u.a. DESCHKA 2002, KENWARD 2006, STEINER 2000a, 2000b). Außerdem liegen Vergleiche zwischen den Habitatansprüchen Wald bewohnender Eulen und dem Lebensraumangebot in europäischen Wäldern vor (SCHERZINGER 2003, 2004). Studien zu einem möglichen Einfluss der unterschiedlichen Waldwirtschaftsformen, insbesondere der Hoch- und Mittelwaldbetriebe, auf das Verbreitungsmuster und die Bestandsentwicklung der Greifvögel fehlen. Dargestellt wird die Einflussnahme der Forstwirtschaft zur Durchsetzung von Nationalparkanliegen, wobei es hier um eine vollständige Einstellung der Bewirtschaftung geht (WOLF & HERB 1989, GAMAUF & HERB 1990, 1993). Doch reicht die beschränkte Fläche an Schutzgebieten und nutzungsfreien Waldgebieten für die Bestandssicherung sensibler oder spezialisierter Vogelarten keineswegs aus (SCHERZINGER & SCHUHMACHER 2004). Das gilt insbesondere für Arten mit einem hohen Raumbedarf, wie See- und Kaiseradler. Das Überleben der waldspezifischen Artenvielfalt wird viel mehr im Wirtschaftswald entschieden. Deshalb akzeptiert zeitgemäßer Natur- und Vogelschutz auch die forstliche Nutzung, sofern sie ökonomisch, ökologisch und sozial nachhaltig erfolgt (SCHERZINGER & SCHUHMACHER 2004,

SCHERZINGER 1996). Schwerpunkt dieser Arbeit ist aufgrund dessen die Untersuchung der von Greifvögeln gewählten Habitate. Umfassende Analysen zur Waldstrukturierung rund um den Horstplatz (Mikrohabitat), sowie zum Anteil verschiedener Biotoptypen im Kernbereich der Greifvogelreviere (Makrohabitat) und Abstände zum Waldrand, Wiesen- und Ackerflächen, Gewässern, Siedlungsräumen und dem Wegenetz geben Aufschluss darüber, welche Faktoren die Verbreitung der Greifvögel in den March-Thaya-Auen beeinflussen. Dazu kommen Phänomene der intra- und interspezifischen Konkurrenz sowie Räuber-Beute-Beziehungen, welche ebenso Auswirkungen auf die Artzusammensetzung und Verteilung zeigen.

Naturnähe stellt ein neues Qualitätsziel im Wirtschaftswald dar (SCHERZINGER 1996). Für eine Beurteilung der naturnahen Forstwirtschaft aus Sicht des Naturschutzes fehlen derzeit nicht nur entsprechende Erfahrungswerte, sondern auch eine einheitliche Linie, um die Breite von Eingriffen, Nutzungen und Flächenproportionen, die unter dem Begriff zusammengefasst werden, überschaubar zu machen. Als richtungweisende Maßnahme hat die EU-Kommission Mindeststandards formuliert. Die Empfehlungen beinhalten den eingeschränkten Einsatz von Bioziden, Restriktionen bei der Erschließung durch Forstwege und Maximalgrößen von Kahlschlägen. Zusätzlich werden längere Umtriebszeiten angeraten, das Belassen von Bruch- und Totholz sowie die Förderung heimischer Waldbäume. Fest steht, dass Wälder keinen einheitlichen Lebensraum bereitstellen, da ihnen eine Entwicklungsdynamik aus Reifung, Zusammenbruch und Reorganisation der Baumbestände zu Grunde liegt. Diese Phasen werden anthropogen durch die Bewirtschaftung beeinflusst und führen zu Änderungen der Greifvogelhabitate (SCHERZINGER & SCHUHMACHER 2004).

An der March kommt die als historisch betrachtete Wirtschaftsform des Nieder- und Mittelwaldes nach wie vor zum Einsatz, welche ansonsten von der Hochwaldwirtschaft ersetzt wurde. Deshalb wird in dieser Diplomarbeit ferner ein Zusammenhang zwischen der Verfügbarkeit der gefundenen

Greifvogelhabitate und der forstwirtschaftlichen Nutzung der Wälder in den March-Thaya-Auen hergestellt. Zur Beurteilung der qualitätsbestimmenden Parameter im Greifvogelhabitat werden Strukturmerkmale herangezogen, insbesondere der Alt- und Totholzanteil sowie die vertikale Schichtung. Damit skizziert diese Arbeit erste Überlegungen zu den Einflüssen der Forstwirtschaft auf Greifvögel und soll eine Basis für weitere, großflächigere Untersuchungen schaffen.

Abschließend wird diskutiert, ob die 1999 eingerichteten Horstschutzgebiete und der zeitgleiche Kauf einzelner Horstbäume als Naturdenkmal wirksam und zielführend für den Groß- und Greifvogelschutz sind, oder ob die Kriterien ihrer Festlegung revidiert werden müssen. Daraus sollen Empfehlungen für einen effektiven und effizienteren Horstschutz und damit auch Greifvogelschutz für das Untersuchungsgebiet abgeleitet werden.

Kapitel 2

Material und Methode

2.1. Untersuchungsgebiet

2.1.1. Lage

Das Untersuchungsgebiet liegt im niederösterreichischen Bezirk Gänserndorf an der Grenze zwischen Österreich und der Slowakei. Es erstreckt sich als weitgehend geschlossener Waldkomplex zwischen Hohenau an der March im Norden und Sierndorf an der March im Süden und wird östlich von der Staatsgrenze, der March selbst, begrenzt.

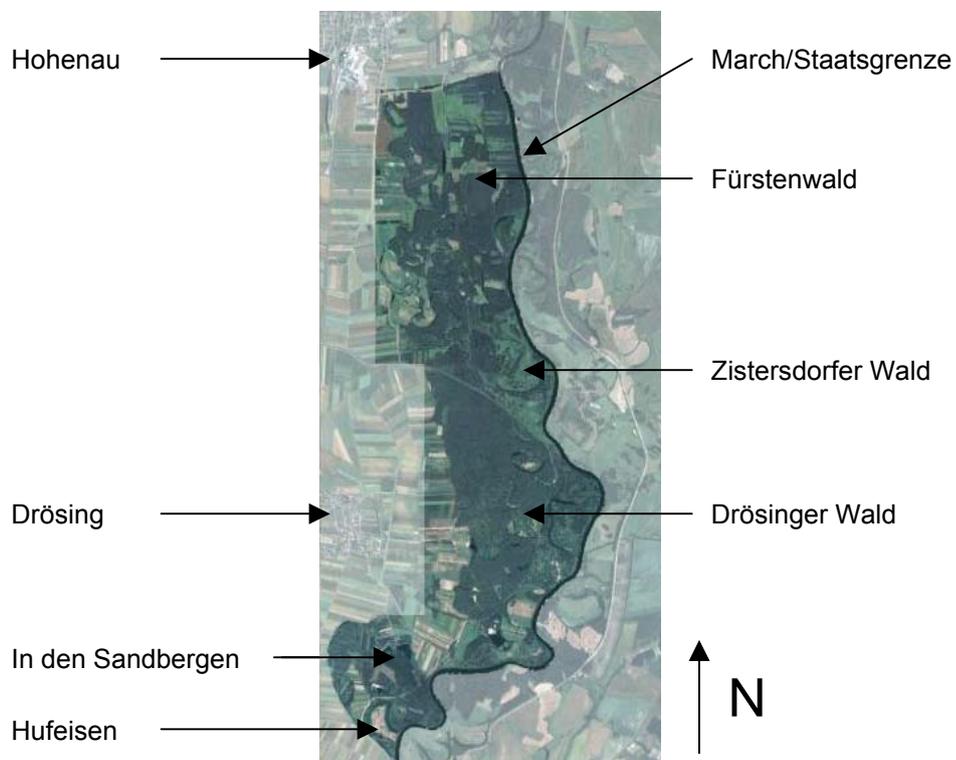


Abb. 1: Luftbild der Waldgebiete an der oberen March
Quelle: Google Earth, 2002.

Das Untersuchungsgebiet beinhaltet den 960 ha großen Fürstenwald im Norden, der Eigentum der Stiftung Fürst Lichtenstein ist, und den 1.010 ha großen Drösinger Wald im Süden, der von der Agrargemeinschaft Drösing bewirtschaftet wird. Dazwischen liegt der Zistersdorfer Wald. Er zählt flächenmäßig zum Fürstenwald, befindet sich aber in bäuerlichem Besitz. Auch Waldgebiete von Waltersdorf und Sierndorf sind in die Untersuchung einbezogen. Das Gebiet „In den Sandbergen“ wird von der Gemeinde Drösing genutzt, die angrenzenden Flächen von den Drösinger Bauern. Beide Waldteile zählen flächenmäßig zum Drösinger Wald. Von der March weitgehend abgetrennte Altarmschlingen, wie der „Ausstand Riesing“, der „Boretsch“, die „Altau“ und das „Hufeisen“, befinden sich im Besitz der Republik und sind aufgrund der isolierten Lage von der forstwirtschaftlichen Nutzung ausgenommen (ÖK-Karte mit allen Flurnamen im Anhang).

Die March-Thaya-Auen sind im Vergleich zu den benachbarten Donau-Auen ein relativ waldarmes Flusssystem. Der Waldanteil macht 31% der Gesamtfläche aus (GAMPER et. al. 1992), wobei eine enge Verzahnung der Wälder mit den Augewässern, Verlandungsflächen, sowie ausgedehnten Wiesen- und Ackerflächen charakteristisch ist (ZUNA-KRATKY & CRAIG 1994). Auf slowakischer Seite ist die Au deutlich schmaler und überwiegend bewaldet. Durch wasserbauliche Maßnahmen ist das Vorfeld der Au hochwassersicher geworden, weite Teile der geschlossenen Waldfläche sind nach wie vor von einer ausgeprägten Hochwasserdynamik gekennzeichnet.

2.1.2. Hydrologie und Klima

Der Naturraum, in dem das Untersuchungsgebiet liegt, ist eine Flusslandschaft der pannonischen Klimazone und gehört zu den trockensten und wärmsten Gebieten in Österreich. Die landschaftsprägenden Flüsse sind die March und die Thaya. Die March ist der einzige Tieflandfluss in Österreich, sie entspringt in den Sudeten in 1.275 m Höhe und mündet nach 344 km Lauflänge unmittelbar vor der Hainburger Pforte in die Donau (FINK 1999). Der Potamalflusscharakter zeigt sich in der niedrigen Fließgeschwindigkeit von ca. 0,6 m/sec, welche

durch das geringe Gefälle von 0,018% zustande kommt (ZULKA & LAZOWSKI 1999). Die Unterläufe von March und Thaya ziehen Mäander durch eine ausgedehnte Niederung zwischen dem Weinviertel und der den Kleinen Karpaten vorgelagerten Záhorie-Niederung. Zahlreiche Regulierungsmaßnahmen in den 60er Jahren, wie Mäanderdurchstiche, veränderten das Bild erheblich. Der Lauf zwischen Hohenau und der Marchmündung wurde um 10 km verkürzt, und dabei auch das Sohlgefälle von 0,015% auf den heutigen Wert erhöht. An der Lage der Altarme lässt sich in der Landschaft der ehemalige Flussverlauf erahnen.

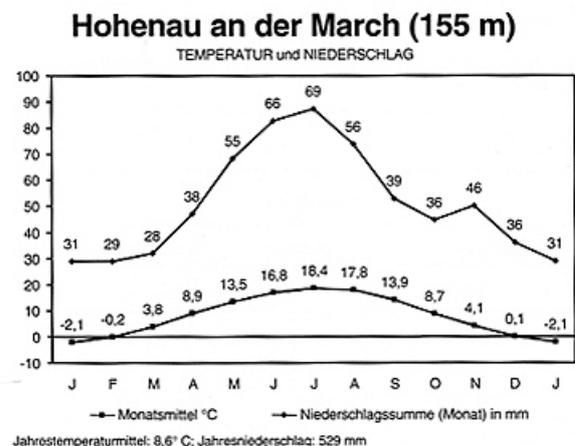


Abb. 2: Klimadiagramm von Hohenau
Quelle: Umweltbundesamt, FINK 1999.

Alle Forstreviere im Untersuchungsgebiet liegen zwischen 147 und 152 m Seehöhe und weisen ein Temperaturmittel von 9,0°C (19°C im Juli und -1° bis -3°C im Jänner) sowie ein Niederschlagsmittel von 529 mm auf. Im Jahr werden weniger als 100 Niederschlagstage gezählt.

2.1.3. Geologie und Boden

Der Marchraum ist von einem Terrassensystem aus Hoch- und Niederterrassen sowie Einbruchgebieten gekennzeichnet. Die Hochterrassen weisen Sandböden auf und unterscheiden sich in den Waldgesellschaften massiv von den Marchböden. Die Geländestufe, welche die Niederterrassen von den Auegebieten trennt, ist eine wichtige bodentypische Grenze. Sie trennt die terrestrisch gebildeten Tschernosomen der Niederterrassen von den grundwasserbeeinflussten Auböden (Gleyauböden des flusnahen Aubereichs und Feuchtschwarzerde des Hochflutfeldes). Die Böden und Sedimente der March-Thaya-Auen sind kalkarm (LAZOWSKI 1997).

2.1.4. Vegetation der March-Thaya-Auen

Als Auwald oder „Wasserwald“ unterliegt das Untersuchungsgebiet einer starken Hochwasserdynamik, wobei vor allem im Frühjahr durch Schmelzwasser aus den Einzugsgebieten der March und der Thaya Überschwemmungsflächen entstehen. Solche Überschwemmungen haben positive Auswirkungen auf den Naturraum. Sie gehen mit einem regelmäßigen Nährstoffeintrag einher, der eine gute Wüchsigkeit der Auwaldgesellschaften und eine hohe Bonität der Böden bewirkt (DESSOVIC 2001). Die Wälder der March-Thaya-Auen entsprechen zu 80% dem Hartholzauwald, der hier mit der Quirllesche (*Fraxinus angustifolia*) eine spezifische Waldgesellschaft mit pannonischem Verbreitungsschwerpunkt aufbaut (*Fraxino pannonicae-Ulmetum*). Höhere Geländeteile sind von Hainbuchen und Linden dominiert. Die Weiche Au ist auf Gleitufer der Flussschlingen und Verlandungsbereiche von Altwässern beschränkt (LAZOWSKI 1997). Dominierende Baumart in den March-Thaya-Auen ist die Quirllesche, die in älteren Beständen 150-170 Jahre erreicht. Die Stieleiche (*Quercus robur*) ist vereinzelt mit 300-400 Jahre alten Bäumen vertreten, jedoch deutlich unterrepräsentiert, was auf den starken Verbissdruck und das Eichensterben zurückzuführen ist (LAZOWSKI 1999). Die Stieleiche bildet Überhälter und ist im Bestandsaufbau nur noch im Starkholz vertreten. Diese Entwicklung ist im Bereich Drösinger Wald deutlich zu beobachten. Die Stieleiche dominiert in der dritten und ältesten Generation, die mittlere Generation besteht ausgeglichen aus Eichen und Eschen, während die erste und jüngste Generation ausschließlich von Quirlleschen gebildet wird. Häufig kommen im Auwald auch Feldahorn (*Acer campestre*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*) vor, als Nebenbaumarten sind Feldulmen (*Ulmus minor*) und Flatterulmen (*Ulmus laevis*), Winterlinden (*Tilia cordata*), vereinzelt auch Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*), Pappeln (*Populus sp.*) und Weiden (*Salix sp.*) sowie Wildobstarten vertreten. Pappeln sind im Gegensatz zu Weiden typische Waldbäume. Schwarzpappeln (*Populus nigra*), Silberpappeln (*Populus alba*) und Graupappeln (*P. x canescens*) sind weit verbreitet. Letztere stellt eine Hybride zwischen der Silberpappel und der ebenso in den March-Thaya-Auen vorkommenden Zitterpappel (*Populus tremula*) dar.

2.1.5. Forstwirtschaft

Im Untersuchungsgebiet gibt es zwei bzw. drei verschiedene forstliche Bewirtschaftungsformen. Der Fürstenwald im Norden wird als Hochwaldbetrieb geführt. Hochwälder gehen auf Bepflanzungen und generative Verjüngungen durch Ansamungen zurück. Sie bestehen aus annähernd gleich alten Beständen und sind überwiegend einschichtig aufgebaut. Die Umtriebszeit liegt bei 80 Jahren. Bei dieser Bewirtschaftungsform wird der erwachsene Baum als Ganzes genutzt. Der südlich vom Fürstenwald liegende Zistersdorfer Wald ist aufgrund von Horstschutzgebieten teilweise von der forstlichen Nutzung ausgenommen (Kapitel 4.4.). Er wird ansonsten wie der Drösinger Wald als Mittel- und Niederwald geführt. Kennzeichnend für den Mittelwald 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 im Niederwald eine recht kurze Umtriebszeit von etwa 35 Jahren. Der Mittelwaldbetrieb ist für das niederösterreichische Weinviertel charakteristisch und ansonsten in Mitteleuropa kaum noch zu finden. Für den Niederwaldbetrieb kommen vor allem Hainbuchenauen und Teile der weichen Au in Frage (LAZOWSKI 1999).

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). Ein weiteres Charakteristikum für Urwälder ist liegendes und stehendes Totholz, das wichtige Strukturelemente bildet (LAZOWSKI 1999). Nach BUCHLEITNER (1994) kann der Mittelwaldbetrieb 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. Diese vertikale Schichtung ist ein wesentliches Qualitätsmerkmal (SCHERZINGER 1996), da Tieren und Pflanzen vielfältige Strukturen angeboten werden. Vor

allem können im reich gestuften Altbestand auch Vogelarten mit sehr unterschiedlichen Habitatansprüchen syntop vorkommen. Je größer hingegen die Einschlagfläche, desto eher bildet die Folgegeneration einschichtige, gleich gestaltete Bestände, wie sie für den Hochwald typisch sind (SCHERZINGER & SCHUHMACHER 2004).

Im Vorfeld der Diplomarbeit wurden einige Überlegungen zu einer möglichen Einflussnahme der Forstwirtschaft auf die Greifvogelbestände im Untersuchungsgebiet angestellt, die an dieser Stelle zusammengefasst werden sollen. 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 max. 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 wiederum von zahlreichen Faktoren abhängig. Dazu zählen nicht nur die Waldstruktur, sondern auch Konkurrenzphänomene und Räuber-Beute-Beziehungen. Durch die Hochwaldwirtschaft verschwinden Jahrzehnte lang bestehende Waldflächen innerhalb weniger Wochen. Dafür beschränken sich die Störungen durch die Forstwirtschaft auf diese wenigen Holzeinschläge, während der restliche Baumbestand unberührt bleibt. Hingegen wird im Mittelwald sowohl Nutz- als auch Brennholz produziert. In Drösing kann jeder Einwohner bei einer Lizitation um Holz mitbieten, um den eigenen Bedarf an Brennholz zu ersteigern. Im Winter können deshalb 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 mehreren 100 Jahren aufweisen. Des Weiteren verstärkt sich durch die

Hochwaldwirtschaft die Dominanz der Quirllesche, wohingegen die Stieleiche weniger gefördert, und anderen Baumarten massiv unterdrückt werden. Die Anzahl der anzutreffenden Baumarten ist somit im Mittelwald höher. (Waldarbeiterschulen 2004). 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 Totholz Anreicherung zu einer Verbesserung der Lebensraumqualität für Spechte und sekundäre Nutzer wie Eulen beitragen (SCHERZINGER 2003, 2004, SCHERZINGER & SCHUHMACHER 2004). Folglich ist primär kein Einfluss dieser Faktoren auf Greifvögel zu erwarten, 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 machen ein hoher Totholzanteil und eine ausgeprägte Strauchschicht Wälder schwer zugänglich, und können somit als Indikator für störungsfreie Habitate angesehen werden.

Zusammenfassend ist zu erwarten, dass der Mittelwald, aufgrund der vorhandenen Eichenüberhälter, mehr Großhorste beherbergt als der Hochwald. Zusätzlich lassen der hohe Totholzanteil und die ausgeprägte Strauchschicht vermuten, dass in Mittelwaldgebieten vermehrt störungsanfällige Arten brüten.

2.2. Datenaufnahme

Diese Diplomarbeit baut als empirische Arbeit auf fünf verschiedenen Datenquellen auf. 1. auf der im Dezember 2007 gestarteten und im Juli 2008 beendeten Greifvogelkartierung im Untersuchungsgebiet. 2. auf der zwischen Juli 2008 und September 2008 angeschlossenen Datenaufnahme zur Habitatanalyse. 3. auf den Vergleichsdaten aus den Jahren 1994 (ZUNA-KRATKY & CRAIG) und 1995 (ZUNA-KRATKY 1995a, 1995b), die von Thomas Zuna-Kratky zur Verfügung gestellt wurden. 4. auf den forstwirtschaftlichen Daten der Reviere Hohenau und Drösing sowie 5. auf den 1999 abgeschlossenen Horstschutzverträgen. 1994 wurde lediglich eine Teilfläche des Untersuchungsgebietes, der Fürstenwald (960 ha) kartiert. 1995 liegen vollständige Datenreihen für das gesamte Untersuchungsgebiet (1.970 ha) vor.

Die Begehungen im Gelände erstreckten sich über einen Zeitrahmen von 7,5 Monaten. Insgesamt wurden 89 Freilandtage zur Datenaufnahme aufgewendet. Auf die Pilotphase, eine Vorerhebung zur Methodenfindung, entfallen zwei Tage im Dezember 2007. Auf die Winterkartierung entfallen 23 Tage, auf die Kontrolle der Horstbesetzung und des Bruterfolges im Frühjahr 38, auf die Habitatkartierung im Sommer 21 und auf die Nachkartierung im September 2008 weitere drei. Die beiden letzten Freilandtage fanden im Jänner 2009 statt, um vermutete, aber noch nicht bestätigte Horste zu suchen und zu verorten. Selbst ohne die Wege der Habitataufnahme und Nachkartierungen miteinzubeziehen, wurden 517 km zu Fuß zurückgelegt. Der Weg von den einzelnen Bahnhöfen zu den Teilflächen des Untersuchungsgebietes wurde mit dem Rad zurückgelegt. Die Kartierung umfasste an die jeweilige Tageslänge angepasst die Zeit zwischen Sonnenauf- und Sonnenuntergang. Während der Balzperiode war es erforderlich, schon früh morgens in der Dämmerung nach balzenden Habichten Ausschau zu halten, da nur so alle Reviere erfasst werden konnten. Bei Rohrweihen und Milanen wurden auffällige Aktivitäten in den Abendstunden registriert. Auf Nachtkartierungen wurde verzichtet, weshalb Eulen in dieser Arbeit nur in Ausnahmefällen berücksichtigt werden.

2.2.1. Horstkataster

Es gibt eine Vielzahl von Möglichkeiten, Vogelbestände zu erfassen, wobei sich für Greif- und Großvogelarten vor allem das Erstellen von Horstkatastern empfiehlt (BAUER 2005, MAMMEN 2005). Diese Methode wurde schon von MEBS (1964), ROCKENBAUCH (1975) und KOSTRZEWA (1985) beschrieben. Sie kam auch in den Erfassungen von GAMAUF & HERB (1990, 1993), die im Rahmen der Nationalparkplanung Donau-Auen durchgeführt wurden, sowie in den Arbeiten von ZUNA-KRATKY & CRAIG (1994) und ZUNA-KRATKY (1995a, 1995b) in den March-Thaya-Auen zur Anwendung.

Die Winterkartierung fand zwischen Dezember 2007 und März 2008 statt. Das Untersuchungsgebiet wurde entlang von Transekten in Abständen zwischen 50 und 100 m begangen, die entsprechend der Sichtverhältnisse im Auwald angepasst wurden. Die genaue Verortung der gefundenen Horste erfolgte in ÖK-Karten im Maßstab 1:10.000 sowie mittels eines GPS Gerätes der Marke *Garmin*. Vor jeder Kartierung wurde ein Fixpunkt, der sowohl auf der ÖK-Karte, als auch auf den Luftbildern erkennbar ist, eingespeichert. Als Referenzpunkte wurden Kreuzungen oder die Beringungsstation herangezogen. Das GPS Gerät arbeitet mit einer Ungenauigkeit, die abhängig von der Wetterlage und der Vegetation 2 bis 20 m betrug. Vor der Analyse im GIS wurden die aufgenommenen Koordinaten deshalb manuell auf den Referenzpunkt verschoben, um eine maximale Genauigkeit zu erzielen. Die GPS-Koordinaten wurden in Orthofotos der Landesverwaltung Niederösterreich (Abteilung für Vermessung und Geoinformation, Befliegung vom 04.06.2000) und in *Google Maps* übertragen. Das erstellte Kartenmaterial ist essentiell, um die Horste auch bei schlechtem GPS-Empfang (Bewölkung oder volle Belaubung) wieder zu finden. Von jedem Standort wurden Digitalbilder angefertigt, um den Horstplatz im Wandel der Jahreszeiten zu dokumentieren. Zudem wurden die Baum- und Horsthöhe mit einem Hypsometer von *Suunto* (Messfehler +/- 0,5 m), und der Brusthöhenumfang mit einem Maßband (5 m) gemessen. Zuletzt wurden die Horstbaumart, die soziale Stellung im Waldbestand, der Horsttyp und die Horstanlage mit der Position in der Krone bestimmt (Datenblatt im Anhang).

Bei der Erstbegehung konnte festgestellt werden, ob die von ZUNA-KRATKY & CRAIG (1994) und von ZUNA-KRATKY (1995a, 1995b) beschriebenen Horste noch vorhanden sind und wo sich eventuell neue Horste befinden. Jeder Horst erhielt eine seit den ersten Kartierungen von 1994 und 1995 fortlaufende Horstnummer, sodass die Greifvogelkartierung jederzeit fortgesetzt werden kann. In einer zweiten und dritten Begehung, die zwischen Ende März 2008 und Anfang Mai 2008 erfolgte, wurde eine mögliche Horstbesetzung festgestellt. Anzeichen einer solchen sind Beobachtungen von direkt am Horst befindlichen Tieren, Nistmaterial oder Futter eintragenden Vögeln und später der Nachweis von Jungen. In einer vierten und fünften Begehung zwischen Ende Mai 2008 und Anfang Juli 2008 wurde der Bruterfolg kontrolliert. Dazu wurde der Horst aus sicherer Entfernung mit einem Spektiv beobachtet. Häufig wurden dafür viele Stunden aufgewendet, denn erst wenn ein Altvogel Futter bringt, stehen alle Jungvögel auf und können zuverlässig gezählt werden. Auch knapp vor dem Ausfliegen wurden die besetzten Horste aufgesucht, um noch einmal die Anzahl der flüggen Juvenilen zu bestätigen. Erst wenn Jungvögel ausgeflogen sind, gilt das Brutpaar als erfolgreich und die Reproduktionsrate wird berechnet (KOSTRZEWA 1985). Um Störungen auszuschließen, wurde die Habitatkartierung erst nach der Brustsaison durchgeführt. Insbesondere im Seeadlergebiet wurden die Kartierungen immer nur in Rücksprache mit bzw. in Begleitung von Remo Probst gemacht, der als Ansprechpartner für das WWF Seeadler-Projekt sensible Phasen als solche ausweisen kann.

Zur Untersuchung der Graureiher- und Kormorankolonien musste die Methode modifiziert werden (BOSCHER & FISCHER 2005). Es blieb zwar bei einer Nesterzählung durch Begehen der Kolonie im Winter, doch wurden die Horstbäume dauerhaft mit Farbnummern markiert, um Doppelzählungen zu verhindern. Auch wurde das ansonsten im Untersuchungsgebiet angewandte Nummernsystem nicht auf die Koloniebrüter angewandt. Innerhalb eines Horstbaumes erhielt jeder einzelne Horst eine eigene fortlaufende Nummer. Die Zählung der besetzten Nester und des Bruterfolges erfolgte in der Graureiher- und Kormorankolonien von einem Leichtflugzeug aus (ZUNA-KRATKY et.al. 2008)

und wurde von Regina Riegler vom Verein AURING durchgeführt. Die genauen Ergebnisse des Fischfressermonitorings sind dem entsprechenden AURING-Bericht zu entnehmen (ZUNA-KRATKY et.al. 2008).

2.2.2. Habitatanalyse

Die Untersuchung des Mikrohabitates erfasste die Ansprüche an die Vegetationsstruktur in der unmittelbaren Horstumgebung, die Analyse des Makrohabitates ermittelte den Einfluss der naturräumlichen Gliederung bzw. landschaftlichen Zusammensetzung auf die Habitatwahl. Da die Bewirtschaftungsform in die Analysen mit einfluss, wurde der Fürstenwald in allen Auswertungen als Hochwald angeführt, die Gebiete Zistersdorfer Wald, Drösinger Wald, In den Sandbergen, Hufeisen und die Waldabschnitte von Waltersdorf und Sierndorf wurden als Mittelwald zusammengefasst. Um einen repräsentativen Querschnitt des vorhandenen strukturellen Angebots in den jeweiligen Wäldern zu erhalten, wurden die Erhebungen in gleicher Art auf 55 zufällig bestimmten Flächen wiederholt (Zufallspunkte). Kriterium für die Aufnahme eines Zufallspunktes war seine Lage im geschlossenen Wald. Ein Vergleich dieser Erwartungswerte mit den gewählten Niststandorten zeigte, ob bestimmte Auwaldbereiche von Greifvögeln bevorzugt wurden, oder ob die Habitatwahl zufällig erfolgte.

2.2.2.1. Mikrohabitat

Das Mikrohabitat wurde mit einem Radius von 15 m (706,5 m²) gewählt, um die Vergleichbarkeit mit anderen wissenschaftlichen Arbeiten zu gewährleisten (GAMAUF & HERB 1990, 1993). Die Waldstruktur wurde auf Artniveau kartiert, wobei die Artzusammensetzung der Ober- und Unterschicht getrennt voneinander betrachtet wurden. Die Strauchschicht wurde lediglich in drei Dichtekategorien (lückig < 35%, mäßig dicht 35 – 70%, sehr dicht > 70%) aufgenommen, Arten wurden nicht bestimmt. Für Schilf und Brennnessel gilt „vorhanden“ ab einem Bedeckungsgrad von 50%, weniger wurde mit „nicht vorhanden“ vermerkt (Vergleichsbilder zur Abschätzung des Bedeckungsgrades der Bodenoberfläche durch Pflanzen im Anhang).

Jede in der Ober- oder Unterschicht vorkommende Baumart wurde aufgenommen, und die Anzahl der einzelnen Bäume jeder Art festgehalten. Raritäten wurden unter der Variable „andere“ zusammengefasst. Die Bäume der Oberschicht wurden in fünf Baumstärkeklassen eingeordnet, die über den gemessenen Brusthöhenumfang definiert wurden. Aus dem Brusthöhenumfang (BHU) wurde der Brusthöhendurchmesser (BHD) berechnet, und die Anzahl der Bäume entsprechend der Klassen < 25 cm, 25-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm und > 80 cm eingetragen. In der Unterschicht wurden alle Baumhöhen gemessen, daraus pro Horststandort eine mittlere Baumhöhe berechnet und auf 0,5 m genau gerundet. Für die Unterschicht gilt eine Mindesthöhe von 3 m, alle niedrigeren Strukturen entfallen auf die Strauchschicht. Der Totholzanteil wurde für stehendes und liegendes Totholz getrennt voneinander betrachtet und ordinal in „fehlend“, „wenig“ und „viel“ skaliert. Zuletzt wurde auch noch der Kronenschluss im Mikrohabitat in den Klassen < 35%, 35-70% und > 70% eingetragen. Die aufgenommenen Variablen und ihre Definitionen entsprechen der Methode von GAMAUF und HERB (1990). Alle Kartierungen wurden von der Autorin selbst durchgeführt, sodass für jede Angabe derselbe Standardfehler angenommen werden kann. Insbesondere bei jungen Lindenbeständen kommt es vor, dass sich Stämme unmittelbar über der Substratschicht teilen. Solche Bestände beschatten eine kleinere Fläche als getrennt stehende Bäume, dennoch beanspruchen sie eine größere Fläche als Einzelbäume. Um dem gerecht zu werden, wurden diese Bäume in der Habitatkartierung gezählt und dann durch einen Faktor dividiert, der entsprechend des Brusthöhendurchmessers festgelegt wurde. Alte Bäume ($\emptyset > 40$ cm) wurden wie Einzelbäume gewertet, mittel alte Bäume ($\emptyset 25-40$ cm) wurden durch 2 dividiert, und junge Bäume ($\emptyset < 25$ cm) durch 3.

2.2.2.2. Makrohabitat

Das Makrohabitat wurde mit einem Radius von 250 m rund um den Horstbaum definiert, und umfasste eine Fläche von 196.250 m² (19,6 ha). Es wurde als Kernbereich bzw. Aktivitätszentrum des jeweiligen Greifvogelpaares betrachtet. Das Makrohabitat ist Teil des weit größeren Jagdhabitates, das somit teilweise

miterfasst wurde (GAMAUF & HERB 1990). Auf Basis der Orthofotos wurde in einem Geografischen Informationssystem (GIS) eine Bodennutzungskarte digitalisiert, um folgend die Abstände zu Wegen, dem Waldrand oder Lichtungen, Gewässern und Jagd- oder Fischerhütten zu messen. Zusätzlich wurde der flächenmäßige Anteil von Wäldern, Gewässern, Schilf, Wiesen, Äckern, und dem Hochwasserschutzdamm berechnet. Zuletzt wurden im GIS die Entfernungen zwischen allen besetzten Horsten gemessen. Die so ermittelte *Nearest Neighbour Distance* (NND) versteht sich als Entfernung zum nächsten Horstnachbarn. Sie gibt über Minimal- und Maximalabstände Aufschluss über Phänomene der intra- und interspezifischen Konkurrenz und ermöglicht Rückschlüsse auf eventuelle Räuber-Beute-Beziehungen. Die *Nearest Neighbour Distance* wird im Folgenden durchgehend mit der Abkürzung NND bezeichnet. Alle genannten Parameter wurden in Anlehnung an GAMAUF & HERB (1990) gewählt. Genauere Angaben mit allen Definitionen sind dem Datenblatt im Anhang zu entnehmen.

Die Nester der Graureiher- und Kormoranbrutkolonien wurden aus allen Analysen ausgeklammert. Weißstorchhorste sind aus den Habitatanalysen ausgeschlossen. Weißstörche sind im Untersuchungsgebiet auch als Baumbrüter zu finden, weshalb ihre Nester mitkartiert wurden. Doch liegen sie grundsätzlich an Waldrändern, zum Teil auf Hochständen und künstlichen Plattformen. Diese anthropogen geformten Niststandorte würden die Ergebnisse der Greifvogelhabitate stark verfälschen. Der Schwarzstorch wurde dagegen als äußerst scheuer, störungsanfälliger Waldbewohner im allgemeinen Teil der Auswertungen mit berücksichtigt. Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs wurden entweder alle im Gebiet vorkommenden, baumbrütenden Habichtartigen (Mäusebussard, Wespenbussard, Rotmilan, Schwarzmilan, Habicht und Seeadler) zusammengefasst oder die Horststandorte nach Klein-, Mittel- und Großhorsten getrennt betrachtet. Kunsthorste fallen in die Kategorie Großhorste. Eine umfangreiche statistische Analyse auf Artniveau wurde lediglich für den Mäusebussard durchgeführt. Die Beschreibungen der Habitatwahl aller anderen Arten gelten somit nur als

Beobachtungen im Untersuchungsgebiet und erlauben keine Rückschlüsse auf andere Auwaldgebiete oder sonstige Verallgemeinerungen.

2.2.3. Statistik und Kartografie

Für die statistische Analyse wurden die Programme *Microsoft Excel 2003 für Windows*[®] sowie *SPSS 15.0 für Windows*[®] verwendet. Als Geoinformationssystem wurde *ArcGIS 9.2 von ESRI*[®] herangezogen. Über die deskriptive Statistik hinaus umfassen die statistischen Auswertungen den Chi²-Test (χ^2), den Mann-Whitney-Test (U-Test), den Kolmogorov-Smirnoff-Test mit Lilliefors-Korrektur und den Spearman'schen Korrelationskoeffizienten mit Bonferroni-Korrektur. Der Pearson'sche Korrelationskoeffizient wurde aufgrund der fehlenden Normalverteilung der Habitatdaten ausgeschlossen. Die lineare Regression wurde auf der Grundlage des Listenweisen Fallausschlusses erstellt. Auch Multivariate Verfahren wie die Hauptkomponentenanalyse (PCA), basierend auf dem Maß der Stichprobeneignung nach Kaiser-Meyer-Olkin, und die Diskriminanzanalyse kamen zur Anwendung. Eine Irrtumswahrscheinlichkeit von $p < 0,05$ gilt als signifikant, ein $p < 0,001$ wird als höchst signifikant angesprochen. Alle Abbildungen im Ergebnisteil wurden mit *Microsoft Excel 2003*[®] und im *SPSS 15.0*[®] erstellt. Die angegebenen Werte in den graphischen Darstellungen verstehen sich als absolute Zahlen, sofern sie nicht ausdrücklich als Prozentwerte ausgewiesen sind.

Die kartografische Grundlage der Verteilungskarten der Greifvogelarten basiert auf der ÖK50 (Maßstab 1:50.000) des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen sowie Luftbildern aus *Google Earth* (23.6.2002). Die Karten selbst wurden in *Adobe Photoshop 7.0*[®] erstellt. Auf Basis der Orthofotos vom Amt der NÖ Landesregierung (4.6.2000) wurde von der Autorin eine für 2008 aktuelle Flächennutzungskarte erstellt, die mit Aufzeichnungen aus dem Freiland ergänzt wurde. Die Berechnungen der Flächenanteile unterschiedlicher Biotoptypen und die Messung der Abstände zu offenen und geschlossenen Flächen in der Makrohabitatanalyse erfolgten auf Basis dieser Flächennutzungskarte.

Kapitel 3

Ergebnisse

3.1. Ergebnisse der Greifvogelkartierung 2008

3.1.1. Horstverteilung 2008

In der Saison 2008 wurden insgesamt 167 Horste kartiert. Zusätzlich dazu wurden 12 Graureihernester in der Kolonie „Große Lacke“ im Fürstenwald gefunden, und weitere 168 Graureiher- und Kormorannester in der Kolonie „Flurleisl“ im Drösinger Wald. Die Fischfresserkolonien wurden aus allen Auswertungen ausgenommen. Somit beträgt die Horstdichte im gesamten Untersuchungsgebiet (19,7 km²) 8,5 Horste pro km².



Abb. 3: Habichthorst auf Quirlesche im März
(Foto: P. SUMASGUTNER)



Abb. 4: Rotmilanhorst auf Quirlesche im Jänner
(Foto: P. SUMASGUTNER)

Von den 167 Horsten wurden 132 im Winter kartiert, im Verlauf der Brutsaison sind 35 neue Horste entstanden. Das sind in Summe 21,0%. Es muss davon ausgegangen werden, dass Horste, die nach dem vollständigen Laubaustrieb entstanden sind, nicht mehr gefunden wurden. Diese Dunkelziffer könnte erst in

einer weiteren Winterkartierung geklärt werden. Zwischen der Erstkartierung 2007/2008 und der Habitataufnahme im Sommer sind 16 Horste verschwunden. Manche Horstbäume wurden bei Forstarbeiten geschlägert (n=6), darunter ein schon besetzter Kolkrabenhorst. Andere wurden entweder von Stürmen herunter geworfen oder vollständig abgebaut (n=9). Ein Rohrweihennest in einem Getreidefeld wurde gemäht, bevor die Jungen flügge waren.

Insgesamt wurden 40 Kleinhorste kartiert, was einem Anteil von 24,0% entspricht. 84 Horste mit einer mittleren Größe ergeben 50,3%, 36 Großhorste (darunter 5 Kunsthorste) weitere 21,6%. Zusätzlich wurden 7 Rohrweihen-Nester im Schilf gefunden, das ist ein geringer Anteil von 4,2% (Abb. 6).

Als Horstbäume wurden im Untersuchungsgebiet Bäume zwischen 8 m (wahrscheinlich ein alter Sperberhorst im Stangengehölz) und 39 m Höhe (Silberpappel mit Kunsthorst) von Greifvögeln gewählt. Die Höhe der Horstanlage korreliert positiv mit der Höhe des Horstbaumes (Abb. 5). Weißstorchhorste auf Hochständen oder Plattformen beginnen bei einer Höhe von 3,5 m. Rohweihen sind als Bodenbrüter aus der Darstellung ausgenommen.

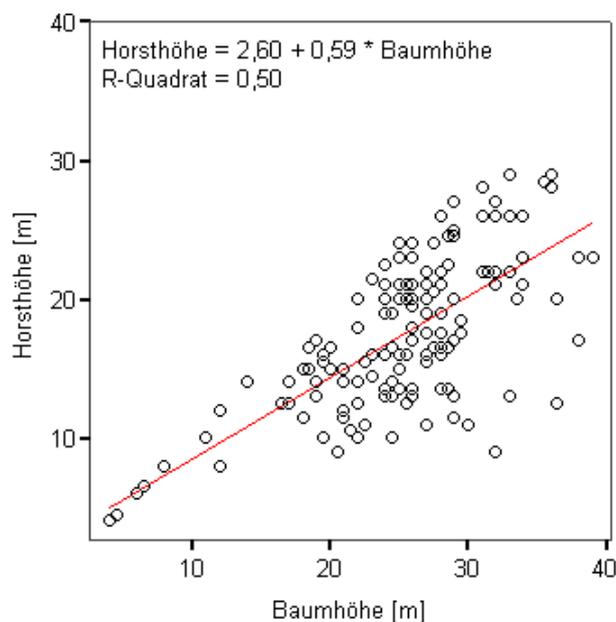


Abb. 5: Korrelation Horsthöhe [m] und Baumhöhe [m] (n=158).

Im obersten Drittel der Krone liegen vor allem Kleinhorste, die von Krähen oder Kleinfalken (Turmfalken und Baumfalken) bezogen werden, mittelgroße Horste liegen bevorzugt in Stammgabeln im mittleren Kronenbereich, Großhorste häufig im untersten Drittel, auf einem starkem Seitenast oder direkt am Stamm.

3.1.2. Horstbesetzung 2008

In der Brutsaison 2008 standen insgesamt 153 intakte Horste zur Verfügung, wobei hier auch der im April geschlagene Kolkrahenhorstbaum und das im Mai gemähte Rohrweihennest dazugerechnet wurden. 79 Horste waren besetzt, was einem Anteil von 51,6% entspricht. Davon waren im Endeffekt 49 Horste erfolgreich, 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%. Die geringste Besetzung weisen Kleinhorste mit 27,7% auf (Abb. 6). Schilfnester wurden aufgrund der gewählten Methode nur entdeckt, wenn sie von einem Brutvogel befliegen wurden. Bei zwei dieser Bodennester wurde zwar gebalzt, doch blieb ein weiteres Brutgeschehen aus, weshalb sie als unbesetzt gelten. Dennoch dürften bei weitem mehr unbesetzte Nester im Altschilf liegen.

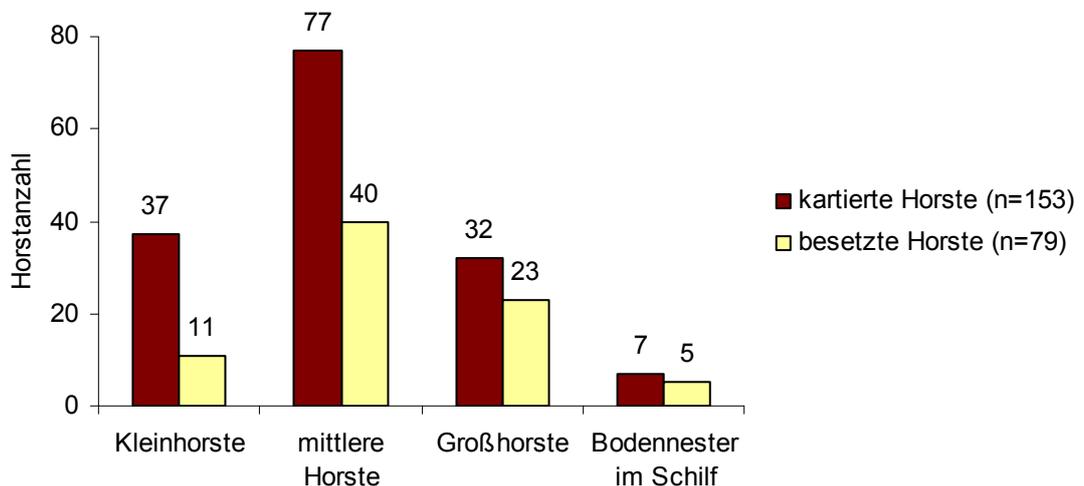


Abb. 6: Anteil der besetzten Horste in den March-Thaya-Auen im Jahr 2008.

Großhorste haben eine besondere Wichtigkeit für Greif- und Großvögel, was nicht nur die hohe Besetzungsrate, sondern auch die Anzahl der erfolgreich bebrüteten Horste mit 65,2% zeigt. Dass die Besetzungsrate bei Kleinhorsten

so gering ist, dürfte mit der niedrigen Krähendichte in den March-Thaya-Auen zusammen hängen, die schon in der Vergleichsstudie von ZUNA-KRATKY & CRAIG (1994) unterstrichen wurde. Als Erbauer der Kleinhorste kommen in erster Linie Nebelkrähen (*Corvus corone cornix*) in Frage, sowie Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) und Ringeltauben (*Columba palumbus*). Solche Nester sind für Horstbezieher wie Turmfalken, Baumfalken und Waldohreulen wesentlich. Wird der Anteil der besetzten Horste in den unterschiedlich bewirtschafteten Wäldern getrennt voneinander betrachtet, zeigen sich wiederum im Bereich der Großhorste die deutlichsten Unterschiede (Abb.7).

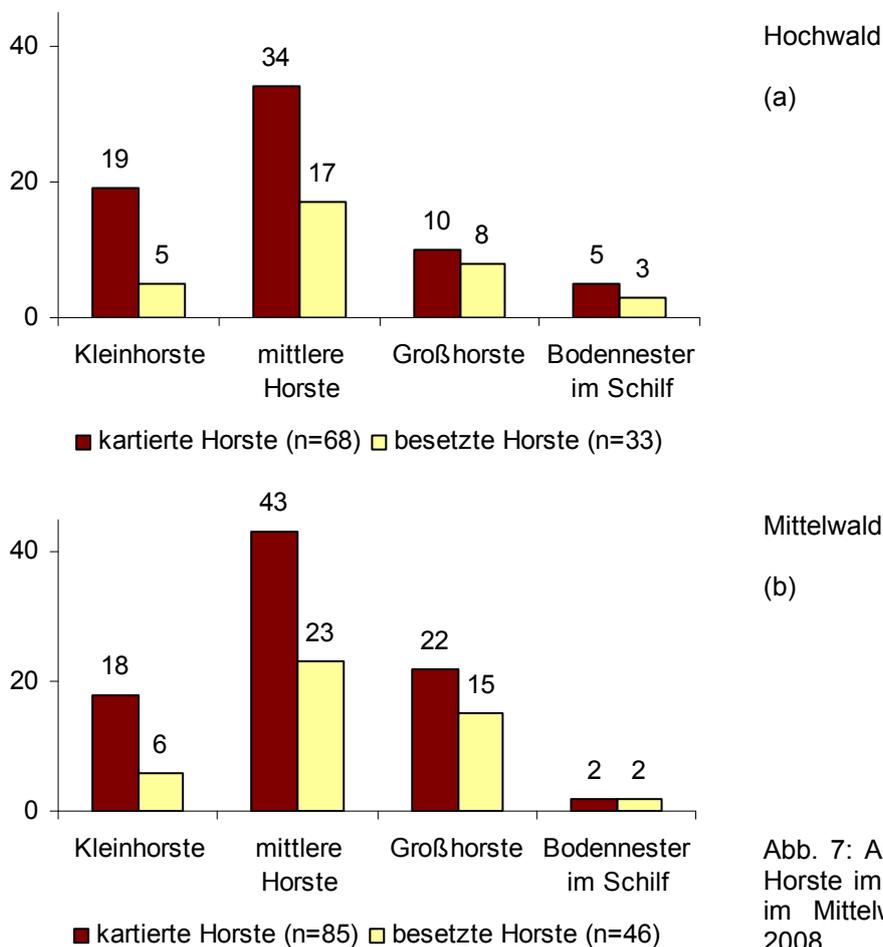


Abb. 7: Anteil der besetzten Horste im Hochwald (a) und im Mittelwald (b) im Jahr 2008.

Im Hochwald sind 50,0% der vorhandenen mittelgroßen Horste besetzt, im Mittelwald ist mit 53,5% kein nennenswerter Unterschied zu bemerken. Im Hochwald stehen weniger Großhorste zur Verfügung, doch sind sie zu 80,0% besetzt. Im Mittelwald stehen, die größeren Flächen miteinbezogen, doppelt so viele Großhorste zur Auswahl, sie sind mit 68,2% jedoch seltener besetzt.

3.1.3. Brutbestand und Siedlungsdichte der Greifvogelarten 2008

Im Untersuchungsgebiet an der oberen March gelangen ab März Brutnachweise von Mäusebussard (*Buteo buteo*) und Habicht (*Accipiter gentilis*), Ende März/Anfang April von Rotmilanen (*Milvus milvus*). Im April und Mai konnten Schwarzmilane (*Milvus migrans*) und Turmfalken (*Falco tinnunculus*) nachgewiesen werden, im Mai und Juni folgten Wespenbussarde (*Pernis apivorus*) und Baumfalken (*Falco subbuteo*). 2008 brüteten gemeinsam mit Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) und Rohrweihe (*Circus aeruginosa*) insgesamt 9 Greifvogelarten an der oberen March. In Verbindung mit brutverdächtigen Arten wie Sperber (*Accipiter nisus*), Sakerfalke (*Falco cherrug*) und Kaiseradler (*Aquila heliaca*) (Kapitel 4.1.11.) waren in der Brutsaison 2008 insgesamt 12 Greifvogelarten regelmäßig zu beobachten. Tab. 1 präsentiert die absolute Anzahl an Brutpaaren und territorialen Paaren im Untersuchungsgebiet nach Hoch- und Mittelwald getrennt, und die relative Anzahl der Reviere/10 km².

Tab. 1: Siedlungsdichte der nachgewiesenen Brutpaare und territorialen Paare (in Klammern), sowie die Gesamtzahl der Reviere/10 km² im Untersuchungsgebiet im Jahr 2008.

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

Besondere Bedeutung in der Beurteilung des Greifvogelbestandes eines Gebietes kommt der Berechnung der Reproduktionsrate zu, d.h. ausfliegende Juvenile im Verhältnis zum Gesamtbestand einer Art (NEWTON 1979, KOSTRZEWA 1985). Um der Problematik der kleinen Untersuchungsfläche entgegenzuwirken, wird die weiträumige Siedlungsdichte einer Spezies (Brutpaare/100 km²) ausschließlich für Flächen über 100 km² (u.a. Nationalpark Donauauen) angegeben und ansonsten für 10 km² berechnet. Das Untersuchungsgebiet ist mit 19,7 km² relativ klein, auch wurde lediglich ein

geschlossener Wald mit den unmittelbar angrenzenden Flächen berücksichtigt (Abb. 1). Agrarland oder Siedlungen flossen dadurch kaum in die Analyse mit ein. Insbesondere Offenlandbewohner oder Kulturfolger wie der Turmfalke sind aufgrund dessen sicherlich nicht in der tatsächlichen Bestandsdichte erfasst worden. In Österreich ausgesprochen seltene Arten wie Seeadler oder Rotmilan können ohnehin nicht hochgerechnet werden. Auffällig ist, dass in der Brutsaison 2008 fast alle Greifvogelarten in Hochwaldgebieten seltener vorkamen als in Mittelwaldgebieten. Einzige Ausnahme unter den Baumbrütern bildete der Schwarzmilan, der ausschließlich in den vorhandenen Graureiher- und Kormoranbrutkolonien zu finden war. Die Rohrweihe ist als Bodenbrüter nicht an Wälder gebunden. Voraussetzung für ihr Vorkommen sind ausgedehnte Altschilfbestände, wie sie im nördlichen Teil (Hochwald) häufiger sind als im südlichen Teil (Mittelwald).

Im Jahresverlauf sind an der oberen March noch weitere in Österreich seltene Greifvogelarten zu sehen. Berücksichtigt werden in der folgenden Aufzählung ausschließlich Nachweise aus dem Untersuchungsgebiet aus dem Jahr 2008:

Kornweihen (*Circus cyaneus*) waren regelmäßige Wintergäste. Wiesenweihen (*Circus pygargus*) (4.4. P. SUMASGUTNER & 22.8. R. RÖSSLER) und Fischadler (*Pandion haliaeetus*) (3.4. F. HAFNER & 5.9. J. BAKER) waren einzelne Durchzügler während des Frühjahrs- und Herbstzuges. Weiter nördlich in der Bernhardsthaler Ebene waren Wiesenweihen 2008 sogar brutverdächtig (7.-17.8. M. DENNER & D. HORAL), wobei sogar zwei Juvenile gesichtet wurden. Weiters gelangen Einzelbeobachtungen von einem Schreiadler (*Aquila pomarina*) im Mai (30.5. R. PROBST), einem Rotfußfalken (*Falco vespertinus*) im Juni (28.6. M. RÖSSLER), einem Wanderfalke (*Falco peregrinus*) im Oktober (30.10. M. BIERBAUMER) und einem Merlin (*Falco columbarius*) im November (15.11. M. & S. EBERHARD). In Summe wurden 19 Greifvogelarten im Jahr 2008 im Untersuchungsgebiet zwischen Hohenau und Sierndorf/March gesichtet.

3.2. Untersuchung der Bestandsveränderungen zwischen 1995 und 2008

3.2.1. Vorhandene, besetzte und erfolgreiche Horste

Wird die Anzahl der vorhandenen, kartierten Horste von 1995 und 2008 verglichen, zeigen sich keine signifikanten Unterschiede.

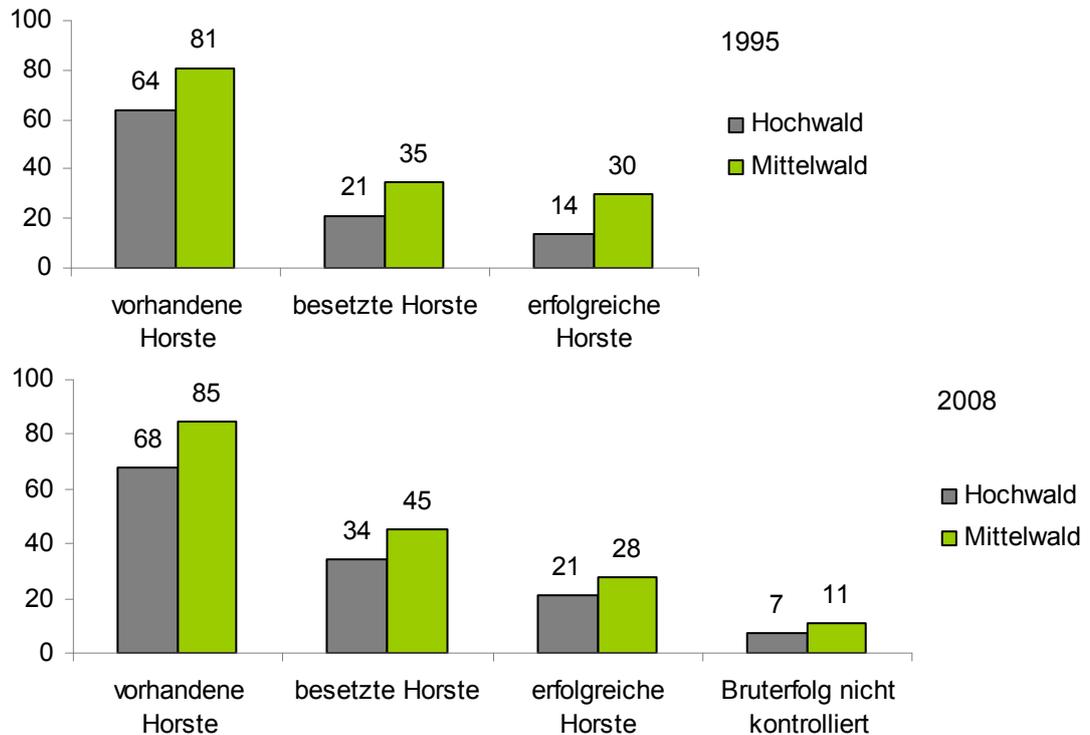


Abb. 8: In der Brutsaison 1995 (n=145) und 2008 (n=153) zur Verfügung stehende Horste, sowie besetzte und erfolgreich bebrütete Horste im Hoch- und Mittelwald.

Bezüglich der Horstbesetzung zeigen sich im Jahresvergleich Veränderungen. Waren 1995 im Hochwald gerade einmal 32,8% der Horste besetzt und 66,7% davon erfolgreich, so sind 2008 schon 50,0% der Horste besetzt und 61,8% davon erfolgreich – obwohl 2008 eine hohe Dunkelziffer an 7 Horsten existiert, deren Bruterfolg nicht kontrolliert werden konnte. Im Mittelwald waren 1995 43,2% der Horste besetzt, und 85,7% erfolgreich. 2008 sind 52,9% der Horste besetzt und 62,2% davon erfolgreich, wobei wiederum eine Dunkelziffer von 11 nicht kontrollierten Horsten mit einkalkuliert werden muss. Zu den nicht kontrollierten Horsten zählen einerseits die Rohrweihennester, die Wespenbussarde, deren Junge erst nach Ende der Kartierung ausgeflogen sind, sowie die nicht gefundenen Niststandorte der Turm- und Baumfalken.

3.2.2. Veränderung der Greif- und Großvogelbestände

In Abb. 9 werden alle nachgewiesenen Brutpaare aus den Jahren 1995 und 2008 berücksichtigt. In der Tabelle sind auch alle territorialen, brutverdächtigen Paare in Klammern angeführt. Der Bruterfolg wird in diese Analyse nicht miteinbezogen, da er je nach Witterungsbedingungen und Beuteangebot massiven Schwankungen unterworfen ist.

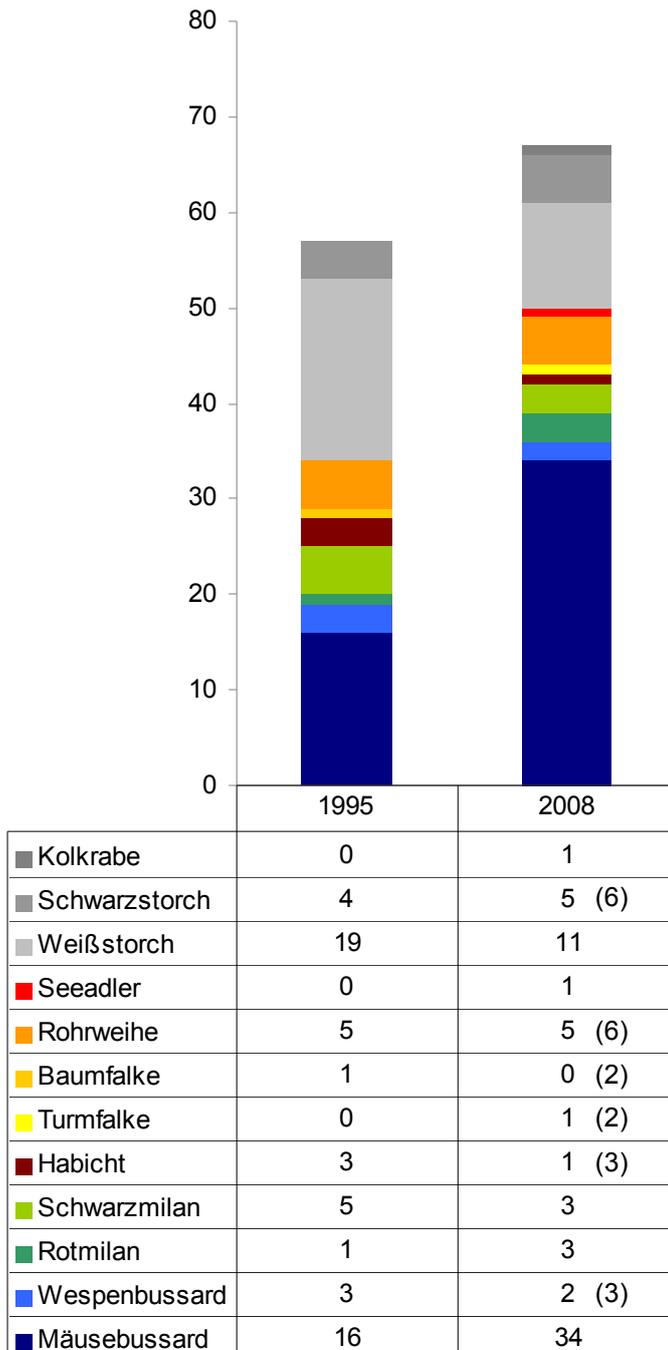


Abb. 9: Beobachtete Brutpaare und territoriale Paare (in Klammern) 1995 und 2008.

Die Bestandszahlen der Greifvögel haben sich stark verändert, 1995 waren 34 Brutpaare im Untersuchungsgebiet, 2008 immerhin 50, werden die territorialen Paare miteinbezogen, sogar 57. In Bezug auf die Schreitvögel ist beim Weißstorch ein Rückgang von 19 Brutpaare 1995 auf 11 im Jahr 2008 zu bemerken. Die Abnahme ist dennoch nicht signifikant ($\chi^2= 2,133$; $p=0,14$). Beim Schwarzstorch ist eine leichte Zunahme von 4 auf 5, eventuell 6 Brutpaare zu verzeichnen. Insgesamt ist die Bestandsveränderung von Greifvögeln und Schreitvögeln höchst signifikant ($\chi^2= 21,47$; $p=0,003$). Diese Veränderung ist vor allem auf den Mäusebussard zurückzuführen, dessen Bestand signifikant zugenommen hat ($\chi^2= 6,48$; $p=0,011$). Alle anderen Bestandsveränderungen im Untersuchungsgebiet sind nicht signifikant und liegen zudem in einem äußerst geringen Stichprobenumfang vor. Der Schwarzmilan hat von 5 auf 3 Brutpaare abgenommen ($\chi^2= 0,5$; $p=0,48$), ebenso sind Habicht (von 3 auf 1 Brutpaar; $\chi^2= 1,0$; $p=0,32$) und Wespenbussard (von 3 auf 2 Brutpaare; $\chi^2= 0,2$; $p=0,66$) rückgängig. Die Anzahl der Brutpaare beim Rotmilan ist von 1 auf 3 gestiegen ($\chi^2= 1,0$; $p=0,32$), jene der Rohrweihen 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. Erstmals sind auch brütende Turmfalken im Auwald gefunden worden, ebenso eine neue Erscheinung im Untersuchungsgebiet, ist der Kolkrabe als Baumbrüter, dessen Horstbaum jedoch bei Forstarbeiten im April 2008 gefällt wurde.

Über die Jahre sind immer wieder mehrfach besetzte Horste aufgetreten, wobei Zwei- oder Dreifachwechsel des Brutvogels keine Seltenheit sind. Diesbezüglich besonders auffällig ist ein zwischen 1994 und 1998 bestehender Horst, der vom Mäusebussard erbaut, dann vom Schwarzmilan bezogen und schlussendlich von Waldohreulen genutzt wurde. Ähnlich ein 1995 vom Wespenbussard errichteter Horst, der vom Waldkauz belegt und 2008 noch erfolgreich vom Mäusebussard bebrütet wurde. Besonders langlebig sind Großhorste, in erster Linie Nester von Schwarz- und Weißstörchen. Zwei

Schwarzstorchhorste der Kartierung von ZUNA-KRATKY (1995a, 1995b) bestanden bis zum Jahr 2000. Zwei weitere sind selbst in der aktuellen Studie noch intakt, wenn auch unbesetzt. Zwei Weißstorchhorste sind seit 1982 bekannt und wurden bis Ende der 90er Jahre genutzt, aus dieser Zeit stammen 11 weitere Nester, die zum Teil zwischen 2000 und 2002 verschwunden sind und teilweise nach wie vor bestehen.

Tab. 2: Gesamtanzahl der 2008 existierenden Horste unter Berücksichtigung der Erstkartierung.

Erstkartierung	Anzahl der Horste	Anteil [%]
1994-1995	11	6,6
zufällig entdeckte Horste (1996-2006)	15	9,0
2008	141	84,4

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 bestehen (6,6%), sowie über alle in der Zeit bis zur aktuellen Kartierung von 2008 zufällig von ZUNA-KRATKY (unpubl.) gefundenen Horste (9,0%). 61,5% dieser Horste entfallen auf die Kategorie Großhorste, 19,2% waren 2008 nach wie vor vom Weißstorch besetzt, 23,1% vom Mäusebussard und 42,3% blieben unberührt. Greifvogelhorste werden an der oberen March etwa 3-4 Jahre in Folge genutzt und verfallen dann bzw. werden abgebaut. Eine Ausnahme bildet beispielsweise ein nach wie vor intakter Habichthorst, der zwischen 1993 und 1999 durchgehend besetzt war, 2000 bei Forstarbeiten freigestellt wurde und seitdem unbesetzt blieb. Der Habicht ist zeitgleich auch aus diesem Waldgebiet verschwunden. Ein weiterer Habichthorst von 1994 besteht auch 2008 noch, dessen Besetzung wurde in den Jahren dazwischen jedoch nicht durchgängig kontrolliert und auch in dieser Brutsaison blieb er unberührt.

3.3. Mikrohabitatanalyse

In diesem Kapitel sollen Faktoren untersucht werden, welche die Horstplatzwahl von Greifvögeln beeinflussen. Da nicht alle Untersuchungsparameter für alle Horststandorte zur Verfügung stehen, ist der Stichprobenumfang (n) in den einzelnen Auswertungen unterschiedlich. Wegen der geringen Stichprobe wurden die Analysen nicht auf Artniveau durchgeführt, sondern in den verschiedenen Horstgrößenkategorien. Kleinhorste sind zumeist Krähenhorste, die zum Teil von Kleinfalken genutzt werden, mittelgroße Horste werden von Bussard, Habicht oder Milan gewählt, Großhorste sind entweder schon sehr alte und mehrmals ausgebaute Greifvogelhorste bzw. Adlerhorste oder auch Schwarzstorchhorste. Der Weißstorch wurde, wie ausführlich begründet, aus allen Habitatanalysen ausgeklammert. Jede Art hat zwar spezifische Lebensraumsansprüche, doch überlappen sich diese mit anderen Greif- und Großvogelarten.

3.3.1. Baumartenzusammensetzung

Die Bäume im Mikrohabitat wurden auf Artniveau kartiert. Um eine maximale Pufferung zu erzielen, wurde aus den absoluten Häufigkeiten die Zusammensetzung pro Habitat in Prozent berechnet, daraus ein Mittelwert gebildet und erst dann ein Diagramm erstellt. Ein durchgeführter χ^2 -Test zeigte keine signifikanten Unterschiede zwischen dem Mikrohabitat von baumbrütenden Habichtartigen und den Zufallspunkten. Daraus lässt sich schließen, dass die Baumartenzusammensetzung nicht ausschlaggebend für die Nistplatzwahl ist. Dennoch zeigt die hohe Übereinstimmung der Beobachtungswerte und der Erwartungswerte im χ^2 -Test, dass die aufgenommene Stichprobe repräsentativ für das Untersuchungsgebiet und seinen Waldbestand ist. Ebenso nicht signifikante Ergebnisse erzielte eine mit denselben Variablen durchgeführte Hauptkomponentenanalyse (PCA) sowie eine Diskriminanzanalyse, weshalb deren Resultate hier nicht zusätzlich aufscheinen. Geringe Unterschiede in der Baumartenzusammensetzung können in untenstehenden Kreisdiagrammen abgelesen werden (Abb. 10-11).

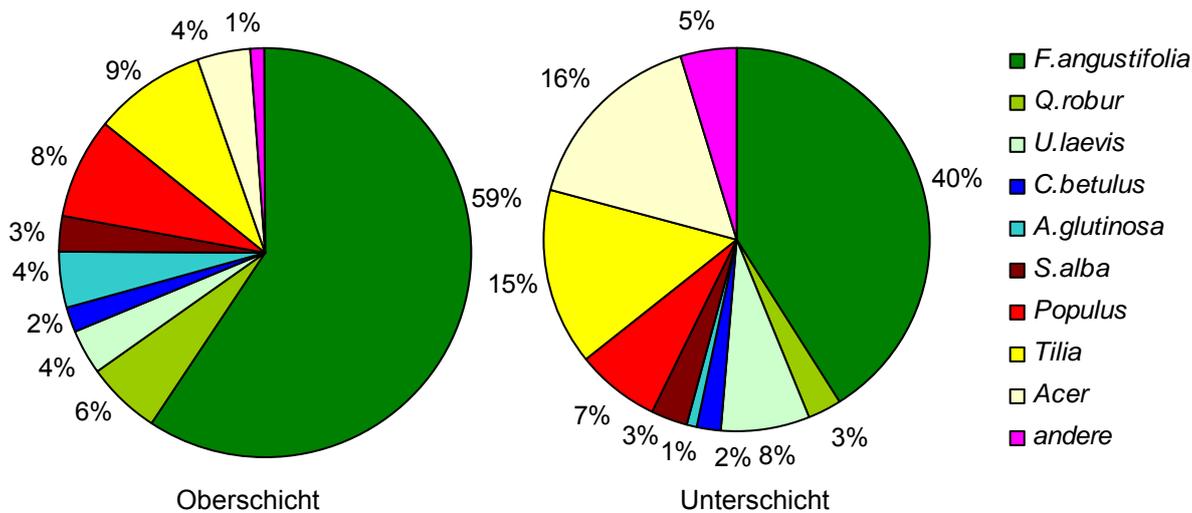


Abb. 10: Baumartenzusammensetzung im Mikrohabitat ($r=15m$) von baumbrütenden Habichtartigen (Bussard, Milan, Habicht) in der Ober- und Unterschicht ($n = 96$).

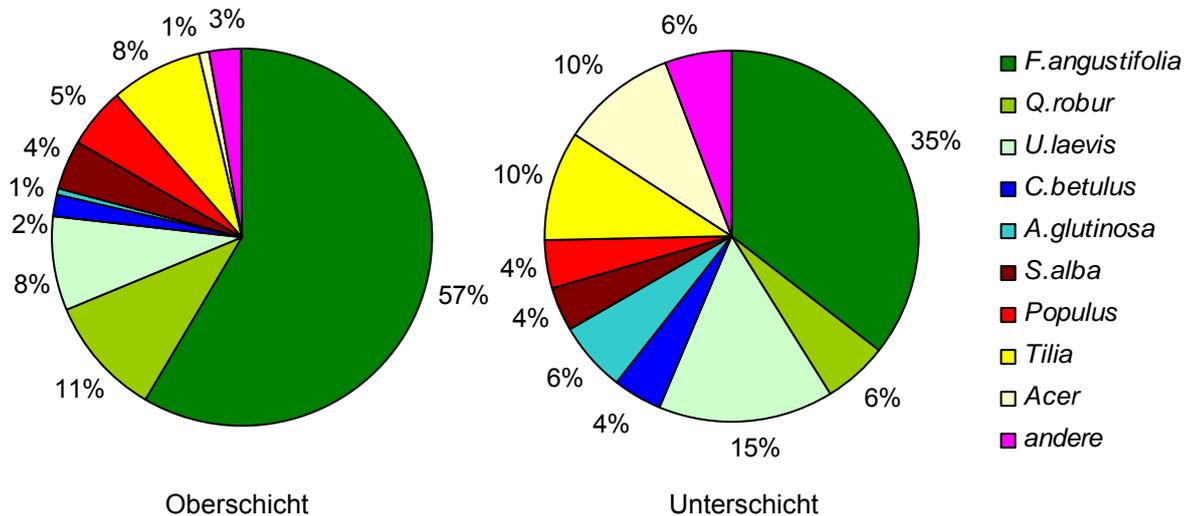


Abb. 11: Baumartenzusammensetzung der Zufallspunkte in der Ober- und Unterschicht ($n=50$).

Die Diagramme zeigen, dass die Oberschicht deutlicher von Quirlleschen dominiert wird als die Unterschicht. Diese ist hingegen stark von Linden, Ahorn und Ulmen geprägt. In der Variable „andere“ sind Rotföhren (*Pinus sylvestris*), Robinien (*Robinia pseudacarica*), Wildobstbäume (*Malus sp.*, *Rosa sp.*), Hartriegel (*Cornus sp.*), Weißdorn (*Crataegus sp.*), sowie Holunder (*Sambucus nigra*) zusammengefasst. Auffällig ist, dass Stieleichen in den Greifvogelhabitaten seltener vorkommen, als sie im Wald vorhanden sind. Diese Tendenz ist allerdings in der gewählten Methode begründet. Beim Mikrohabitat geht es um die Baumartenzusammensetzung rund um den Horst,

die Horstbaumart selbst, die in 23,4% der Fälle eine Stieleiche ist (Abb. 16), wird nicht berücksichtigt. Da Eichenüberhälter einen enormen Stammdurchmesser erreichen können und eine dichte Krone haben, kann im Umkreis von 15 m kaum ein anderer Baum, schon gar keine weitere Stieleiche, wachsen, wodurch diese im Mikrohabitat scheinbar unterrepräsentiert ist.

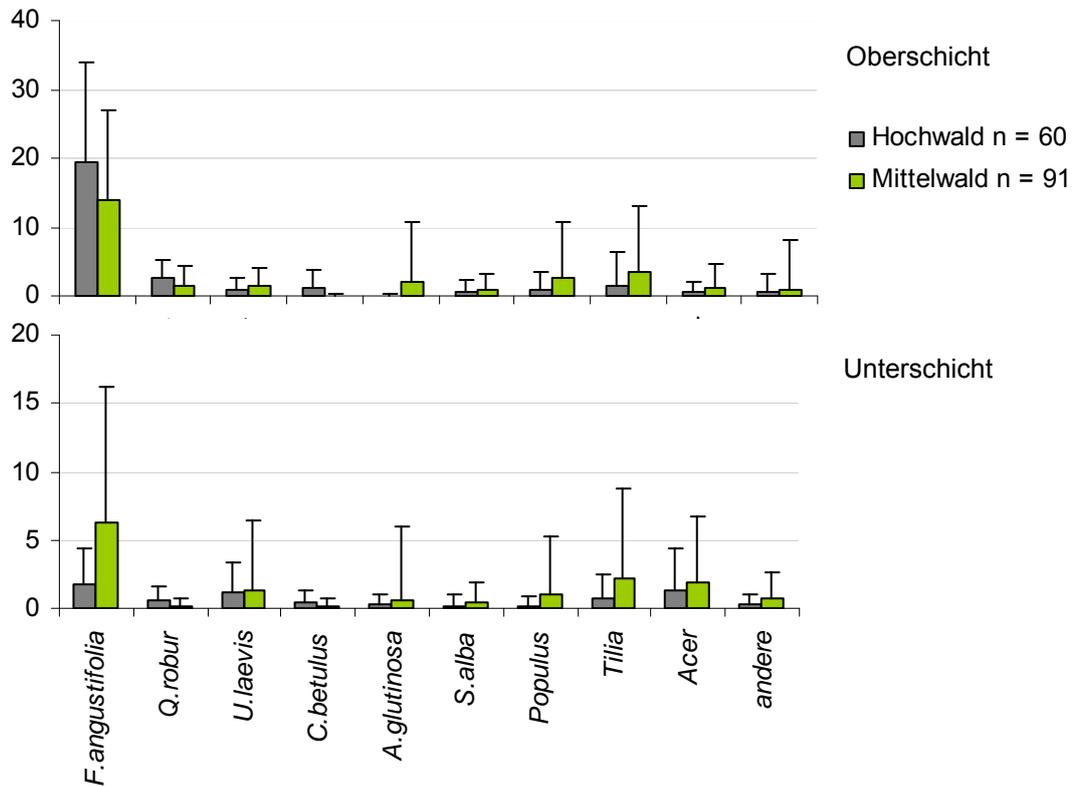


Abb. 12: Vergleich der Baumartenzusammensetzung der Greifvogelhabitate im Hochwald und im Mittelwald.

Auch im Vergleich der Habitate im Hoch- und Mittelwald zeigen sich keine signifikanten Unterschiede, doch sind erneut Tendenzen feststellbar. Im Mittelwald stehen im Bereich der Oberschicht mehr Schwarzerlen, Pappeln, Linden und Ahorn zur Verfügung, die Unterschicht wird weitgehend von Quirleschen gebildet und ist stärker ausgeprägt als in Hochwaldgebieten.

3.3.2. Waldstruktur

Nachdem die Baumartenzusammensetzung keinen erwiesenen Einfluss auf die Habitatwahl von Greifvögeln hat, sind in einem weiteren Analyseschritt Variablen eingegangen, welche die Waldstruktur beschreiben, ohne die Baumarten näher zu berücksichtigen. Insgesamt wurden 15 Parameter

herangezogen, die Alter, Dichte, Bestandshöhe und Schichtung der Waldgebiete charakterisieren. Sie wurden in einer Diskriminanzanalyse auf zwei Funktionen zusammengefasst (Abb. 13-14, Struktur-Matrix Tab. 4-5). Auch stehendes und liegendes Totholz stellt ein wesentliches Naturwaldmerkmal dar. Für Greifvögel ist der Totholzanteil von Bedeutung, da er als Indikator für störungsfreie, entlegene Standorte gilt, und in manchen unbewirtschafteten Waldflächen einen enormen Wert erreicht.

3.3.2.1. Einflussnahme der Waldstruktur auf die Horstplatzwahl von baumbrütenden Greifvögeln

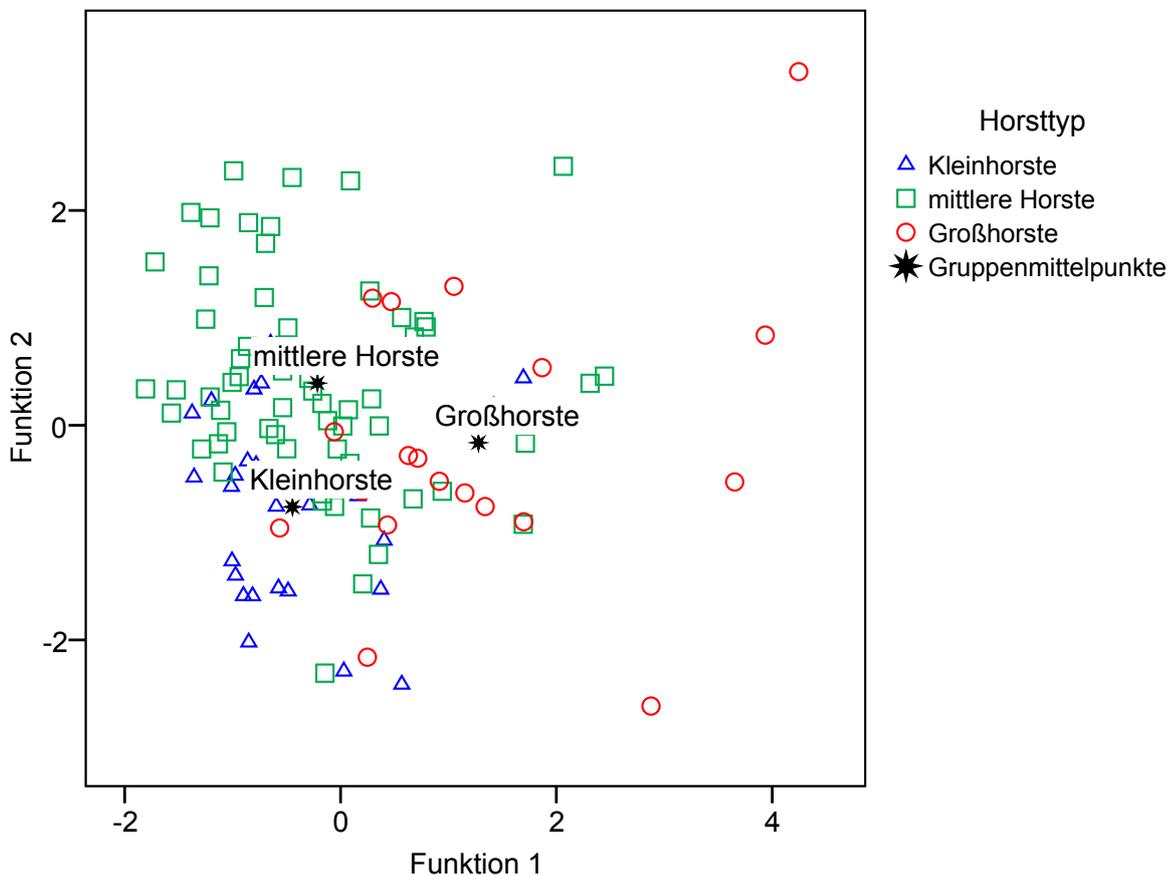


Abb. 13: Kanonische Diskriminanzfunktion: Einflussnahme der Waldstruktur auf die Horstplatzwahl von baumbrütenden Greifvögeln (n=115).

Die x-Achse trennt Klein- bzw. mittelgroße 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 unbewirtschafteten, eher lichten Waldflächen, in nicht abgedämmten Bereichen in Gewässernähe und sind von einer starken Hochwasserdynamik geprägt.

3.3.2.2. Unterschiede in der Waldstruktur zwischen Horstplätzen im Hoch- und Mittelwald sowie den Zufallspunkten

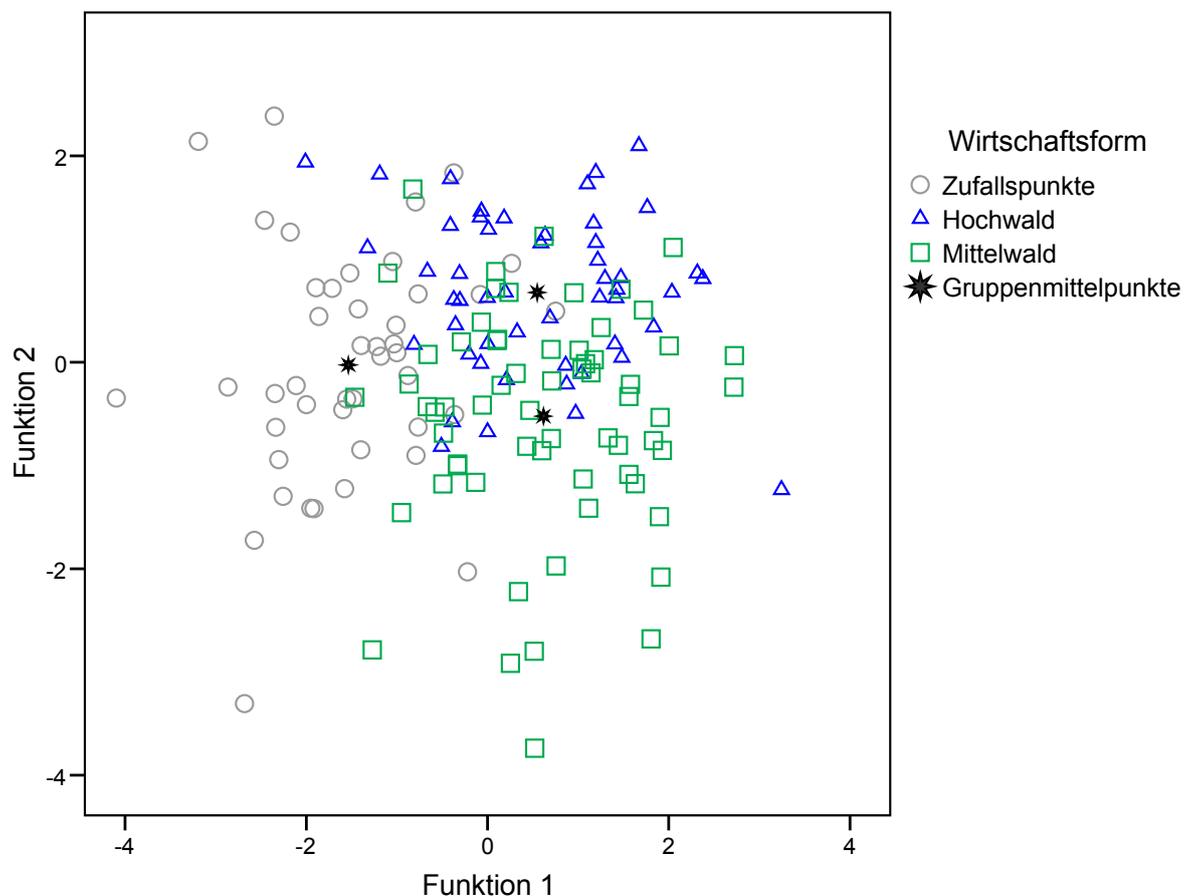


Abb. 14: Kanonische Diskriminanzfunktion: Unterschiede in der Waldstruktur zwischen Horstplätzen im Hoch- und Mittelwald sowie den Zufallspunkten (n=159).

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 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 Quirleschenanteil in Hochwaldbetrieben dürfte mit den vorhandenen Monokulturen in Zusammenhang stehen, die in Mittelwaldgebieten nicht vorkommen.

3.3.3. Horstbaumwahl von Greifvögeln

Die Baumartenzusammensetzung in den untersuchten Greifvogelhabitaten hat keinen signifikanten Einfluss auf die Habitatwahl, doch zeigen sich in der Horstbaumartenverteilung deutliche Präferenzen (Abb. 15). Obwohl Stieleichen lediglich 12,3% im Hochwald und 8,6% im Mittelwald ausmachen, wählen Greifvögel diese Baumart zu 15,1 bzw. 29,8%. Ähnlich ist der Vergleich bei Pappeln, die gerade einmal 2,9% im Hoch- und 6,8% im Mittelwald ausmachen, jedoch 5,5 bzw. 11,7% der Horste tragen (Tab. 3).

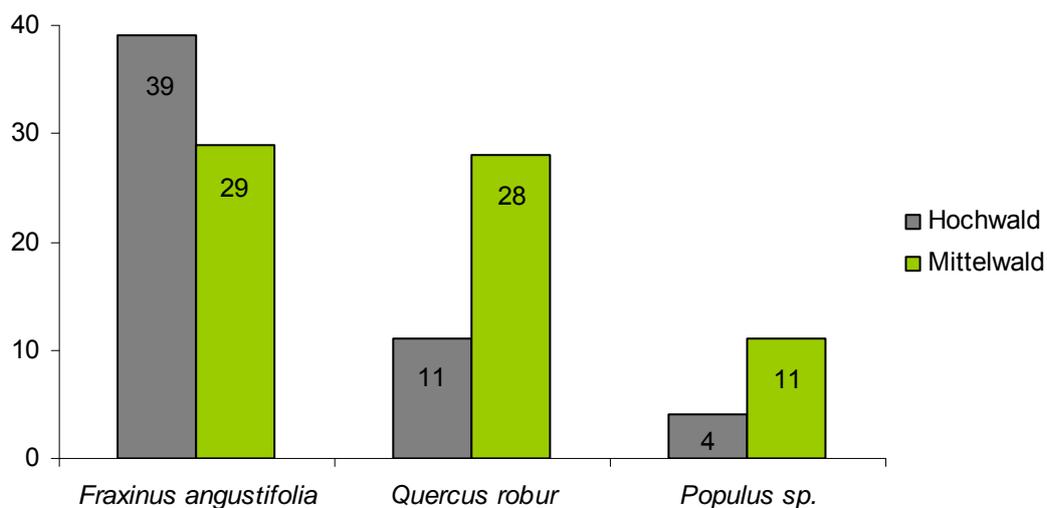


Abb. 15: Verteilung der 3 häufigsten Horstbaumarten von baumbrütenden Habichtartigen unter Berücksichtigung der Waldwirtschaftsform (n=167).

Die Präferenz für Stieleichen ist im Hochwald nicht signifikant ($\chi^2= 3,33$; $p=0,564$), im Mittelwald hingegen höchst signifikant ($\chi^2= 11,31$; $p=0,001$).

Tab. 3: Horstbaumart und Anteil im Baumbestand nach Waldwirtschaftsform.

Baumart	Horstbaum [%]		Anteil im Wald [%]	
	Hochwald	Mittelwald	Hochwald	Mittelwald
<i>Fraxinus angustifolia</i>	53,4	30,9	60,9	52,6
<i>Quercus robur</i>	15,1	29,8	12,3	8,6
<i>Populus sp.</i>	5,5	11,7	2,9	6,8

Werden die beiden Waldwirtschaftsformen zusammen betrachtet, zeigt sich, wie zu erwarten, ein ähnliches Ergebnis. Greifvögel wählen Quirleschen zu 40,7% als Horstbaum, was bei einem Anteil im Waldbestand von 55,9% nicht signifikant ist ($\chi^2= 2,32$; $p=0,128$). Für Stieleichen zeigt sich eine signifikante Präferenz ($\chi^2= 5,12$; $p=0,024$), für Pappeln nicht ($\chi^2= 1,14$; $p=0,285$).

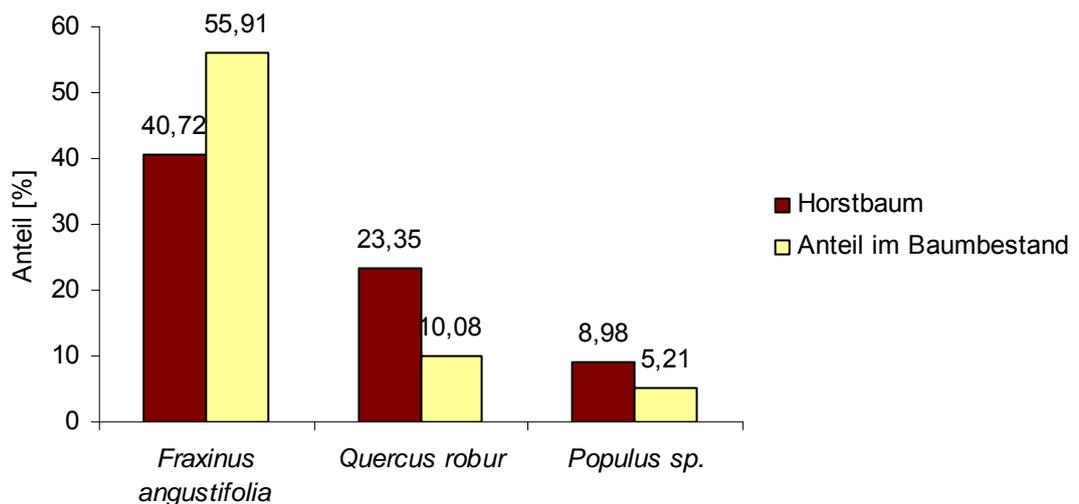


Abb. 16: Verteilung der 3 häufigsten Horstbaumarten von baumbrütenden Habichtartigen ($n=167$) im Vergleich zur Verfügbarkeit im Wald [%]. Der Anteil im Baumbestand wurde über die Zufallspunkte ($n=50$) ermittelt.

3.3.4. Brusthöhendurchmesser der Horstbäume

Ein ausgedehnter Altholzbestand gilt als Qualitätsmerkmal eines naturnahen Waldes (SCHERZINGER 1996) und ist zugleich ein wichtiger Faktor in Greifvogelhabitaten (THOBY 2006). Für die vorliegende Studie standen keine flächendeckenden Altersklassenkarten der Wälder zur Verfügung, weshalb über die Messung des Brusthöhendurchmessers (BHD) insgesamt 5

Baumstärkeklassen definiert wurden. Abb. 17 zeigt die Verteilung der Baumstärkeklassen aller Horstbäume. Der Anteil im gesamten Waldbestand wurde über die Zufallspunkte erhoben. 79,3% der Horstbäume weisen einen BHD über 40 cm auf, während der Anteil im Gesamtbestand gerade einmal 43,6% beträgt. Die Präferenz der horstgestaltenden Greifvögel für Altholzbestände wird mit zunehmender Baumstärkenklasse noch deutlicher. 26,9% der Horste liegen in Bäumen mit einem BHD zwischen 60 und 80 cm, die 16,0% des Baumbestandes bilden. Bäume über 80 cm werden sogar in 16,6% der Fälle gewählt, obwohl sie in einem geringen Anteil von 0,4% zur Verfügung stehen. Greifvogelnester können je nach Horsterbauer und Horstalter enorme Dimensionen erreichen. Spitzenreiter sind Seeadlerhorste, die bis zu 5 m hoch, 2 m breit und mehrere hundert Kilogramm schwer werden können (MEBS & SCHMIDT 2006). Entsprechend stabil muss auch der den Horst tragende Baum sein, eine Voraussetzung, die oft nur Eichenüberhälter oder alte Pappelbestände erfüllen.

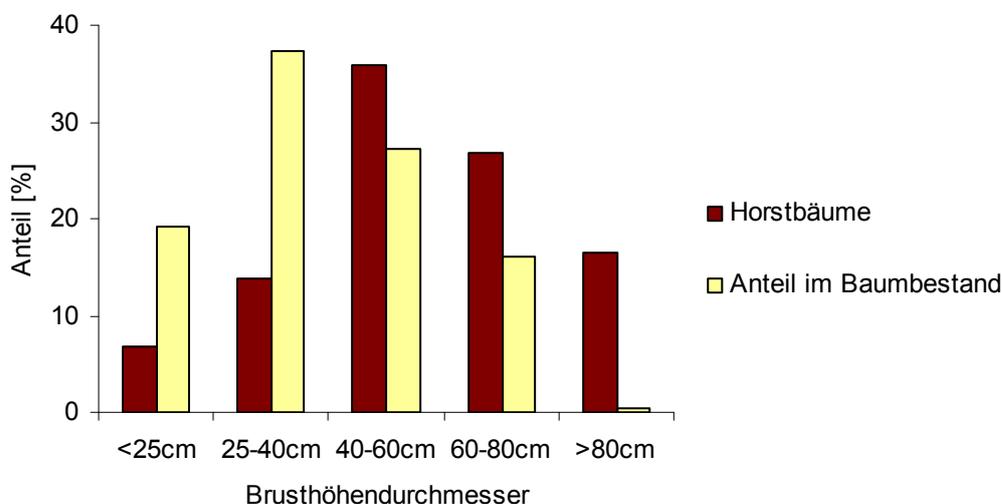


Abb. 17: Brusthöhendurchmesser aller Horstbäume (n=145) und der Anteil im gesamten Baumbestand (n=50).

Tab. 4: Struktur-Matrix der Diskriminanzfunktion: Waldstruktur und Horstgrößenklasse

	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	-,032	,363*
Dichte der Strauchschicht	-,172	,303*
Anteil von <i>Quercus robur</i> 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 II	,092	-,149*
Gesamtzahl der Bäume in der Oberschicht	-,008	,082*
Anteil von <i>Fracinus angustifolia</i> in der Oberschicht	-,052	-,057*
Anzahl der Bäume BHD < 25cm	-,027	,036*

Tab. 5: Struktur-Matrix der Diskriminanzfunktion: Waldstruktur und Bewirtschaftungsform

	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 <i>Quercus robur</i> in der Oberschicht	-,207	,387*
Anzahl der Bäume BHD 25-40cm	,022	,381*
Anteil von <i>Fracinus angustifolia</i> in der Oberschicht	,066	,358*
Anzahl der Bäume BHD < 25cm	,081	-,313*
Baumumfang	-,057	-,290*
Totholz liegend	,194	-,276*
Baumhöhe	-,054	,228*
Anzahl der Bäume BHD > 40cm	,001	,187*
Kronenschluss des Horstbaumes	,093	,173*
Kronenschluss II	-,036	-,036*

3.4. Habitatwahl und Raumverteilung von ausgewählten Greifvogelarten (Makrohabitanalyse)

3.4.1. Vergleich der Biotoptypen im Makrohabitat von Greifvögeln

Tab. 6 bietet die Zahlengrundlage für alle im Folgenden dargestellten Flächenanteile [ha] im Makrohabitat (19,7 ha) als auch Entfernungen [m] zu den einzelnen Biotoptypen.

3.4.1.1. Waldanteil

Der Waldanteil ist ein wesentliches Kriterium für die Nistplatzwahl von baumbrütenden Greifvögeln. Der Habicht bevorzugt am stärksten dicht bewaldete Gebiete, er zeigt zudem an allen drei Standorten kaum Variabilität. Eine geringe Waldbedeckung weisen die Habitate von Rot- und Schwarzmilan auf. Rohrweihen sind eher Offenlandbewohner, welche im Altschilf oder Getreidefeldern brüten. Solche Flächen liegen im Untersuchungsgebiet zumeist an den Wald angrenzend, zum Teil auch direkt in Lichtungen (Ausreißer in Abb. 18). Der Mäusebussard gilt als recht anpassungsfähige Art und ist sowohl in dichten Wäldern, als auch in Windschutzgürteln und Einzelbäumen im Agrarland zu finden (Ausreißer in Abb. 18).

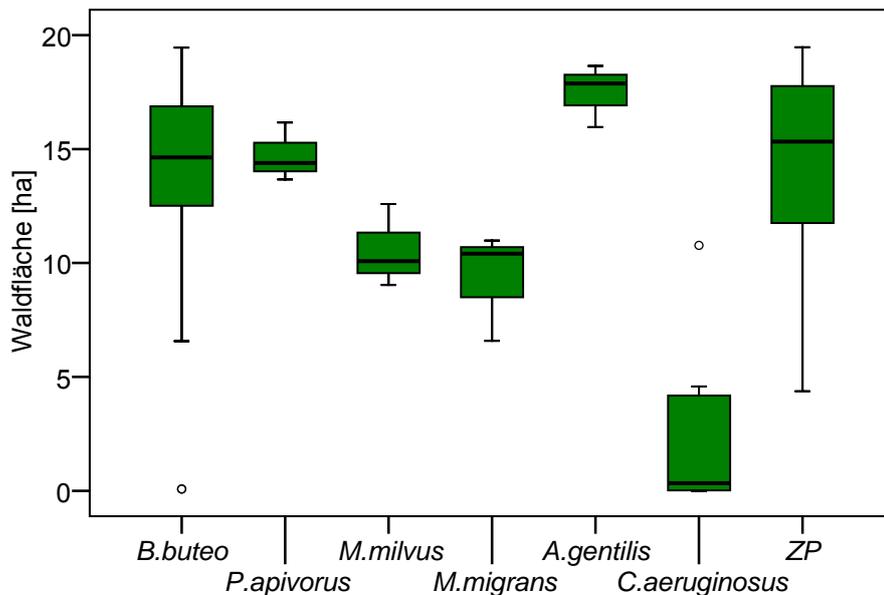


Abb. 18: Anteil der Waldfläche [ha] im Makrohabitat (19,6 ha) der sechs häufigsten Greifvogelarten an der oberen March, im Vergleich zu den Zufallspunkten (ZP) (n=34, 3, 3, 3, 3, 7, 55).

3.4.1.2. Anteil an Wasserflächen und Schilfgürteln

Auwälder werden vom Wasser beeinflusst und geformt, dadurch ist auch ein hoher Anteil an Wasserflächen in Greifvogelhabitaten an der oberen March bedingt. In den Auswertungen wurden die March selbst, die Zaya, Altarme, seichte verlandende Gewässer bzw. astatische Gewässer und anthropogen überformte Gewässer (Anlandebecken und Kühlteich) zusammengefasst.

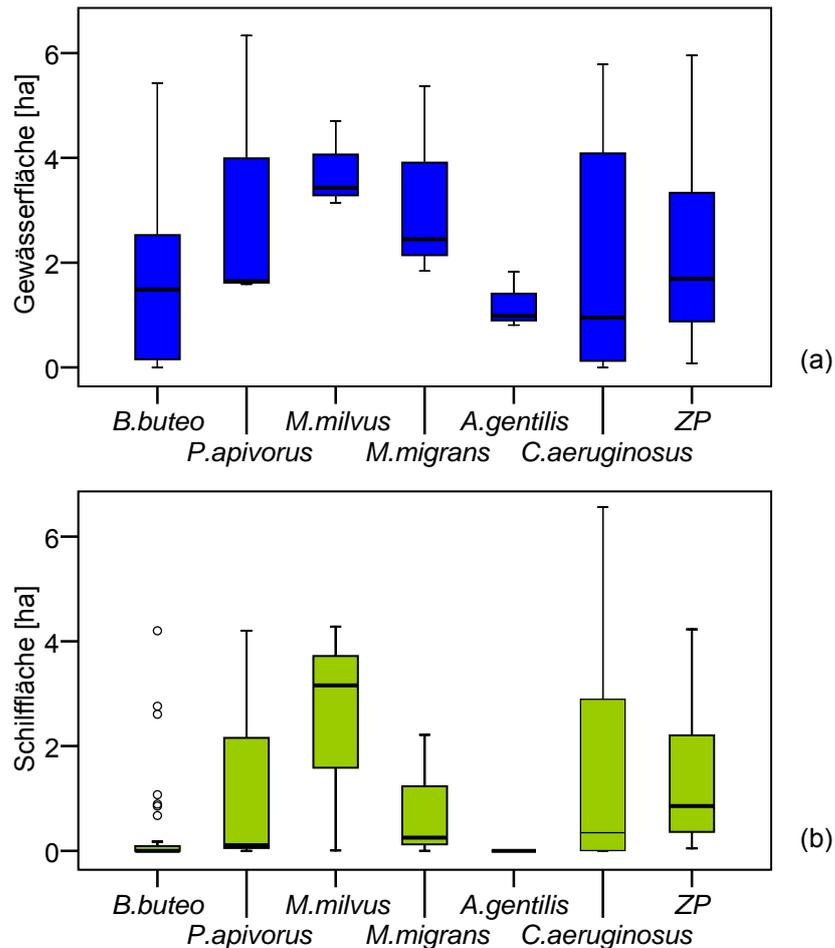


Abb. 19: Anteil der Wasserfläche (a) und der Schifflfläche (b) im Makrohabitat (19,6 ha) der sechs häufigsten Greifvogelarten an der oberen March, im Vergleich zu den Zufallspunkten.

Der Mäusebussard meidet stark durchnässte Bereiche, typische Bewohner der dynamischen Au sind dagegen Rot- und Schwarzmilan. Der Habicht nistet eher abseits der Wasserflächen, hingegen zeigen Rohrweihen eine Präferenz (Abb. 19a). Als Bodenbrüter liegen bevorzugte Nistplätze vermehrt in Schilfgürteln (Abb. 19b), die zeitweise vollkommen von Wasser umgeben sind. So sind die Jungen auch optimal vor Fressfeinden geschützt.

3.4.1.3. Abstand zum Waldrand

Als Waldrand gelten offene Flächen ab einer Mindestgröße von einem Hektar, kleinere Flächen werden als Lichtung definiert und fallen aus der nachfolgenden Analyse heraus. Rohrweihen wurden nicht berücksichtigt, da ihre Brutplätze im Offenland liegen. Am weitesten im Waldesinneren brütet der Habicht, während Mäusebussarde eher an Waldrändern zu finden sind. Typische, an offene Flächen angrenzende Niststandorte sind auch jene von Rot- und Schwarzmilan.

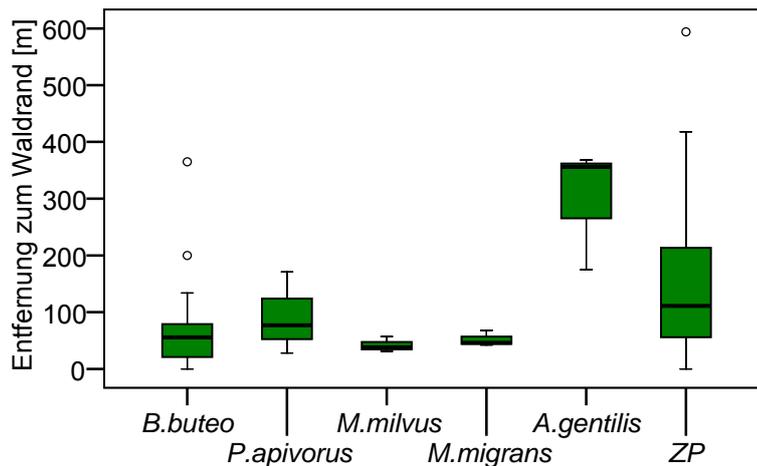


Abb. 20: Entfernung zum Waldrand [m] der fünf häufigsten Greifvogelarten an der oberen March, im Vergleich zu den Zufallspunkten (ZP) (n=34, 3, 3, 3, 3, 55).

3.4.1.4. Abstand zum nächsten Gewässer

Auch Gewässer stellen offene Flächen dar, werden aber, mit Ausnahme des Schwarzmilans und des Seeadlers, kaum von Greifvögeln als Jagdgebiet genutzt. Sie können jedoch wichtige Einflugschneisen zum Horst bieten.

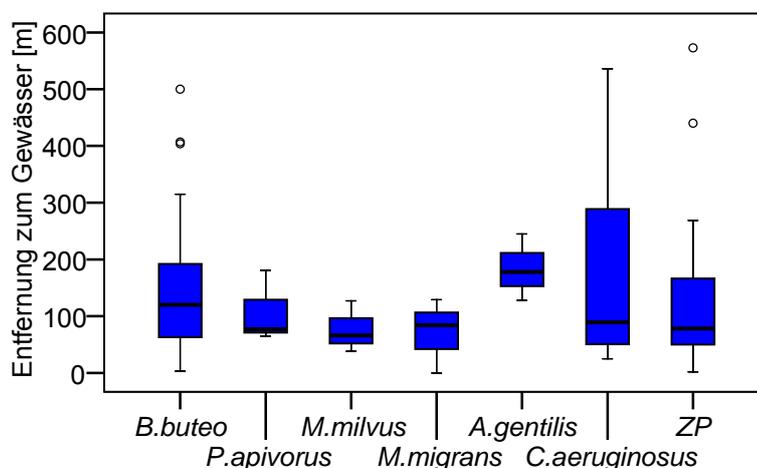


Abb. 21: Entfernung zum nächsten Gewässer [m] der sechs häufigsten Greifvogelarten an der oberen March, im Vergleich zu den Zufallspunkten (ZP) (n=34, 3, 3, 3, 3, 7, 55).

Wird die Entfernung zum nächsten Gewässer betrachtet, zeigen sich zwischen den Arten kaum Unterschiede. Rot- und Schwarzmilan sind typische Auwaldarten und am nächsten zu Wasserflächen zu finden, der Habicht brüdet am weitesten davon entfernt. Rohrweihen zeigen die breiteste Streuung. Liegt das Nest in einem Schilfgürtel, so grenzt auch ein Gewässer unmittelbar daran, liegt es hingegen in einer Ackerfläche, kann es sich durchaus um einen sehr trockenen Standort handeln (Ausreißer in Abb. 21).

3.4.1.5. Abstand zum nächsten Weg

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. Manche Horstbäume an der March sind von meterhohen Brennnesseln umgeben, was eine Störung durch den Menschen ebenso sehr unwahrscheinlich werden lässt.

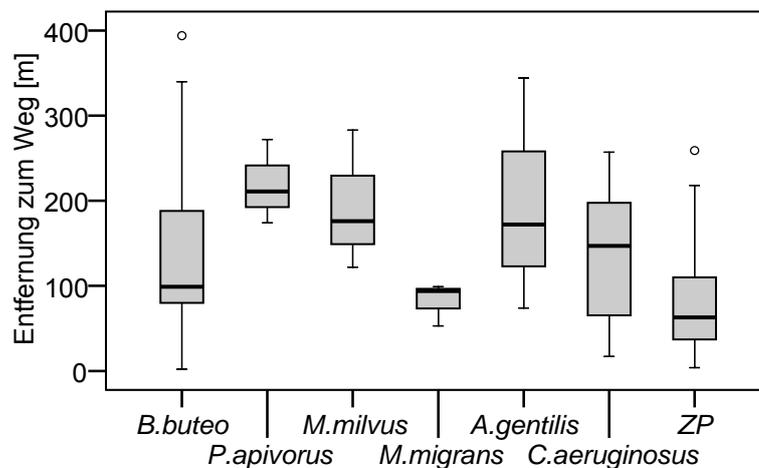


Abb. 22: Entfernung zum nächsten Weg [m] der sechs häufigsten Greifvogelarten an der oberen March, im Vergleich zu den Zufallspunkten (ZP) (n=34, 3, 3, 3, 3, 7, 55).

Der Mäusebussard zeigt auch wegen der größeren Stichprobe ein recht heterogenes Bild, die Art ist sowohl direkt an Wege angrenzend, als auch weit abseits davon anzutreffen. Diese Beobachtung lässt vermuten, dass andere Kriterien über die Nistplatzwahl entscheiden und das Wegenetz wenig Einfluss darauf zeigt. Auffällig ist, dass die Zufallspunkte näher an Wegen liegen als allgemein die von Greifvögel gewählten Habitate.

Tab. 6: Vergleich der Flächenanteile unterschiedlicher Biotoptypen im Makrohabitat (19,6 ha) sowie der Entfernungen zu offenen bzw. geschlossenen Flächen der sechs häufigsten Greifvogelarten und der Zufallspunkte an der oberen March. Mittelwert \pm Standardabweichung (Minimum – Maximum).

	Mäusebussard n=34	Wespenbussard n=3	Rotmilan n=3	Schwarzmilan n=3	Habicht n=3	Rohrweihe n=7	Zufallspunkte n=55
Flächen							
Gewässerfläche [ha]	1,68 \pm 1,49 (0,00 – 5,43)	3,20 \pm 2,72 (1,59 – 6,34)	3,76 \pm 0,83 (3,14 – 4,70)	3,22 \pm 1,89 (1,84 – 5,37)	1,21 \pm 0,54 (0,81 – 1,83)	3,56 \pm 6,19 (0,00 – 18,13)	2,10 \pm 1,51 (0,08 – 5,96)
Schilffläche [ha]	0,39 \pm 0,95 (0,00 – 4,20)	1,44 \pm 2,39 (0,00 – 4,20)	2,49 \pm 2,21 (0,01 – 4,28)	0,82 \pm 1,21 (0,00 – 2,22)	—	1,82 \pm 2,74 (0,00 – 6,56)	1,39 \pm 1,18 (0,05 – 4,23)
Wiesenfläche [ha]	1,07 \pm 1,73 (0,00 – 5,73)	0,34 \pm 0,60 (0,00 – 1,03)	1,99 \pm 0,93 (1,44 – 3,06)	5,88 \pm 4,34 (2,48 – 10,77)	—	3,84 \pm 5,89 (0,00 – 14,40)	2,41 \pm 2,30 (0,01 – 7,75)
Ackerfläche [ha]	2,60 \pm 4,89 (0,00 – 19,45)	0,89 \pm 1,54 (0,00 – 2,67)	0,63 \pm 1,09 (0,00 – 1,89)	—	—	6,41 \pm 8,12 (0,00 – 18,29)	1,61 \pm 2,20 (0,03 – 6,30)
Waldfläche [ha]	13,64 \pm 4,76 (0,08 – 19,46)	14,75 \pm 1,29 (13,67 – 16,17)	10,57 \pm 1,83 (9,03 – 12,59)	9,33 \pm 2,39 (6,59 – 10,99)	17,49 \pm 1,38 (15,96 – 18,64)	2,79 \pm 4,02 (0,00 – 10,78)	14,65 \pm 3,64 (4,37 – 19,46)
Dammflächen [ha]	0,05 \pm 0,21 (0,00 – 0,95)	0,54 \pm 0,94 (0,00 – 1,62)	—	—	0,55 \pm 0,95 (0,00 – 1,65)	0,26 \pm 0,50 (0,00 – 1,31)	2,20 \pm 4,79 (0,04 – 18,02)
Sonstiges [ha]	0,02 \pm 0,06 (0,00 – 0,30)	—	—	—	—	0,14 \pm 0,21 (0,00 – 0,53)	0,17 \pm 0,11 (0,01 – 0,30)
Entfernungen							
Waldrand [m]	188 \pm 156 (28 – 576)	92 \pm 73 (28 – 171)	43 \pm 13 (31 – 57)	52 \pm 14 (42 – 68)	300 \pm 108 (175 – 368)	311 \pm 344 (28 – 842)	189 \pm 152 (0 – 625)
Lichtung [m]	66 \pm 68 (0 – 365)	—	—	—	—	—	145 \pm 125 (0 – 594)
Gewässer [m]	147 \pm 125 (3 – 500)	108 \pm 64 (65 – 181)	77 \pm 46 (38 – 127)	71 \pm 65 (0 – 129)	184 \pm 59 (128 – 245)	190 \pm 207 (25 – 536)	115 \pm 104 (2 – 573)
Schilf [m]	—	—	—	—	—	38 \pm 60 (0 – 166)	—
Weg [m]	137 \pm 95 (2 – 394)	218 \pm 49 (174 – 272)	194 \pm 82 (122 \pm 283)	82 \pm 25 (53 – 99)	197 \pm 137 (74 – 344)	135 \pm 93 (17 – 257)	82 \pm 59 (4 – 259)

3.4.2. Nearest Neighbour Distance (NND)

Tab. 7: *Nearest Neighbour Distance (NND)* als Mittelwert \pm Standardabweichung (Minimum – Maximum) zwischen den Horstbäumen bzw. Nestern der Greifvögel, Weiß- und Schwarzstorch sowie der Graureiher- und Kormoranbrutkolonien und der Rabenvögel. n definiert in den Brutkolonien die Anzahl der Horstbäume, nicht jene der einzelnen Nester.

	Mäuse-Bussard n=34	Wespen-Bussard n=3	Rotmilan n=3	Schwarz-Milan n=3	Habicht n=3	Turmfalke n=1	Rohrweihe n=7	Weißstorch n=11	Schwarzstorch n=5	Graureiher n=46	Kormoran n=39	Kolkrabe n=1	Nebelkrähe n=6
Mäusebussard n=34	501±273 (162-1276)	2051±1134 (167-4708)	1854±1129 (353-4759)	1923±748 (756-3792)	1527±1081 (149-4252)	3199±1808 (742-6840)*	1239±670 (24-2988)	840±338 (143-1623)	1120±566 (112-2668)	3152±1790 (722±6769)	1146±29 (1145-1199)	4666±2506 (601-88879)*	2020±1488 (245-5654)
Wespenbussard n=3	459±304 (167-775)	4796±1960 (2533-5928)	1712±1433 (59-2587)	1781±443 (1290-2154)	1232±1094 (5**-2105)	3829±1523 (2118-5036)	871±363 (573-1276)	1008±406 (557-1345)	1537±634 (870-2132)	3789±1480 (2128-4967)	1173±91 (1169-1349)	4781±3490 (1670-8555)	2309±999 (1555-3442)
Rotmilan n=3	599±230 (353-807)	1404±1236 (58-2490)	1895±400 (1664-2356)	1354±1178 (198-2553)	1415±442 (907-1705)	2579±1932 (521-4355)	807±638 (279-1516)	651±502 (137-1141)	952±611 (492-1645)	2518±1932 (461-4294)	1192±91 (1188-1365)	5143±950 (4168-6066)	625±816 (35-1556)
Schwarzmilan n=3	909±242 (756-1188)	1938±571 (1290-2369)	667±578 (198-1313)	1871±2729 (295-5023)	2103±183 (1899-2252)	1906±2987 (38-5351)	614±703 (87-1412)	119±106 (27-234)	458±528 (28-1047)	1863±2971 (29-5291)	155±2832 (30-5023)	5270±1804 (3191-6428)	1027±1536 (86-2799)
Habicht n=3	214±93 (149-321)	1233±1095 (5**-2109)	1648±799 (907-2494)	2103±183 (1899-2252)	2090±1638 (1144-3980)	2502±570 (2121-3157)	1321±322 (1022-1663)	728±154 (555-850)	937±1046 (208-2136)	2464±545 (2132-3093)	2215±69 (2212-2347)	5724±2519 (3744-8559)	1431±1808 (742-6840)
Turmfalke n=1	3199±1808 (742-6840)*	3225±1566 (2118-4333)	2579±1932 (521-4355)	1906±2987 (38-5351)	2502±570 (2121-3157)	—	1702±1774 (63-4560)	3580±2406 (44-7209)	3371±2532 (31-6465)	51±14 (36-71)	5290±78 (5286-5440)	—	1431±1354 (189-2949)
Rohrweihe n=7	530±313 (24-872)	1804±728 (573-2713)	1057±573 (279-1845)	869±508 (87-1448)	1674±494 (1022-2483)	1702±1774 (62-4560)	875±378 (582-1420)	654±383 (71-1007)	759±343 (92-1118)	1686±1742 (97-4493)	1368±68 (1365-1500)	5663±1851 (2424-7367)	1064±821 (242-2703)
Weißstorch n=11	674±328 (143-1199)	2087±1263 (557-4699)	1913±1365 (137-4745)	1546±1229 (27-3659)	1965±1195 (555-4452)	3580±2406 (44-7209)	1268±859 (71-3082)	930±485 (177-1413)	915±600 (50-1954)	3534±2386 (39-7138)	17±47 (8-177)	4286±2723 (576-8395)	2340±1795 (221-5785)
Schwarzstorch n=5	465±337 (112-853)	2319±890 (1608-3871)	1644±1392 (492-3918)	1686±1155 (28-2881)	1707±1398 (208-3629)	3371±2532 (31-6465)	1172±841 (92-2243)	558±395 (50-929)	1547±698 (796-2258)	3315±2515 (8-6395)	1050±55 (1047-1157)	6349±2384 (377-6447)	2010±1992 (170-4946)
Graureiher n=46	872±212 (722-1199)	1906±447 (1169-2369)	696±422 (198-1365)	575±1565 (28-5023)	2160±114 (1899-2347)	1669±2548 (31-5440)	525±627 (92-1500)	101±69 (39-234)	599±764 (8-2258)	1626±2536 (3-5381)	138±2842 (3-5381)	5451±1525 (86-2868)	5451±1525 (3191-6449)
Kormoran n=39	1146±29 (1145-1199)	1173±91 (1169-1349)	1192±91 (1188-1365)	155±2832 (30-5023)	2215±69 (2212-2347)	5290±78 (5286-5440)	1368±68 (1365-1500)	17±47 (8-177)	1050±55 (1047-1157)	138±2842 (3-5381)	10±25 (3-140)	3194±67 (3193-3320)	2697±88 (2692-2869)
Kolkrabe n=1	4666±2506 (601-8887)*	6337±3137 (4119-8555)	5143±950 (4168-6066)	5270±1804 (3191-6066)	5270±1804 (3191-6428)	—	5663±1851 (2424-7367)	4286±2723 (576-8395)	3649±2384 (377-6447)	6428±21 (6395-6449)	3194±67 (3193-3320)	—	5902±653 (5112-6633)
Nebelkrähe n=6	537±201 (245-796)	2005±353 (1555-2466)	385±299 (35-816)	1258±1216 (86-2638)	1450±594 (876-2057)	1431±1354 (189-2949)	919±725 (242-1754)	568±453 (221-1394)	469±288 (170-764)	1385±1338 (163-2889)	2697±88 (2692-2868)	5902±653 (5112-6633)	269±260 (132-787)

* hellgraue Werte sind aufgrund der niedrigen Stichprobe unwahrscheinlich hoch

** der nächstgelegene Horst war schon verlassen

3.4.3. Mäusebussard

Der Mäusebussard ist der häufigste Greifvogel in Österreich und ist das ganze Jahr über anzutreffen. Er gilt als sehr anpassungsfähig und benützt vielfältige Nistplätze, von geschlossenen Wäldern und Windschutzstreifen bis hin zu Einzelbäumen in offenen Flächen. Ebenso vielfältig ist auch das Bild der Horststandorte im Untersuchungsgebiet.

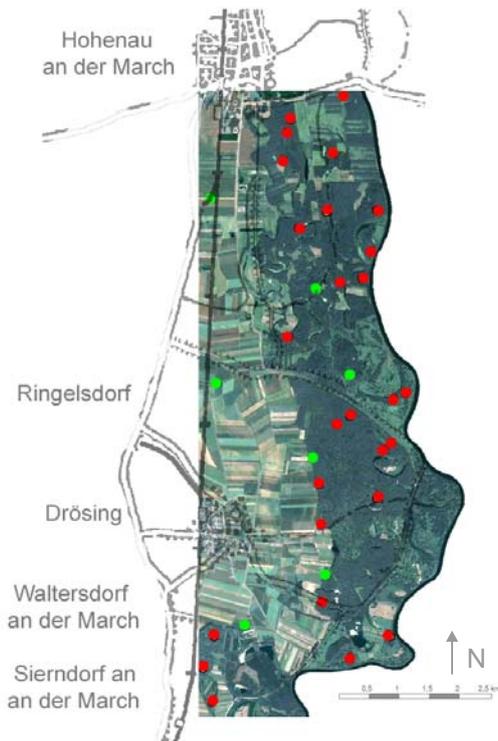


Abb. 23: Verteilung des Mäusebussards im Untersuchungsgebiet im Jahr 2008.

Legende: ● erfolgreicher Mäusebussardhorst
● erfolgloses Paar



Abb. 24: Junger Mäusebussard im Horst (Juni 2008, Foto: P. SUMASGUTNER)

Abb. 23 zeigt die Verteilung der kartierten Mäusebussardhorste, wobei rote Punkte als erfolgreiche, und grüne als erfolglose Paare gelten. Die Mehrheit der Horste liegt nahe an Waldrändern und Lichtungen, teilweise sogar außerhalb der Waldfläche an geschotterten Feldwegen. Wenige befinden sich im dichten Wald. Auffällig ist, dass der letzte Rest der dynamischen Au außerhalb des Hochwasserschutzdammes im Drösender Wald vom Mäusebussard gemieden wird, obwohl er ansonsten recht homogen im gesamten Untersuchungsgebiet verteilt ist. Der durchschnittliche Abstand zwischen den einzelnen, vom Mäusebussard besetzten Horsten (NND) beträgt 501 m (min. 162 – max. 1276).

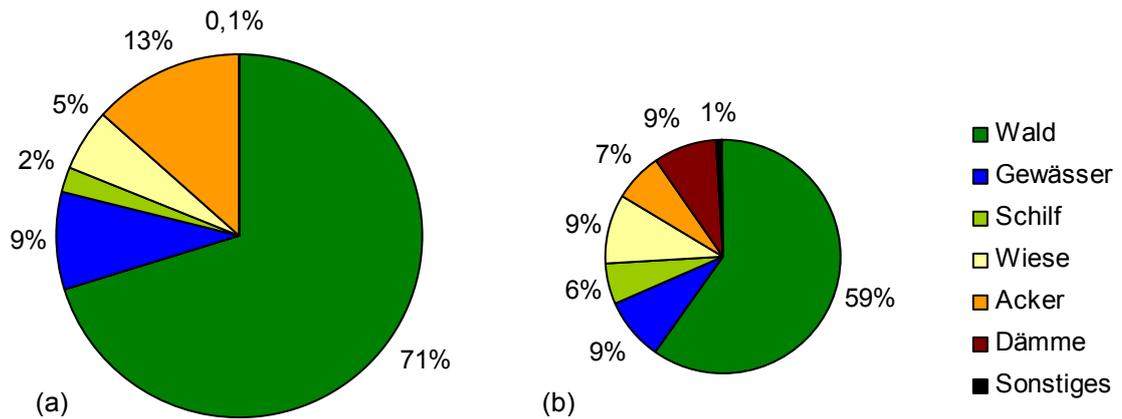


Abb. 25: Durchschnittliche Flächenanteile unterschiedlicher Biotoptypen im Makrohabitat (19,6 ha) des Mäusebussards (n=34) an der oberen March im Jahr 2008 (a), im Vergleich zu den Zufallspunkten (n=55) (b).

Das Kerngebiet der Mäusebussardreviere zeichnet sich durch einen hohen Waldanteil aus (Abb. 25). Das Makrohabitat ($r = 250$ m) ist zu 71% mit Wald bedeckt. Wesentlich sind auch der, im Vergleich zu den Zufallspunkten, hohe Anteil an offenen Flächen, insbesondere an Ackerland (13%). Die vorgefundenen Mäusebussardhorste sind zwischen 9 und 26 m Höhe angelegt, der BHD der Horstbäume liegt zwischen 22 und 162 cm (Abb. 26).

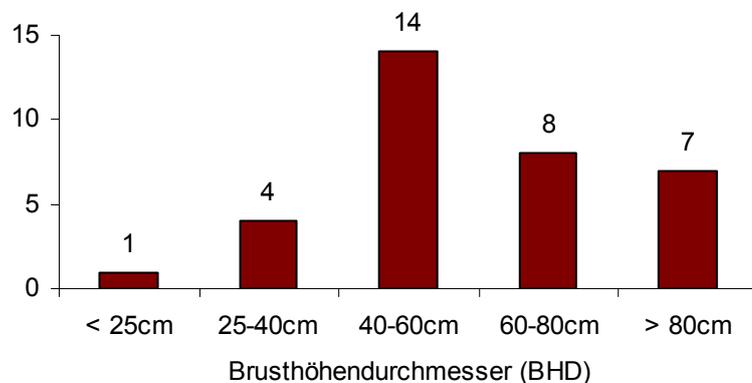


Abb. 26: Brusthöhendurchmesser der Horstbäume des Mäusebussards (n=34).

Mäusebussarde sind sowohl in jungen Quirlleschenmonokulturen, als auch in alten Stieleichenüberhältern zu finden. Der durchschnittliche Kronenschluss des Horstbaumes beträgt 40%, wobei dieser Wert durch den hohen Stieleichen-Anteil unter den Horstbäumen zustande kommt (Abb. 27). Der Mäusebussard zeigt eine Präferenz für Bäume in hiebreifen Beständen mit einem BHD von 40-60 cm. 6 der vorgefundenen Horste fallen in die Kategorie Großhorste und liegen in Stieleichen mit einem BHD > 80 cm. Die Verteilung der

Horstbaumarten des Mäusebussards entspricht weitgehend der vorgefundenen Zusammensetzung aller Horstbaumarten im Untersuchungsgebiet (Abb. 16). Die Stieleiche ist wiederum im Vergleich zu ihrem Anteil im gesamten Waldgebiet überrepräsentiert. 26,5% der Mäusebussardhorste liegen auf Stieleichen, die gerade einmal 10,1% des Waldes ausmachen. Diese Präferenz ist signifikant ($\chi^2= 7,81$; $p=0,005$). Ebenso werden Pappeln in einem hohen Anteil von 14,7% genutzt, was auch signifikant ist ($\chi^2= 5,00$; $p=0,025$). Selbst Schwarzerlen zählen zu den Horstbäumen des Mäusebussards. Die betroffenen Niststandorte liegen aber im Waldgebiet von Waltersdorf, das ohnehin von Schwarzerlen dominiert wird.

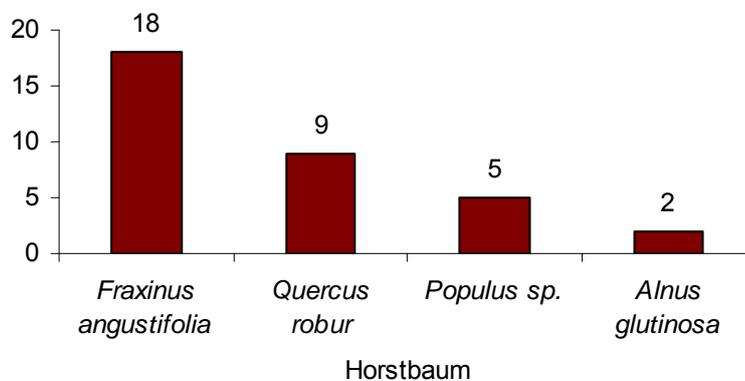


Abb. 27: Verteilung der Horstbaumarten des Mäusebussards (n=34).

Alle kartierten Niststandorte des Mäusebussards liegen in der Nähe von offenen Flächen. Abb. 28 stellt die Entfernung der Horste zum Waldrand (a) und zur nächsten Lichtung (b) dar. Im Untersuchungsgebiet liegen 64% der Horste zwischen 50 und 200 m, weitere 23% jedoch in über 300 m Entfernung zum Waldrand (min. 28 – max. 576, Ø 188 m). Werden allerdings die Entfernungen der Niststandorte zur nächsten Lichtung betrachtet, so liegen 97% der Mäusebussardhorste zwischen 0 und 200 m von solchen entfernt (min. 0 – max. 375, Ø 66 m). Selbst der Ausreißer in Abb. 28b ist nicht im dichten Wald eingeschlossen, da eine Forstschneise und Wasserflächen daran angrenzen.

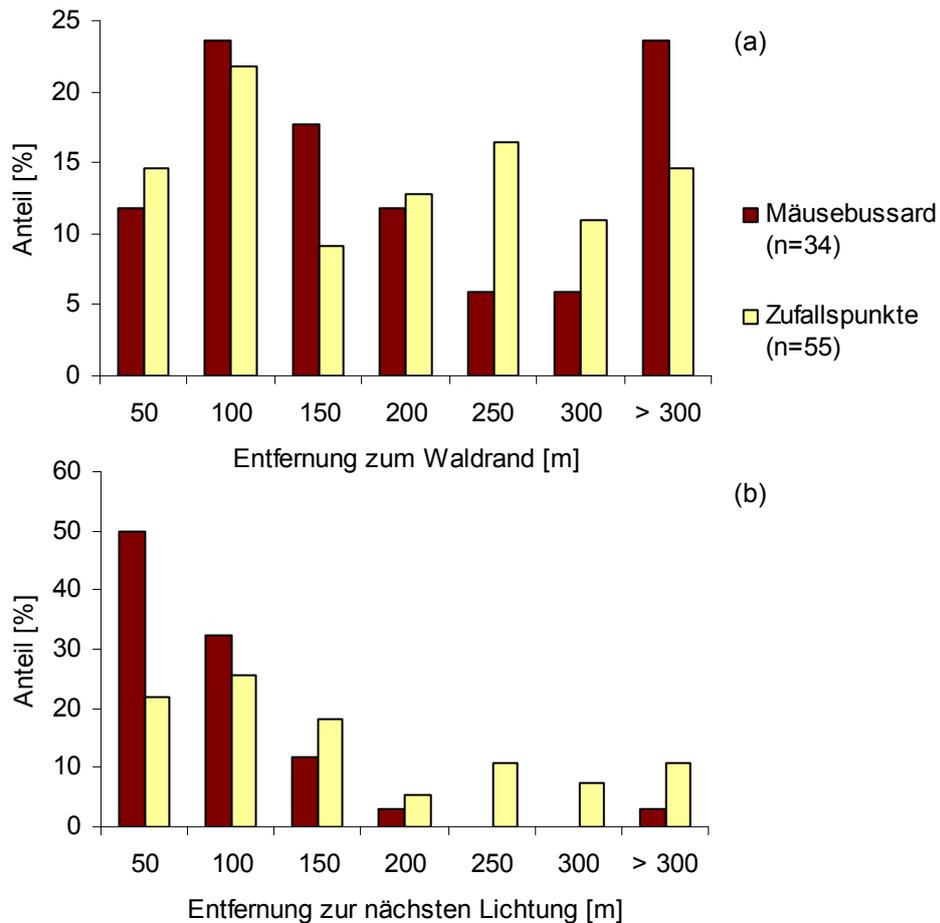


Abb. 28: Entfernung [m] der Mäusebussardhorste (n=34) zum Waldrand (a) und zur nächsten Lichtung (b) im Vergleich zu den Zufallspunkten (n=55).

In Bezug auf die Entfernung zum nächsten Gewässer kommt keine Präferenz zum Ausdruck. 68% der Mäusebussardhorste und 73% der Zufallspunkte liegen zwischen 0 und 200 m vom nächsten Gewässer entfernt (Abb. 29). Daraus lässt sich ableiten, dass die geringe Entfernung allein aus dem generell hohen Gewässeranteil im Auwald resultiert.

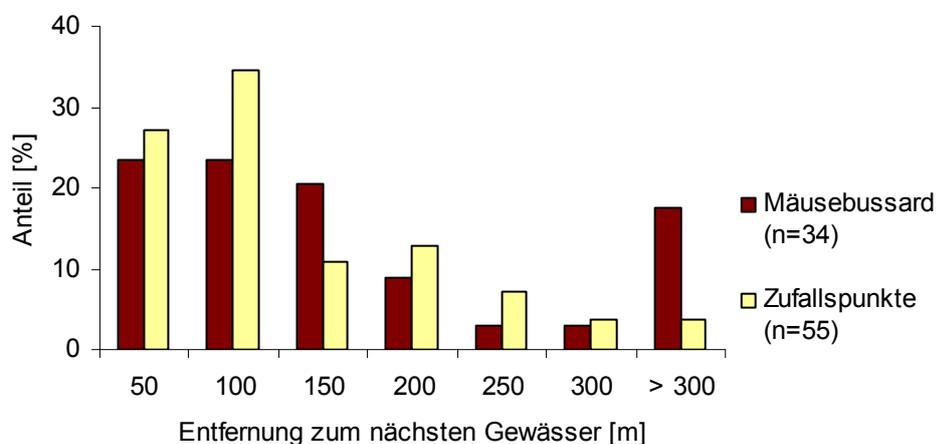


Abb. 29: Entfernung der Mäusebussardhorste (n=34) zum nächsten Gewässer [m] im Vergleich zu den Zufallspunkten (n=55).

Das Jahr 2008 war eine erfolgreiche Saison für den Mäusebussard, was die hohe Besetzungsrate (n=34) und vor allem der Bruterfolg (n=27) widerspiegelt. Lediglich 7 Horste blieben erfolglos, durchschnittlich sind pro Brutpaar 1,15 Junge ausgeflogen. Die Anzahl der flüggen Juvenilen lässt allerdings keinen Rückschluss auf die Gelegegröße und die Anzahl der Nestlinge zu. Eine längere Regenperiode im Mai 2008 dürfte nämlich zu einer erhöhten Nestlingssterblichkeit geführt haben, worauf die beobachtete Anzahl von Nachgelegen beim Mäusebussard hindeutet. Im Juni wurden in den einzelnen Mäusebussardhorsten Nestlinge unterschiedlichsten Alters gefunden. Manche waren schon voll durchgemausert, bei anderen waren erst spärlich Blutkiele erkennbar. Selbst Mitte Juli, während der Habitatkartierung, waren die Jungen von drei Mäusebussardhorsten noch nicht ausgeflogen.

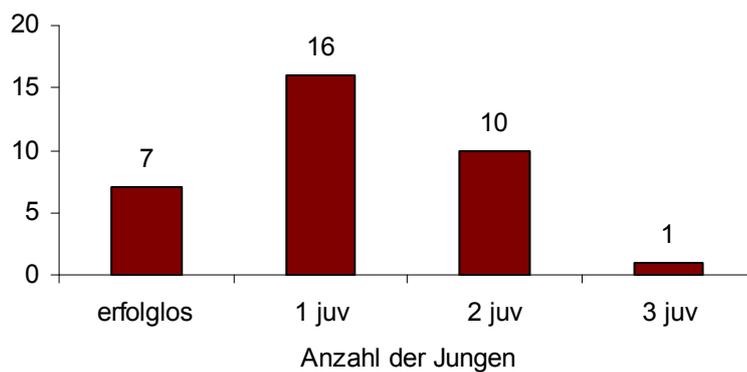


Abb. 30: Bruterfolg beim Mäusebussard im Jahr 2008 (n=34).

3.4.4. Wespenbussard

Spätankömmlinge wie Wespenbussarde, die erst im April/Mai das Brutgebiet erreichen, können recht schwer am genauen Niststandort nachgewiesen werden. Es muss davon ausgegangen werden, dass neue Horste gebaut werden. Ein Finden solcher Horste bei voller Belaubung gelingt, wenn überhaupt, per Zufall. Wespenbussardhorste gelten als recht klein und nicht stabil. Zudem setzen Wespenbussardnestlinge den Schmelz am Horstrand ab, sodass auch am Boden keine Spuren zu sehen sind, welche den Niststandort verraten (MEBS & SCHMIDT 2006). Während der Habitatkartierung im Juli wurden dennoch zwei Wespenbussardhorste durch das Auffliegen des Altvogels entdeckt. Ein drittes Revier im Drösinger Wald wird im Bereich der „Wasserburg“ vermutet, da mehrmals auffällige Balzflüge von Wespenbussarden beobachtet wurden. Das Paar geht als territoriales Paar in die Analysen mit ein. Da die bevorzugte Nahrung, Staaten bildende Hautflügler wie Wespen und Hummeln, vernässte Bereiche meiden, nutzt der Wespenbussard vor allem die Randlagen der Au.

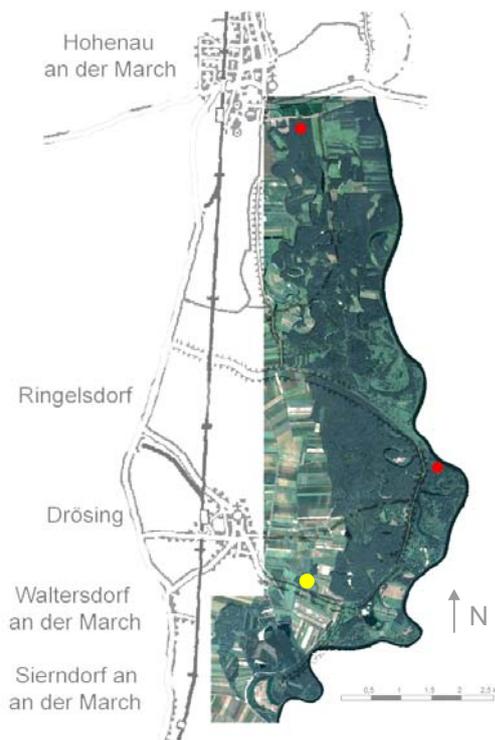


Abb. 31: Verteilung des Wespenbussards im Untersuchungsgebiet im Jahr 2008.
Legende: ● besetzter Wespenbussardhorst ● territoriales Paar.

Die Niststandorte des Wespenbussards weisen mit 69% im Vergleich zu den Zufallsflächen (59%) eine recht hohe Waldbedeckung auf (Abb. 32). Die Horste selbst liegen in lichten Waldabschnitten (\varnothing 20 Bäume in der Oberschicht), die dennoch ein geschlossenes Kronendach aufweisen (\varnothing 70% Kronenschluss). Ein hoher Gewässeranteil von 15% ist zu bemerken, wobei vor allem seichte, verlandende Wasserflächen von Bedeutung sind, die an allen Standorten von einem dichten Schilfgürtel umgeben sind. Auch die Nähe zum Hochwasser-Schutzdamm ist gegeben, maßgeblich dafür dürfte das reiche Angebot an Erdwespen- und Hummelnestern am sonnenexponierten Damm sein.

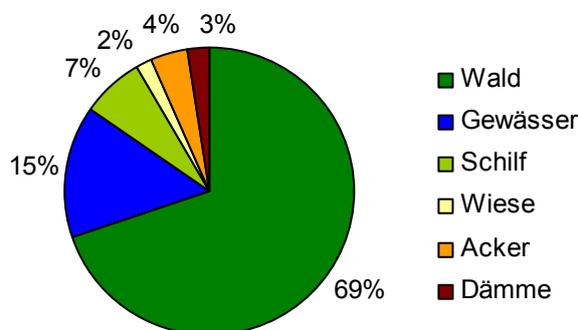


Abb. 32: Durchschnittliche Flächenanteile unterschiedlicher Biotoptypen im Makrohabitat (19,6 ha) des Wespenbussards (n=3) an der oberen March im Jahr 2008.

Alle Wespenbussardhorste sind während der Brutsaison neu entstanden, sie liegen in einer Linde und in einer Stieleiche. Der Horst des dritten Paares konnte erst nach einer erneuten Winterbegehung im Jänner 2009 bestätigt werden, und ist in einer Hybridpappel angelegt. Da er im Laufe des Frühjahrs neu entstanden sein muss, liegt die Vermutung nahe, dass er auch besetzt und bebrütet war. Eine tatsächliche Horstbesetzung für 2008 ist aber nicht belegt. Die durchschnittliche Entfernung der Wespenbussardhorste zum Waldrand beträgt 92 m (min. 28 – max. 171). Das nächste Gewässer liegt durchschnittlich 108 m entfernt (min. 65 – max. 181). Es zeigt sich, ebenso wie beim Mäusebussard, kein signifikanter Unterschied zu den Zufallsflächen. Die Gewässernähe dürfte lediglich mit dem hohen Wasseranteil im gesamten Untersuchungsgebiet zu begründen sein. Wespenbussardnistplätze weisen unter allen betrachteten Arten den größten Mindestabstand zum Wegenetz auf (min. 174 – max. 272 m).

3.4.5. Habicht

Beim Habicht bestehen nach wie vor zwei Reviere, die schon 1994 und 1995 kartiert wurden, und zwar jenes im Fürstenwald und jenes im Zistersdorfer Wald. Das Revier im Drösinger Wald hat sich nach Norden verschoben, jenes im Waldgebiet von Sierndorf wurde aufgegeben.

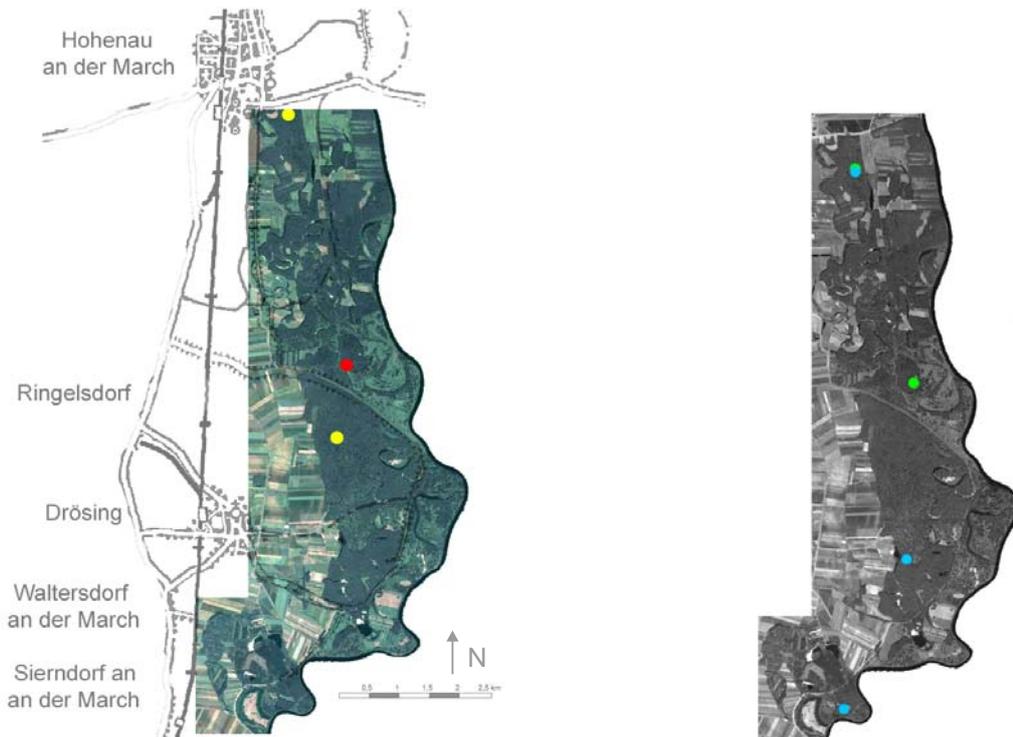


Abb. 33: Verteilung des Habichts im Untersuchungsgebiet im Jahr 2008 und die Vergleichsdaten aus 1994 (ZUNA-KRATKY & CRAIG) und 1995 (ZUNA-KRATKY 1995a, 1995b).
Legende: ● erfolgreicher Habichthorst 2008 ● aufgegebenener Habichthorst
● Habichthorst 1994 und ● 1995

Für den Habicht sind Konkurrenzphänomene von großer Bedeutung, der durchschnittliche Abstand zwischen den einzelnen Brutpaaren (NND) beträgt 2090 m (min. 1144 – max. 3980). Die nächsten Hostnachbarn sind Mäusebussard (min. 149 m) und Schwarzstorch (min. 208 m). In Tab. 7 ist auch der Mindestabstand von 5 m zum nächsten Wespenbussardhorst hervorgehoben, doch war der Habicht zum Zeitpunkt der Horstbesetzung durch den Wespenbussard nicht mehr anwesend, der Wert ist damit bedeutungslos. 2008 ist lediglich ein juveniler Habicht ausgeflogen, die Reproduktionsrate beläuft sich auf 0,3 Jungvögel/Brutpaar. Im Vergleich dazu wurde 1994 ein Bruterfolg von 2,5 Jungvögel/Brutpaar nachgewiesen (ZUNA-KRATKY & CRAIG

1994), 1995 von 1 Junghabicht/Brutpaar (ZUNA-KRATKY 1995a, 1995b). Der Habichtbestand an der oberen March sollte aufgrund dieser Beobachtungen weiterhin kontrolliert werden. Nur durch fortlaufende Kontrollen kann festgestellt werden, ob 2008 eine Ausnahme darstellt, oder ob der Habicht nach der Erholungsphase in den 80er und 90er Jahren erneut im Rückgang begriffen ist.

Die kartierten Habichthorste im Untersuchungsgebiet sind zwischen 16 und 21 m Höhe angelegt, wobei alle Nester in Stammgabeln im mittleren Kronenbereich liegen. Habichte bevorzugen Altholzbestände (BHD 59 - 74 cm), der durchschnittliche Kronenschluss des Horstbaumes beträgt 48% (10 – 90%). Im Nationalpark Donauauen wurde eine Präferenz des Habichts für Pappeln festgestellt (GAMAUF & HERB 1993, THOBY 2006). Auch an der oberen March brütete das einzige erfolgreiche Paar in einem Pappelbestand, doch in einem darin stehenden Eichenüberhälter. Die beiden anderen, noch Ende März wieder aufgegebenen Habichthorste, liegen in Quirleschen.

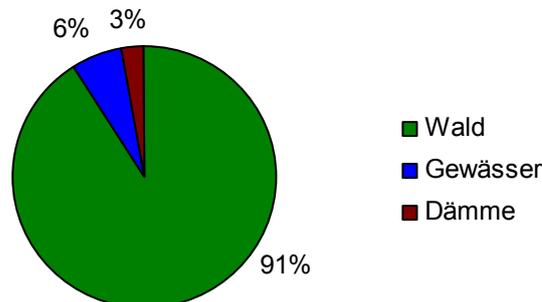


Abb. 34: Durchschnittliche Flächenanteile unterschiedlicher Biotoptypen im Makrohabitat (19,6 ha) des Habichts (n=3) an der oberen March im Jahr 2008.

Der Habicht bevorzugt dichte Waldabschnitte (Abb. 34). Die Zufallspunkte ergeben eine Waldbedeckung von 59%, die Kernflächen der Habichtreviere weisen ganze 91% Waldanteil auf. Wiesen oder Äcker fehlen, einzige Auflockerung sind Wasserflächen und Dämme. Der Habicht brütet am tiefsten im Waldesinneren. Der durchschnittliche Abstand zum Waldrand beträgt 300 m (min. 175 – max. 368). Gewässer und Wege liegen im Durchschnitt 184 m bzw. 197 m vom Horstbaum entfernt, im Vergleich zu 115 und 82 m der Zufallspunkte. Das vom Habicht gewählte Brutgebiet liegt damit abseits der von Menschen stark frequentierten Flächen und ist weitgehend störungsfrei.

3.4.6. Schwarzmilan

Der Schwarzmilan weist in Österreich eine enge Bindung an gewässerreiche Landschaften auf, weshalb auch das Gesamtgebiet der Donau-March-Thaya-Auen ein wichtiges Brutareal für diese Art darstellt (ZUNA-KRATKY & KÜRTHY 1999). Alle bekannten Schwarzmilanbrutplätze im Untersuchungsgebiet liegen unmittelbar an Gewässern angrenzend bzw. in ausgedehnten Überschwemmungsflächen in halboffenen Landschaften. Die Verteilung der Schwarzmilanreviere an der oberen March ist nach wie vor dieselbe wie schon vor 13 bzw. 14 Jahren, doch sind die Brutplätze im Norden direkt an der March verloren gegangen (Abb. 35). In dichten Waldbeständen fehlt der Schwarzmilan nach wie vor. Die Anzahl der Brutpaare ist rückläufig, 1995 haben fünf, 2008 drei Schwarzmilanpaare im Untersuchungsgebiet gebrütet.

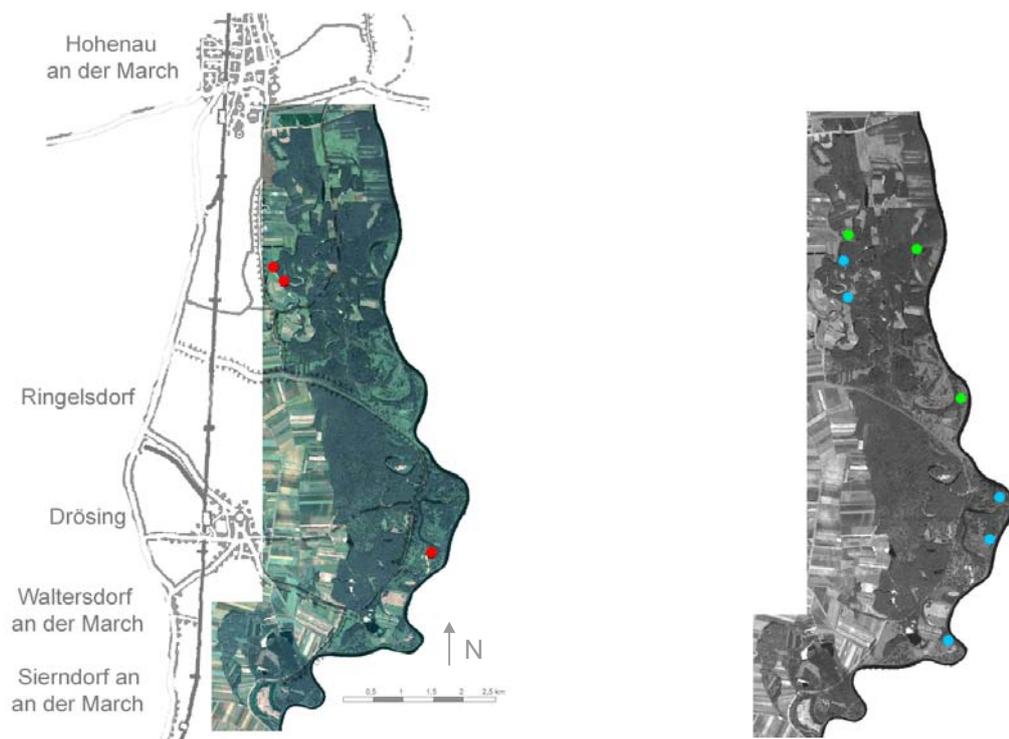


Abb. 35: Verteilung des Schwarzmilans im Untersuchungsgebiet im Jahr 2008 und die Vergleichsdaten aus 1994 (ZUNA-KRATKY & CRAIG) und 1995 (ZUNA-KRATKY 1995a, 1995b).

Legende: ● erfolgreicher Schwarzmilanhorst 2008
● Schwarzmilanhorst 1994 und ● 1995

Der Schwarzmilan besetzt zur Brutzeit separate Reviere, nur in dichter besiedelten Regionen weist er ein koloniehaftes Brüten auf (WALZ 2005). Auch im Untersuchungsgebiet wählen die Brutpaare Niststandorte, die teilweise sehr

nahe beieinander liegen. Der durchschnittliche Abstand zwischen den einzelnen Brutpaaren (NND) beträgt 1871 m, wobei vor allem der Mindestabstand von 295 m hervorzuheben ist. Die kartierten Horstbäume setzen sich aus Quirleschen, Stieleichen und einer alten Silberweide (BHD von 124 cm), die mitten in einem Altarm steht, zusammen. Die Horste sind zwischen 20 und 22 m Höhe angelegt, die Bäume selbst messen 26 bis 27 m. Auffällig ist ein hoher Totholzanteil in allen genannten Habitaten, sowie ein durchgängiges Bestandsalter von 80-100 Jahren mit einem reichen Angebot an Eichenüberhältern. Zwei der Nistplätze liegen direkt in der im Zuge dieser Studie neu entdeckten Graureiherkolonie „Große Lacke“ im Fürstenwald. Im Fall der Silberweide teilt sich der Schwarzmilan sogar den Horstbaum mit zwei Graureiherpaaren. Auch das dritte Paar befindet sich am Rand der großen Graureiher- und Kormoranbrutkolonie im Drösinger Wald. Die Lage bedingt zahlreiche Horstnachbarn in unmittelbarer Nähe. Weißstorch, Schwarzstorch, Graureiher, Kormoran und Turmfalke brüten unter 50 m entfernt, Rohrweihen und Krähen in einem Abstand unter 100 m. Auch der Rotmilan stellt keinen Störungsfaktor dar, der nächste Horst befindet sich in 198 m Entfernung zum Schwarzmilan.

In der Saison 2008 konnten alle drei Schwarzmilan Brutpaare einen Bruterfolg verzeichnen. Es sind je drei, zwei und ein Jungvogel ausgeflogen. Die Reproduktionsrate beläuft sich damit auf 2,0 Juvenile/Brutpaar.

Eine Besonderheit der Milane ist ein breites Nahrungsspektrum, sie jagen zumeist selbst, lesen aber auch Aas auf. Sowohl Rot- als auch Schwarzmilan schlagen häufig Kleinsäuger wie Feldmäuse, doch sind sie nicht wie der Mäusebussard von ihnen abhängig. Zusätzlich werden Amphibien und Reptilien gegriffen. Als manövrierfähige Flieger machen sie erfolgreich Jagd auf Insekten (WALZ 2005). Solch ein vielfältiges Nahrungsangebot ist nur in heterogenen, strukturierten Habitaten zu finden. Besonders für den Schwarzmilan spielen auch Fische eine entscheidende Rolle. Er streift über seichte Gewässer und

greift oberflächennahe Fische im Flug. Für diese Jagdtechnik macht sich auch die im Untersuchungsgebiet bemerkbare Gewässernähe bezahlt.

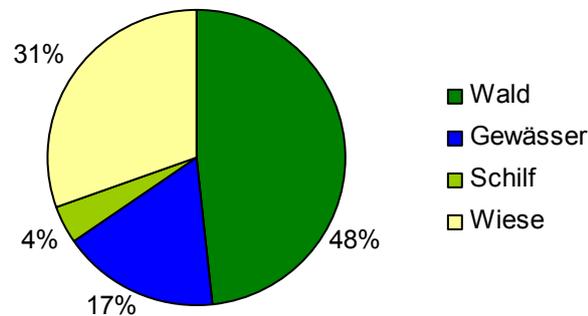


Abb. 36: Durchschnittliche Flächenanteile unterschiedlicher Biotoptypen im Makrohabitat (19,6 ha) des Schwarzmilans (n=3) an der oberen March im Jahr 2008.

Das Makrohabitat des Schwarzmilans besteht zu 31% aus Wiesen, wobei es sich dabei nicht ausschließlich um Mähwiesen, sondern auch um zusammenhängende Überschwemmungsflächen handelt. Im Vergleich dazu zeigen die Zufallspunkte einen Wiesenanteil von 9%. Weitere 17% machen Wasser-, und 4% Schilfflächen aus (Abb. 36). Kleine, seichte Gewässer grenzen direkt an den Nistplatz an (\emptyset 71 m, min. 0 – max. 129). Die Waldbedeckung misst lediglich 48%, und liegt unter dem Wert der Zufallspunkte mit 59%. Der Schwarzmilan nutzt somit, im Vergleich zu den anderen untersuchten Arten, eher halboffene Habitate. Der Horststandort liegt durchschnittlich 52 m vom Waldrand entfernt (min. 42 – max. 68). Aufgrund dieser Randlage sind die Habitate des Schwarzmilans auch in einem ausgedehnten Wegenetz erschlossen, wobei der nächste Weg in einem mittleren Abstand von 82 m vorbei führt (min. 53 – max. 99).

3.4.7. Rotmilan

Beim Rotmilan sind ebenso wie beim Schwarzmilan dieselben Reviere im Untersuchungsgebiet vorhanden wie schon in den Vergleichsarbeiten von 1994 (ZUNA-KRATKY & CRAIG) und 1995 (ZUNA-KRATKY 1995a, 1995b). Allerdings hat der Bestand deutlich zugenommen. Mittlerweile sind statt einem sogar drei Brutpaare an der oberen March zu finden.

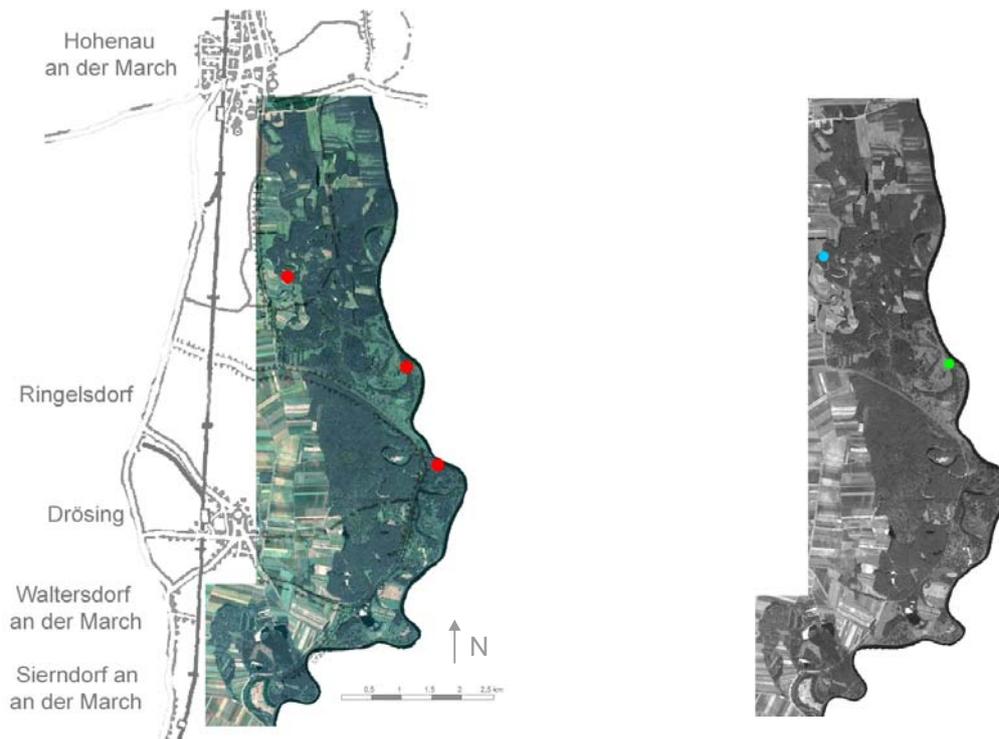


Abb. 37: Verteilung des Rotmilans im Untersuchungsgebiet im Jahr 2008 und die Vergleichsdaten aus 1994 (ZUNA-KRATKY & CRAIG) und 1995 (ZUNA-KRATKY 1995a, 1995b).
Legende: ● erfolgreicher Rotmilanhorst 2008
● Rotmilanhorst 1994 und ● 1995

Bezüglich der Habitatsprüche gilt für den Rotmilan Ähnliches wie für den Schwarzmilan. Auch er nutzt offene Flächen und sucht Wälder eher als Schlaf- und Nistplatz auf. In der Regel befindet sich der Horst in den Randzonen der Au, der durchschnittliche Abstand zum Waldrand im Untersuchungsgebiet misst 43 m (min. 31 – max. 57). Ein Gewässerreichtum (19% der Fläche im Makrohabitat) ist ebenso bezeichnend für die Art wie der hohe Anteil an Wiesen und Ackerland (zusammen 23%). Die nächstgelegene Wasserfläche liegt durchschnittlich 77 m (min. 38 – max. 127 m) von den Rotmilanhorsten entfernt. Schon während der Datenaufnahme war auffällig, von welcher ausgedehnten

Schilfflächen die Niststandorte des Rotmilans umgeben sind (Abb. 38). Das dichte Schilf in Kombination mit den meterhohen Brennnesseln bei allen drei gefundenen Habitaten, erschwert den Zugang zum Horst. Von allen betrachteten Greifvogelhabitaten sind jene des Rotmilans am geringsten von Störungen geprägt. Auch direkt an der March im Zistersdorfer Wald, wo der Fluss von Fischerhütten gesäumt wird, liegt der Rotmilanbrutplatz vollkommen störungsfrei. Er befindet sich 122 m vom Weg entfernt, doch ist er von keiner Seite einsichtig und ohne zu Hilfenahme eines Mähwerkzeuges durch das Dickicht aus Brennnesseln und Schilf während der Brutsaison kaum begehbar. Ein ähnliches Bild zeigt sich auch weiter südlich im Drösinger Wald, wo der Rotmilanhorst 283 m vom stark frequentierten Hochwasserschutzdamm entfernt liegt. Auch dort ist der Standort durch das hohe Gestrüpp, eine ausgedehnte Schilffläche und eine dichte Krautschicht aus Brennnesseln geschützt.

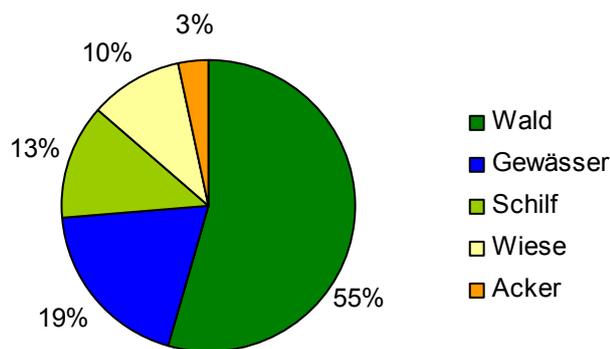


Abb. 38: Durchschnittliche Flächenanteile unterschiedlicher Biotypen im Makrohabitat (19,6 ha) des Rotmilans (n=3) an der oberen March im Jahr 2008.

Die kartierten Horstbäume des Rotmilans bestehen ausschließlich aus Quirlleschen, die eine Höhe von 25 bis 29 m aufweisen. Die Horste selbst sind recht unterschiedlich zwischen 13,5 und 25 m angelegt. Typisch für den Rotmilan ist das Auskleiden der Horstmulde mit Lumpen, Papier oder Kunststoff (MEBS & SCHMIDT 2006). Auch das konnte im Untersuchungsgebiet an allen drei Standorten beobachtet werden. Diese Materialien werden wahrscheinlich erst wenige Tage vor der Eiablage eingetragen (ORTLIEB 1980). Deshalb bekräftigt sich auch die Vermutung, dass ein Horststandort am Beginn der Brutsaison 2008 gewechselt wurde. Im Winter wurde ein schon seit Jahren bekannter Rotmilanhorst (R. Probst, mündl. Mitt.) in 269 m Entfernung zum Seeadlerhorst

kartiert. Im Frühjahr waren darauf Papierbahnen zu erkennen, die zuvor nicht vorhanden waren. Offensichtlich haben Rotmilane, eventuell kommen dafür auch Schwarzmilane in Frage, dieses eingetragen. Sie sind dann jedoch abgewandert. Als Grund für diese Horstaufgabe kann dennoch nicht der Seeadler selbst genannt werden, da die beiden Arten in den letzten Jahren immer erfolgreich nebeneinander gebrütet haben. Die Aggression zwischen zwei Arten ist stark von der Brutphänologie abhängig, eventuell erleichtert die relative Eiablage der beiden Arten das Zusammenleben. Hier sind in jedem Fall noch weitere Studien erforderlich um die Faktoren zu klären, welche die Nähe der Niststandorte des Rotmilans und des Seeadlers ermöglichen. Zumal diese unmittelbare Nähe nicht nur beim Horststandort im Untersuchungsgebiet zu beobachten ist, sondern bei mehreren Seeadler Brutplätzen in Österreich (PROBST 2009).

Zum Schutz des Seeadler Standortes ist dieser aufgegebene Rotmilanbrutplatz nicht wie alle anderen in der Karte (Abb. 37) eingezeichnet.

Rotmilane brüten in einem Abstand (NND) von durchschnittlich 1895 m (min. 1664 – max. 2356) Der nächste Horstnachbar ist im Untersuchungsgebiet der Wespenbussard, der 59 m neben dem Rotmilan brütet. Keine gegenseitige Einflussnahme scheinen die Niststandorte von Weiß- und Schwarzstorch, Graureiher, Schwarzmilan und Rohrweihe zu haben. Auch der Mäusebussard liegt mit 353 m recht nahe, hingegen wird zum Habicht ein Mindestabstand von 907 m eingehalten. Der Habicht kommt als Prädator am Niststandort in Frage und wird deshalb, ebenso wie von den anderen Arten gemieden.

Die Reproduktionsrate des Rotmilans im Untersuchungsgebiet an der oberen March beträgt 1,3 Jungvogel/Brutpaare. Alle drei Paare waren erfolgreich, wobei zweimal ein und einmal zwei Junge ausgeflogen sind. Als Fortpflanzungsziffer werden normalerweise 1,8 Jungvögel/Brutpaar angegeben (MEBS & SCHMIDT 2006). Damit liegt der Wert an der oberen March knapp unter dem mitteleuropäischen Durchschnitt.

3.4.8. Rohrweihe

Die ersten Rohrweihen wurden am 27.3. bei der Beringungsstation Hohenau - Ringelsdorf bemerkt. Bruthinweise von Rohrweihen gelangen durch Nistmaterial tragenden bzw. Ende Mai auch durch Futter tragende Vögel. Eine Annäherung an das Nest bei Bodenbrütern hätte eine massive Störung dargestellt, weshalb der Bruterfolg nicht kontrolliert wurde. Dennoch handelt es sich bei Rohrweihen um eine recht auffällige Art, sodass über die Vielzahl der Beobachtungen Aussagen über den möglichen Brutverlauf getroffen werden können. Insgesamt wurden während der Brutsaison Revier anzeigende, balzende Vögel an sieben Standorten nachgewiesen, allerdings mit einer zeitlichen Verzögerung. Im Bereich Fürstenwald hat ein Rohrweihenpaar in der Nähe der Beringungsstation gebalzt und Nistmaterial (4.4.) eingetragen. Kaum waren alle Aktivitäten am Standort eingestellt, konnte ein Paar in einem der Anlandebecken beobachtet werden, das 585 m Luftlinie vom anderen Standort entfernt liegt. Höchstwahrscheinlich handelt es sich dabei um dieselben Individuen. Durch die Nähe zur Beringungsstation konnten zahlreiche Beobachtungen von Beuteübergaben und schlussendlich auch von juvenilen Rohrweihen gemacht werden (zusätzliche Bestätigungen durch M. RÖSSLER und T. ZUNA-KRATKY). Zumindest zwei Jungvögel sind schlussendlich auch ausgeflogen. Ein ähnliches Geschehen war im Bereich „Große Lacke“ zu beobachten, wo im Frühjahr drei Paare gebalzt haben (30.3.), zwei davon auch mit Nistmaterial beobachtet wurden. Alle drei haben das Brutgeschehen eingestellt, zeitgleich sind jedoch je ein Rohrweihenpaar auf der anderen Seite der Hochwasserschutzdammes und eines weiter südlich im Bereich „Große Wiesen“ aufgetaucht. Eines der Nester wurde in einem Acker errichtet und fiel der landwirtschaftlichen Nutzung zum Opfer, noch bevor die Jungen flügge waren. Das Paar bei den „Großen Wiesen“ hat zumindest ein Junges erfolgreich aufgezogen. Im Drösinger Wald konnten zwei Rohrweihenpaare balzend und Nistmaterial eintragend beobachtet werden. Das Brutpaar im Süden bei den „Röhringsee-Wiesen“ stellte das Brutgeschehen ein, jenes im Norden beim „Großen Beitsee“ zog erfolgreich ein Junges auf. Damit kann für die Untersuchungsperiode ein Bruterfolg von mindestens vier Jungen bestätigt

werden. Eine höhere Erfolgsquote ist sehr wahrscheinlich. Zumindest drei der derzeitigen Rohrweihenreviere sind schon seit den 90er Jahren bekannt, dazu zählen jene bei den „Großen Wiesen“ im Fürstenwald und auch jene im Drösinger Wald. Auch in den Vergleichsstudien wurde auf eine Kontrolle des Bruterfolges verzichtet, um keine Brutaufgabe zu riskieren.

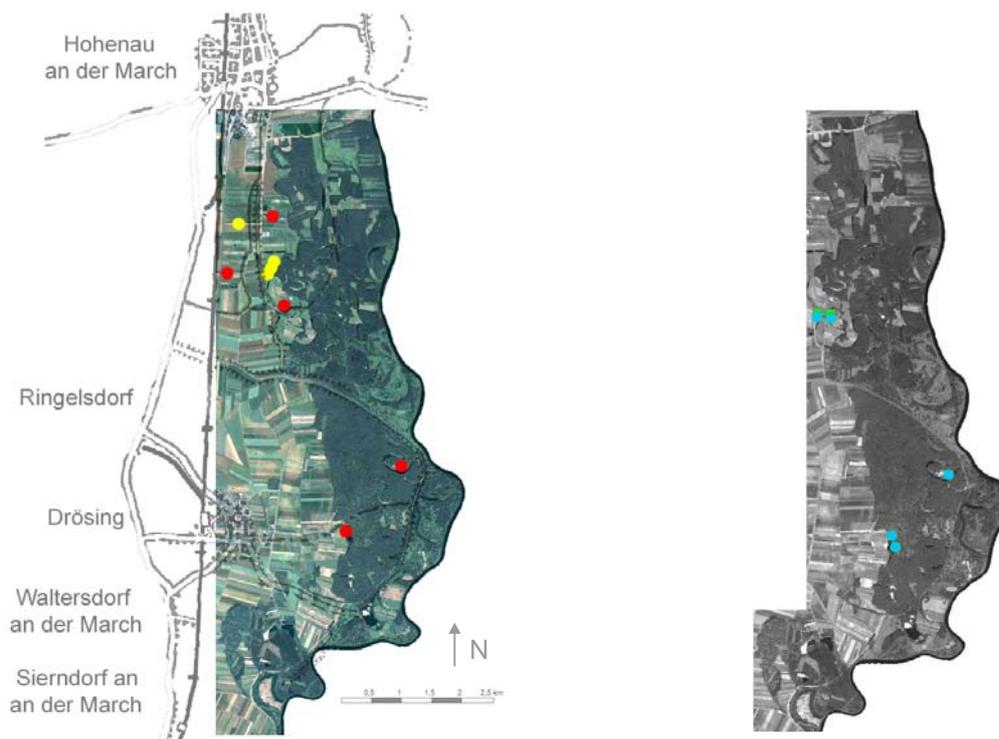


Abb. 39: Verteilung der Rohrweihen im Untersuchungsgebiet im Jahr 2008 und die Vergleichs-Daten aus 1994 (ZUNA-KRATKY & CRAIG) und 1995 (ZUNA-KRATKY 1995a, 1995b).

Legende: ● besetzte Rohrweihennester ● territoriale Paare.
● Rohrweihennest 1994 und ● 1995

In der Verteilungskarte wird ersichtlich, dass der Fürstenwald im Norden stärker von Rohrweihen frequentiert wird als der Drösinger Wald in Süden, was mit der Verfügbarkeit von geeigneten Brutplätzen, insbesondere von ausgedehnten Altschilfbeständen und Ackerflächen in Zusammenhang steht. Bezüglich der NND kann die Nähe zu den Koloniebrütern hervorgehoben werden (Tab. 7).

Das Makrohabitat der Rohrweihen setzt sich zu 15% Wald, 19% Wasser und 66% offenen Flächen zusammen (Abb. 40). Einen besonders hohen Anteil macht dabei das Agrarland mit 34% aus, was zu Verlusten an Jungvögeln führen kann, wenn die Nester in Getreidefeldern errichtet werden.

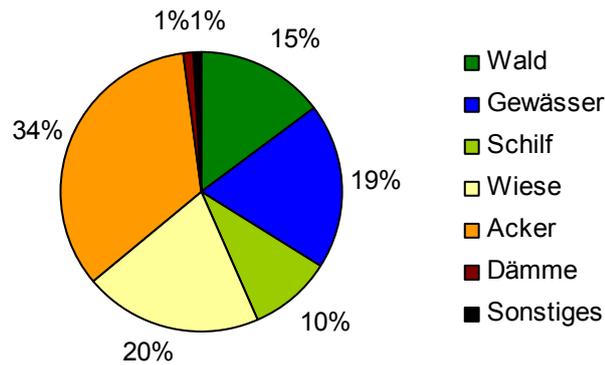


Abb. 40: Durchschnittliche Flächenanteile unterschiedlicher Biotoptypen im Makrohabitat (19,6 ha) der Rohrweihen (n=7) an der oberen March im Jahr 2008.

Die Angabe der Entfernung des Nistplatzes zum Waldrand ist bei den Rohrweihen umgekehrt zu den baumbrütenden Greifvögeln zu sehen. Durchschnittlich liegen Rohrweihennester 311 m von der nächsten geschlossenen Fläche entfernt. Der Mindestabstand von 28 m kommt durch die Lage in einer Lichtung zustande, der Maximalwert von 842 m durch das weit abseits liegende Agrarland (Abb. 41). Ähnlich heterogene Zahlen kommen auch bei Wasserflächen und Wegen zustande, die durchschnittlich 190 m (min. 25 – max. 536) bzw. 135 m (min. 17 – max. 257) vom Niststandort entfernt liegen.

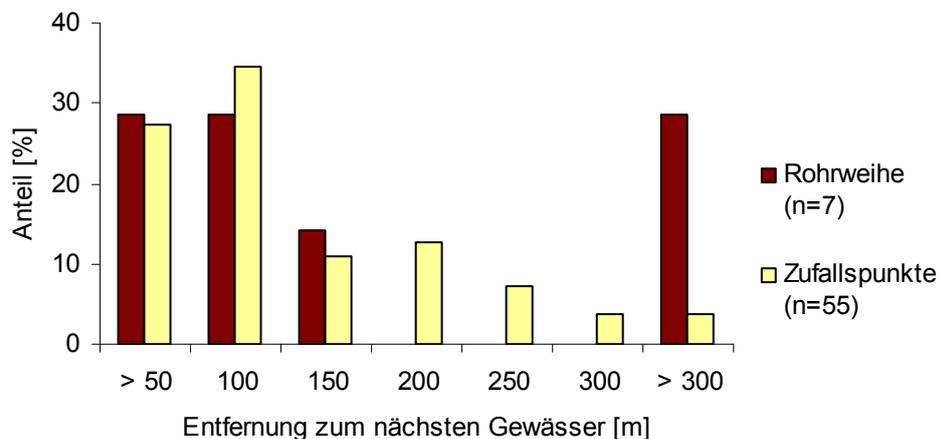


Abb. 41: Entfernung der Rohrweihennester (n=7) zum nächsten Gewässer [m] im Vergleich zu den Zufallspunkten (n=55).

Kapitel 4

Diskussion

4.1. Greifvögel in einem österreichischen Kontext

Seeadler, Kaiseradler, Rotmilan und Sakerfalke gelten in Österreich nach den IUCN-Kriterien 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, alle anderen im Untersuchungsgebiet brütenden Greifvogelarten gelten als nicht gefährdet (Tab. 8). Damit kann das Untersuchungsgebiet an der oberen March sowie insbesondere die Gesamtheit der Donau-March-Thaya-Auen auch in einem Österreich weiten Kontext als ein für diese Arten außerordentlich wertvolles Brutareal eingestuft werden. Der Erhalt dieser zusammenhängenden Aulandschaft ist ein wesentlicher Beitrag zum Greifvogelschutz in Österreich.

Tab. 8: Artenspektrum und Gefährdungsgrad nach den IUCN-Kriterien (FRÜHAUF 2005).

Greifvogelart	Gefährdungskategorie nach IUCN				
	Vom Aussterben bedroht	Stark gefährdet	Gefährdet	Gefährdung droht - Vorwarnliste	Nicht gefährdet
Seeadler <i>Haliaeetus albicilla</i>	+				
Kaiseradler <i>Aquila heliaca</i>	+				
Rotmilan <i>Milvus milvus</i>	+				
Sakerfalke <i>Falco cherrug</i>	+				
Schwarzmilan <i>Milvus migrans</i>		+			

Wespenbussard <i>Pernis apivorus</i>				+	
Habicht <i>Accipiter gentilis</i>				+	
Baumfalke <i>Falco subbuteo</i>				+	
Rohrweihe <i>Circus aeruginosa</i>				+	
Mäusebussard <i>Buteo buteo</i>					+
Turmfalke <i>Falco tinnunculus</i>					+
Sperber <i>Accipiter nisus</i>					+

4.1.1. Greifvögel in den Donau-March-Thaya-Auen

Greifvögel stehen an der Spitze der Nahrungspyramide und reagieren empfindlich auf Umweltgifte und Lebensraumzerstörung. Der Greifvogelbestand wird daher als Indikator für Störungen und Eingriffe herangezogen, und kann umgekehrt eine intakte Umwelt widerspiegeln. Tab. 9 gibt eine Übersicht über mehrere seit den 90er Jahren in den österreichischen Donau-March-Thaya-Auen durchgeführten Kartierungen von Greifvögeln als Vergleichsgrundlage (nach ZUNA-KRATKY & THOBY 2008).

Tab. 9: Bestände von Greifvögeln in unterschiedlichen Gebieten der Donau-March-Thaya-Auen (ZUNA-KRATKY & CRAIG 1994, ZUNA-KRATKY 1995a, ZUNA-KRATKY 1995b, GAMAUF & HERB 1990, 1993, THOBY 2006, ZUNA-KRATKY & THOBY 2008) in Brutpaaren und territorialen, vermuteten Paaren/10 km² sowie der Gesamtzahl der Horste/10 km².

Jahr	Obere Marchauen		Untere Marchauen			Nationalpark Donauauen	
	1995	2008*	1992	1994	2007	1989-1992	2005
Fläche	19,7 km ²		12,6 km ²			110 km ²	
Mäusebussard	8,12	17,26	11,9	9,52	12,7	11,18	6,73
Wespenbussard	1,52	1,52	0,79	0	1,59	2,45	1,18
Rotmilan	0,51	1,52	1,59	1,59	0,79	0,09	0
Schwarzmilan	2,54	1,52	3,17	0,79	2,38	2,45	1,27
Habicht	1,52	1,52	4,76	4,76	2,38	1,81	1,09
Sperber	0	0	0	0	0	0,55	0,64
Turmfalke	0	1,02	1,59	0,79	1,59	2,09	2,00
Baumfalke	0,51	1,02	0,79	0	0,79	1,09	0,64
Sakerfalke	0	0	0,79	0,79	0	0,09	0
Rohrweihe	2,54	3,56	1,59	2,38	0	0,09	0
Seeadler	0	0,51	0	0	1,59	0	0,09
Gesamt	17,26	29,45	26,97	20,62	23,81	21,89	13,64

* aktuelle Kartierung dieser Diplomarbeit

4.1.2. Vergleich zum Nationalpark Donauauen

Ein Vergleich der vorliegenden Daten aus den nördlichen Teil der March-Thaya-Auen von 2008 mit der Greifvogelstudie im Nationalpark Donauauen von THOBY (2006) ergibt, dass in den Donauauen mit 3 Horsten pro km² in einer Gesamtuntersuchungsfläche von 110 km² eine geringere Horstdichte vorherrscht, als an der oberen March (8,5 Horsten/km² in einer Gesamtfläche von 19,7 km²). Zudem ist der Anteil der besetzten Horste in den Donauauen mit 40,5% geringer als jener im Untersuchungsgebiet an der March mit 51,6%. In den Donauauen war der Anteil der besetzten Nester bei den Kleinhorsten mit 21,5% am niedrigsten, im Vergleich zu 27,7%. Allerdings lag in den Donauauen die Besetzungsrate bei den mittelgroßen Horsten mit 67,8%, im Vergleich zu 51,9% am höchsten, und bei den Großhorsten mit 42,9% deutlich unter dem Wert an der March, der 71,9% erreicht. Dies dürfte damit im Zusammenhang stehen, dass an der March viele der Großhorste von Schreitvögeln besetzt waren, während das Schwarz- und insbesondere das Weißstorchvorkommen in den Donauauen deutlich niedriger ist.

Die hohe Greifvogeldichte an der oberen March ist mit der Größe des Untersuchungsgebietes zu begründen, da kleine Probeflächen unter 50 km² weit überrepräsentiert sind (Abhängigkeit der Brutpaar-Dichte von der untersuchten Flächengröße, KOSTRZEWA 1993). Dennoch können die March-Thaya-Auen als ein außergewöhnliches Gebiet für Greif- und Großvögel eingestuft werden, was nicht nur die Brutpaardichte, sondern vor allem auch die nachgewiesene Artenzahl bestätigt. 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 Vergleichstudie 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, wobei dessen Vorkommen in den Folgejahren nicht mehr bestätigt werden konnte (R. 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. Zusätzlich gilt auch seit 2002 ein Seeadlerhorst als besetzt und erfolgreich bebrütet. Zusammenfassend waren zwischen 1989 und 1992 noch zehn Greifvogelarten im Brutbestand des Nationalparks Donauauen, 2005 lediglich acht. Im Vergleich dazu beherbergen die nördlichen March-Thaya-Auen 2008 immerhin neun Greifvogelarten, auf einer Fläche die mit 19,7 km² gerade einmal 17,9% des Nationalparks Donauauen (110 km²) ausmacht.

4.1.3. Vergleich zum Naturreservat Marchauen an der unteren March

Im Jahr 2007, unmittelbar vor der Datenaufnahme zu dieser Diplomarbeit, wurde im Auftrag des WWF Österreich auch eine Studie zum Brutvogelvorkommen von Greif- und Schreitvögeln im Naturreservat Marchauen, an der unteren March zwischen Zwerndorf und Marchegg durchgeführt (ZUNA-KRATKY & THOBY 2008). Die untersuchte Fläche misst 12,6 km². Die Horstdichte beträgt, die Brutkolonien von Graureiher und Weißstorch ausgenommen, 4,9 Horste pro km² und liegt damit knapp über dem Wert des Nationalparks Donauauen, dennoch deutlich unter jenem an der oberen March (8,5 Horste/km²). Der Anteil der besetzten Horste erreicht 62,9% und übersteigt jenen an der oberen March (51,6%). Das Naturreservat beherbergt acht Greifvogelarten im Brutvorkommen. Sperber und Sakerfalken fehlen, wobei im Gegensatz zur oberen March der Sakerfalke in der Vergangenheit als Brutvogel registriert wurde (MRLÍK 1992 und FUXA 1994 In: ZUNA-KRATKY & THOBY 2008). Ebenso wie in den Donauauen fehlen Rohrweihen, während sie an der oberen March mit fünf Brutpaaren vertreten sind. Wird auch noch das Schwarzstorchvorkommen mit fünf Brutpaaren an der oberen, und vier weiteren an der unteren March mit eingerechnet, sowie die Graureiherbrutkolonien und der Kormoranbestand, so sind noch weitere wichtige Großvogelarten in den March-Thaya-Auen anzutreffen. Nicht zu vergessen ist auch der Uhu (*Bubo bubo*), der auch in den Aulandschaften von Österreich anzutreffen ist (ZUNA-

KRATKY 2003) und inzwischen auch als Baumbrüter im Naturreservat Marchegg nachgewiesen wurde (T. ZUNA-KRATKY, mündl. Mitt.). Eine ganz besondere Bedeutung kommt dem Seeadler im Naturreservat zu, das trotz der geringen Flächengröße sogar zwei Seeadlerpaare beherbergt. Im Zuge der Wiederbesiedelung Österreichs wurde 2001 der erste Seeadlerhorst im Reservat entdeckt (PROBST 2002) und gilt seitdem als besetzt. 2006 kam es zu einer weiteren Ansiedelung, lediglich 1,8 km vom anderen Niststandort entfernt. Das zweite Paar konnte bisher noch keinen Bruterfolg verzeichnen und wird deshalb nicht als Brutpaar gewertet sondern als territorial eingestuft. Es müssen zuerst noch weitere Fakten gesammelt werden, bevor von zwei tatsächlichen Brutpaaren gesprochen werden kann. Auch bleibt abzuwarten, ob sich das Naturreservat als groß genug für zwei Seeadlerpaare herausstellt. Die nächsten Brutpaare sind dann erst wieder in 25 km Entfernung an der oberen March bzw. nach 17 km im Nationalpark Donauauen anzutreffen.

4.2. Siedlungsdichten und Bestandsentwicklung der Greifvogelarten

Im Folgenden werden die 2008 an der oberen March ermittelten Siedlungsdichten vergleichend mit Ergebnissen anderer Greifvogel-Kartierungen in Österreich betrachtet und die Bestandsentwicklungen diskutiert.

4.2.1. Mäusebussard

Die Siedlungsdichte des Mäusebussards schwankt relativ stark je nach Untersuchung bzw. Lebensraumtyp. Für Gesamtösterreich wird ein Bestand von 9.000-12.000 Brutpaaren angegeben (MEBS & SCHMIDT 2006), die Werte variieren zwischen 10 und 70 Brutpaaren/100 km² (MEBS 1964, ROCKENBAUCH 1975). STEINER (1999) kommt im österreichischen Alpenvorland auf einen sechsjährigen Mittelwert von 16,3 Brutpaaren/100 km² (12,5-23,3). GAMAUF und HERB (1993) kartierten im Nationalpark Donauauen im dreijährigen Durchschnitt 100,8/100 km² (korrigierter Wert) und postulierten diese Zahl als Spitzenwert. THOBY (2006) berechnete in der Vergleichsstudie im Nationalpark lediglich noch 67,3/100 km². Für die March-Thaya-Auen wurden von ZUNA-KRATKY und KÜRTHY (1999) 34,5-41,4 Reviere/100km² angegeben, wobei auf den gesamten österreichischen Teil 45-50 Brutpaare entfallen. Die ermittelte Siedlungsdichte des Mäusebussards an der oberen March (34 Brutpaare/19,7 km²) übertrifft damit alle anderen angeführten Werte. Sogar jene im Naturreservat untere Marchauen wird überschritten, obwohl in dieser Studie ebenso nur ein Jahr berücksichtigt wurde und die Untersuchungsfläche noch kleiner war.

Die Waldflächen der oberen March sind demnach ein optimales Brutgebiet für den Mäusebussard. Ideale Bedingungen, wie sie neben den Donau- auch die Marchauen bieten, kommen allerdings selten großflächig vor (STEINER 1999). Verschiedene Autoren geben 30-50% Waldanteil als Artoptimum an (MELDE 1983), eine Bedingung, die auch das Untersuchungsgebiet erfüllt. Für Mäusebussardhabitate wurde ein Waldanteil von 71% berechnet (Abb. 25). Der Mäusebussard jagt im offenen Gelände und profitiert im Waldesinneren von Forstschneisen und Wegen, sowie den zahlreich vorhandenen Schlagflächen

(GAMAUF & HERB 1993). Das belegen auch die Daten der vorliegenden Studie. Liegen Mäusebussardhorste weit vom Waldrand entfernt, sind in unmittelbarer Umgebung zahlreiche kleine Lichtungen vorhanden (Abb. 28). Das Vorland bietet einen hohen Anteil an Mähwiesen mit einer entsprechenden Kleinsäugerdichte. Auch landwirtschaftlich intensiv genutzte Felder sind wesentliche Nahrungsplätze für den Mäusebussard (RICHTER 1998). Selbst von EU-Ackerflächen-Stilllegungen profitiert der Mäusebussard unmittelbar (LOOFT & KAISER 2003). Solche Maßnahmen verbessern die Lebensbedingungen für die Feldmaus und dadurch auch das Jagdangebot für den Mäusebussard.

Der Mäusebussard meidet stark überschwemmungsbeeinflusste Auwälder (ZUNA-KRATKY & THOBY 2008). Im Untersuchungsgebiet fehlt er im Drösinger Wald außerhalb des Hochwasserschutzdammes (Abb. 23), einer Fläche, die während der gesamten Untersuchungsperiode stark durchnässt war. Seine Verteilung ist zudem gegensätzlich zu jener von Schwarzmilan (Abb. 35) und Rotmilan (Abb. 37), was mit den unterschiedlichen Habitatansprüchen in Bezug auf das Jagdareal zusammen hängen dürfte. Im Vergleich zu den Untersuchungen von ZUNA-KRATKY & CRAIG (1994) und ZUNA-KRATKY (1995a, 1995b) zeigt sich auch, dass der Mäusebussard Neuland besiedelt hat. Im Fürstenwald fehlte er 1994 und 1995 in den Überschwemmungsgebieten direkt an der March, und war ausschließlich im Westen an Agrarland angrenzend zu finden. 2008 ist er im gesamten Fürstenwald vertreten. Der nord-östliche Teil des Fürstenwaldes enthielt 1995 mit einem Bestandsalter von 1-20 Jahren noch keine geeigneten Horstbäume. 2008 sind nach wie vor zahlreiche Schlagflächen vorhanden, allerdings weisen die dazwischen liegenden Baumbestände mittlerweile ein Alter von 21-40 Jahren auf. In dieser Quirlschenmonokultur stehen die Stämme dicht aneinander, doch haben die Bäume eine recht lichte Krone und sind offensichtlich schon stark genug, um einen Horst zu tragen. Der Drösinger Wald ist stärker vom Hochwasser geprägt als der Fürstenwald. Er war 1995 gleichmäßig vom Mäusebussard besiedelt. Die Paare außerhalb des Hochwasserschutzdammes blieben aber erfolglos. 2008 meidet er diese Überschwemmungsfläche.

Der Mäusebussardbestand hat sowohl an der oberen March, als auch im Naturreservat untere Marchauen zugenommen. In der Studie von ZUNA-KRATKY & THOBY (2008) wurde die Bestandsentwicklung mit der zunehmenden Enddynamisierung der Au begründet. Verringert sich die Hochwasserdynamik im Auwald, steigt die Kleinsäugerdichte und liefert bessere Jagdbedingungen für den Mäusebussard. Gleichzeitig ist zu befürchten, dass typische Auwaldarten wie Schwarz- und Rotmilan langsam aus dem Gebiet verschwinden. Auch im tschechischen Soutok sind durch Abdämmung und Regulierung des March-Thaya-Winkels ehemals vom Hochwasser beeinflusste Flächen für den Mäusebussard zugänglich geworden (HORÁK In: ZUNA-KRATKY et. al., 2000). Eine weitere Ursache für die Zunahme des Mäusebussards könnten die milderen Winter sein. In strengen Wintern verzeichnet die Mäusebussardpopulation starke Verluste (KOSTRZEWA & KOSTRZEWA 1991, SCHINDLER 2002, WUCZYNSKI 2003). In warmen Wintern ist die Überlebensrate deutlich höher. Um diese Vermutungen zu bekräftigen, bedarf es einer längerfristigeren Beobachtung im Gesamtgebiet der March-Thaya-Auen.

Die signifikant höhere Horstbesetzung im Jahr 2008 im Vergleich zur Brutsaison 1995, ist in beiden Wäldern allein auf die Zunahme des Mäusebussards zurückzuführen. Sein Bestand hat sich sogar verdoppelt. Doch ist besonders beim Mäusebussard auf enorme natürliche Schwankungen hinzuweisen (BIJLSMA 1993, LOOFT & BUSCHE 1990, NEWTON 1979), die in erster Linie von Mäusegradationen abhängen (MEBS 1964). In Mäusejahren nimmt die Siedlungsdichte des Mäusebussards zu, der Bestand an Brutpaaren kann um ein Fünftel größer sein als in anderen, mäuseärmeren Jahren. Auch werden bei Mäusereichtum größere Gelege gezeigt und der Bruterfolg ist allgemein höher (MEBS 1964). Es wurde sogar beschrieben, dass die Anzahl der Mäusebussarde nach einem Zusammenbruch der Feldmausgradation von einem Jahr auf das Nächste um die Hälfte zurückgehen kann (HOHMANN 1995). Der Feldmausbestand ist wiederum stark witterungsabhängig. Besonders in feuchten Jahren kann er enorm einbrechen, was direkte Auswirkungen auf den Mäusebussard zeigt. Die Vergleichsstudien von 1994 und 1995 waren

hochwasserreiche Jahre. Es ist anzunehmen, dass die Kleinsäugerdichte dadurch niedriger war als in der aktuellen Untersuchung von 2008. Nennenswerte Hochwässer sind im Untersuchungszeitraum nicht aufgetreten. Dennoch kann die Verdoppelung der Mäusebussardbestände nicht ausschließlich auf natürliche Schwankungen zurückgeführt werden, sondern dürfte auf eine allgemeine Zunahme im Untersuchungsgebiet hindeuten.

4.2.2. Wespenbussard

Der Gesamtbestand des Wespenbussards in Österreich wird mit 1.500 Brutpaaren angegeben (MEBS & SCHMIDT 2006) und erreicht in Auwaldgebieten die höchsten Siedlungsdichten. Diesen Umstand spiegeln auch die Daten aus dem Nationalpark Donauauen von GAMAUF & HERB (1993) mit 22,1 Brutpaaren/100km² (korrigierter Wert) wieder. 2006 konnte THOBY noch 11,8 Paare/100km² feststellen. Für die March-Thaya-Auen wurden von ZUNA-KRATKY und KÜRTHY (1999) 8,6-10,3 Reviere/100km² berechnet, wobei auf den gesamten österreichischen Teil 5-6 Brutpaare entfallen. An der oberen March wurden drei Brutpaare kartiert, an der unteren March scheint der Bestand mit einem Paar seit den 90er Jahren stabil zu sein (ZUNA-KRATKY & THOBY 2008). 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 auch 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 (Kapitel 4.2.3.), steht er zum Mäusebussard in keiner Räuber-Beute-Beziehung. Studien berichten, dass sich Wespenbussarde regelrecht zwischen Mäusebussardhorste hineinzwängen (KOSTRZEWA 1996), was auch im Untersuchungsgebiet der Fall ist. Zwischen Wespenbussard und Mäusebussard wird nur ein geringer Mindestabstand von 167 m eingehalten. Der Wespenbussard leidet in unseren Breiten unter der

Intensivierung der Landwirtschaft, denn er braucht Dauergründlandflächen mit einem reichen Angebot an Erdwespen- und Hummelnestern. Das Nahrungsangebot dürfte mehr Einfluss auf die Verteilung des Wespenbussards haben als die Waldstruktur (KOSTRZEWA 1985).

4.2.3. Habicht

Wegen intensiver Verfolgung durch die Jägerschaft und Taubenzüchter sind die Habichtbestände bis Mitte des 20. Jhd. 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 in allen betrachteten Studien der Donau-March-Thaya-Auen erneut rückläufig. GAMAUF & HERB (1993) kartierten im Nationalpark Donauauen 16,4 Brutpaare/100 km² (korrigierter Wert), THOBY (2006) in der Vergleichsstudie 10,9 Brutpaare/100 km². Insgesamt wurden für die March-Thaya-Auen von ZUNA-KRATKY und KÜRTHY (1999) 8,6-10,3 Reviere/100km² berechnet, auf den gesamten österreichischen Teil entfallen 10-15 Brutpaare. An der oberen March brüteten 1995 noch drei Habichte, 2008 nur einer. Die beiden anderen können nicht als sicheres Brutpaar gewertet werden, da die Horste schon kurz nach der Besetzung im März wieder aufgegeben wurden. An der unteren March waren in den 90er Jahren noch sechs Brutpaare angesiedelt, während bei der Erhebung 2007 nur drei 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 acht auf ein territoriales Paar auf einer Fläche von 250 km² zu verzeichnen war. In dieser Studie wurde eine massive Verfolgung des Habichts skizziert. Es wurden sogar Horstdurchschüsse und Abschüsse von Ästlingen belegt. Auch im Untersuchungsgebiet dürfte die Hauptrückgangsursache erneut die anthropogene Verfolgung sein. Hinweise darauf stammen vorwiegend aus der Bevölkerung. Vor allem sind die in Feldern aufgestellten Krähenfallen sehr

verhängnisvoll für den Habicht. Studien belegen, dass die Nestbesetzungsrate stark durch menschliche Störungen beeinflusst werden kann. In Gegenden, wo der Habicht bejagt wird, meidet er den Menschen und zieht sich in entlegene Standorte zurück (KRÜGER 2002a, KRÜGER 2002b, KOSTRZEWA 1996). Es bleibt abzuwarten, wie sich die mit 2009 in Kraft getretene Niederösterreichische Beutegreiferverordnung auf den Habichtbestand auswirken wird. Bisweilen ist der Abschuss im Bezirk Gänserndorf noch nicht gestattet, 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 (Kapitel 4.5).

Der Habicht gilt als Spitzenprädatoren und schlägt auch die Jungen anderer Greifvogelarten. Sein Horstplatz wirkt sich massiv auf andere Arten aus (ORTLIEB 1980). Der Habicht dürfte mitverantwortlich für die Horstauflage des Mäusebussards im Zistersdorfer Wald gewesen sein, da die NND nur 149 m betrug. Die Habichtdichte an der March dürfte auch mitverantwortlich für das geringe Sperbervorkommen in den Auwäldern sein (T. ZUNA-KRATKY, mündl. Mitt.). Vergleiche zum Nationalpark Donauauen zeigen eine deutliche Habitattrennung zwischen Habicht und Sperber. Die Makrohabitatanalyse im Untersuchungsgebiet hat eine Vorliebe des Habichts für dichte Waldgebiete (91% Waldbedeckung) skizziert. Die Beobachtung, dass der Habicht in Europa zunehmend auch in offenen Flächen mit einem regen Wechsel zwischen Agrarland und Waldfragmenten zu finden ist, kann demnach in dieser Studie nicht bestätigt werden (KENWARD & WIDÉN 1989, KENWARD 1996).

4.2.4. Schwarzmilan

Der Schwarzmilan ist angeblich der häufigste Greifvogel der Welt (MEBS & SCHMIDT 2006), was er seiner hohen Anpassungsfähigkeit zu verdanken hat. Seine Flexibilität bezüglich seiner Nahrungswahl ermöglicht ihm ein Leben in urbanen Räumen, sogar Brutvorkommen in Städten sind beschrieben (WALZ 2005). Gegensätzlich dazu gilt der Schwarzmilan in Österreich als stark gefährdet. Er ist ein typischer Offenlandbewohner, der infolge seines

Verbreitungsschwerpunktes entlang von Gewässern zu den Arten der tiefen bis mittleren Lagen zählt. Der Gesamtbestand in Österreich beläuft sich derzeit auf 80 Brutpaare. In Westeuropa ist allgemein eine positive Bestandsentwicklung zu verzeichnen, dagegen ist sein Vorkommen in Osteuropa rückläufig (MEBS & SCHMIDT 2006). Der Schwarzmilan gilt als Charaktervogel der Donau-Auen und war zwischen 1989 und 1992 mit einer Siedlungsdichte von 21,1 Paaren/100 km² (korrigierter Wert) 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. Diese Zahl bestätigt sich auch in den aktuellen Studien. 2007 wurden im Naturreservat an der unteren March drei Brutpaare kartiert (ZUNA-KRATKY & THOBY 2008), 2008 an der oberen March weitere drei. Gerne nistet der Schwarzmilan 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 drei 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. Um festzustellen, ob der im Ergebnisteil skizzierte Bestandsrückgang von fünf auf drei Paare eine natürliche Schwankung widerspiegelt oder einen tatsächlichen Trend darstellt, empfehlen sich weitere Untersuchungen.

4.2.5. Rotmilan

Der Rotmilan zählt in Österreich zu den vom Aussterben bedrohten Arten, der Gesamtbestand beläuft sich derzeit 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 & THOBY 2008). Die Population von drei Brutpaaren im

Untersuchungsgebiet an der oberen March kann damit als national bedeutend, wenn nicht sogar als die wichtigste von ganz Österreich angesehen werden. Weiter südlich im Naturreservat an der unteren March wurde 2007 zusätzlich ein Rotmilanhorste als besetzt und erfolgreich eingestuft (ZUNA-KRATKY & THOBY 2008). Diese Zahlen passen ausgezeichnet in die Angaben von ZUNA-KRATKY & KÜRTHY (1999), die für die gesamten March-Thaya-Auen 2,1 – 3,4 Reviere/100 km² berechneten, wobei 2-4 Brutpaare auf den österreichischen Teil entfallen. In den Donau-Auen war der Rotmilan zwischen 1989 und 1992 mit einem Brutpaar vertreten (GAMAUF & HERB 1993). Mit Ende des letzten Jahrhunderts ist er jedoch aus dem Nationalpark verschwunden (THOBY 2006). Seit einigen Jahren überwintern Rotmilane in Österreich. Auch während der Untersuchungsperiode waren sie von Anfang Jänner bis zum Abschluss der Kartierungsarbeiten regelmäßig anzutreffen.

Schwarz- und Rotmilan nutzen oft dieselben Schlafplätze (MEBS & SCHMIDT 2006), so verwundert die Nähe zwischen diesen beiden Arten auch nicht in Bezug auf ihre Nistplatzwahl. Der Mindestabstand zwischen Rot- und Schwarzmilan (NND) beträgt im Untersuchungsgebiet 198 m. Eventuelle Schutzmaßnahmen betreffen deshalb beide Arten gleichermaßen. Wie allgemein im Greifvogelschutz steht die Erhaltung geeigneter Bruthabitate als Maßnahme an erster Stelle. Ein wichtiger Schritt, um den Bestand an Milanen in den March-Thaya-Auen zu erhalten, ist die dauerhafte Ausweisung von forstlichen Ruhezeiten in Bereichen hoher Horstdichten (ZUNA-KRATKY & CRAIG 1994, ZUNA-KRATKY 1995a, 1995b). Solche Standorte liegen ausschließlich in Altholzbeständen mit einem hohen Anteil an Stieleichen oder Pappeln, umgeben von ausgedehnten Überschwemmungsflächen und Schilfgürteln. Im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes sind einige Bereiche außerhalb des Hochwasserschutzdammes ohnehin von der forstlichen Nutzung ausgenommen, direkt darin oder unmittelbar angrenzend brüten auch Rot- und Schwarzmilan. Der nördliche Teil wird jedoch flächendeckend als Hochwaldbetrieb geführt, ein auffallend bedeutendes Greifvogelhabitat („Große Lacke“) könnte dadurch in den nächsten Jahren gefällt werden (Kapitel 4.4.5.).

4.2.6. Rohrweihe

Der Gesamtbestand der Rohrweihe wird für ganz Österreich auf 300-400 Brutpaare geschätzt (MEBS & SCHMIDT 2006). Der Hauptverbreitungsschwerpunkt der Art liegt in Osteuropa. Im Gegensatz zu Korn- und Wiesenweihe, deren Brutbestände in ganz Mitteleuropa katastrophal abgenommen haben, zeigt die Rohrweihe in den Tieflandbereichen eine positive Entwicklung. Zum Vergleich wird der Brutbestand der Kornweihe in Österreich mit 0-1 Paar angegeben, jener der Wiesenweihe mit 15-25 (MEBS & SCHMIDT 2006). Im Nationalpark Donau-Auen war die Rohrweihe Anfang der 90er Jahre mit einem Brutpaar vertreten (GAMAUF & HERB 1993), in der Vergleichsstudie von 2005 gelang kein Brutnachweis mehr (THOBY 2006). Für die gesamten March-Thaya-Auen wurde von ZUNA-KRATKY & KÜRTHY (1999) eine Dichte von 12,1-15,5 Reviere/100 km² berechnet, insgesamt 15-20 Brutpaare entfallen auf den österreichischen Teil. An der oberen March scheint der Bestand mit fünf Brutpaaren seit nunmehr 13 bzw. 14 Jahren stabil zu sein (ZUNA-KRATKY & CRAIG 1994, ZUNA-KRATKY 1995a, 1995b). Hingegen fehlen derzeit an der unteren March Brutnachweise (ZUNA-KRATKY & THOBY 2008). Somit beherbergt das Untersuchungsgebiet zumindest ein Drittel der österreichischen Rohrweihebrutpaare 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 Flügel 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.

4.2.7. Seltene Greifvogelarten an der oberen March

4.2.7.1. Seeadler

In Österreich verschwand der Seeadler um 1945/1946 als Brutvogel und trat danach nur noch mit vereinzelt Brutverdacht auf (Details in PROBST & PETER in Vorb.). Zusätzlich bestand in den frühen 1960er Jahren ein beflogenes Nest bei Drösing an der March, das durch Fällung des Horstbaumes verloren ging (ZUNA-KRATKY et al. 2000). Seit 1987 werden Seeadler regelmäßig als Durchzügler und Wintergäste in den March-Thaya-Auen beobachtet (ZUNA-KRATKY & RÖSSLER 1993). 1999 kam es tatsächlich zu einer Brut in Österreich (ZUNA-KRATKY et al. 2000), wobei das Gelege von den Altvögeln verlassen wurde. Erst im Jahr 2001 kam es zum ersten Mal seit 50 Jahren wieder zu einer erfolgreichen Brut, wobei ein Jungadler bestätigt werden konnte (PROBST 2002). Seit 2002 ist auch ein Seeadlerstandort im Untersuchungsgebiet bekannt, der noch heute besetzt ist, doch wurde der Horstbaum in der Zwischenzeit mehrmals gewechselt. Ausgangspunkt war ein 1990 in einer Höhe von 23 m errichteter Kunsthorst auf einer alten Silberpappel (BHD 96 cm), der 2 Jahre in Folge erfolgreich bebrütet wurde. Kurzzeitig übersiedelten die Seeadler nur wenige Meter weiter in einen selbst errichteten Horst, der gesamte Baum ist schon nach einer Brutsaison in einem heftigen Wintersturm umgestürzt. 2005 war das Paar wieder im ursprünglichen Kunsthorst. 2006 wurde erneut in Sichtweite ein neuer Horst in einer Schwarzpappel errichtet, der seitdem vom Seeadler genutzt wird. Die Horstbaumwahl, die in allen drei Fällen auf eine Pappel gefallen ist, zeigt wie wertvoll alte Pappelbestände für den Seeadler sind. Leider sind alte, zusammenhängende Pappelbestände außerhalb des Nationalparks Donauauen und des Naturreservates untere Marchauen sehr rar.

Da diese Art schon Mitte Februar zu brüten beginnt (R. PROBST, pers. Mitt.) wurde das Seeadlerbrutgebiet schon Anfang Jänner kartiert um keine Störungen zu verursachen. Anfang April (4.4.) wurde der Horststandort im Untersuchungsgebiet gemeinsam mit Remo Probst gezielt aufgesucht um einen Bruthinweis zu erhalten. Das Auffliegen des Weibchens vom Horst galt als

Brutnachweis. Anfang Mai (3.5.) wurden zwei Nestlinge erfolgreich beringt, die auch beide im Juni ausgeflogen sind. Das belegen zahlreiche Beobachtungen inklusive Ringablesungen der Jungadler (P. SUMASGUTNER & R. KRAINZ). 2008 waren in Ostösterreich insgesamt 7 Seeadlerbrutpaare anwesend, 3 davon haben erfolgreich gebrütet (Angabe laut R. PROBST, WWF).

Das Seeadlerprojekt wird vom WWF Österreich mit Unterstützung von BirdLife Österreich, dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie den Nationalparks Donau-Auen und Neusiedler See-Seewinkel getragen (PROBST 2002). Das Projekt setzt sich aus dem Seeadler-Monitoring (u.a. auch Synchronzählungen im Winter) und der „Aktion Vorsicht Gift!“ zusammen. Auch die Saison 2008 hat gezeigt, dass der österreichische Seeadlerbestand weiterhin einer intensiven Betreuung bedarf. Der erfolgreiche Einstieg in das internationale Beringungsprogramm verspricht langfristig neue Erkenntnisse zu den Überlebenschancen des Seeadlers in Österreich.

Aus Naturschutzgründen werden die Karte des Seeadlerhorstes sowie die Angaben der Nearest Neighbour Distances (NND) zu anderen Greifvogelarten nicht veröffentlicht.

4.2.7.2. 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 und zog erfolgreich zwei Junge auf (RANNER 2006). Auch im Untersuchungsgebiet wurden im Frühjahr 2006 Kaiseradler beobachtet, die mehrere Tage in einem Horstschutzgebiet in einem kleinen Pappelbestand verweilt haben (T. ZUNAKRATKY, mündl. Mitt.). 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.

4.2.7.3. Baumfalke

Aus den Jahren 1995 und 1996 ist ein Baumfalkenhorst „In den Sandbergen“ bekannt, der mit drei bzw. einem Jungen erfolgreich bebrütet war (ZUNA-KRATKY, unpubl.). Der Nistplatz in einer Rotkiefer ist bei massiven Frühjahrsstürmen 2008 verloren gegangen. Während der Untersuchungsperiode sind erneut brutverdächtige Paare in zwei Revieren beobachtet worden (zusätzliche Bestätigungen von R. PROBST und B. STROHMAIER). Ein Revier befand sich wiederum „In den Sandbergen“, das andere im Bereich der „Großen Wiesen“ im Fürstenwald. Gewissheit über den genauen Nistplatz fehlt. Während der Baumfalke in den Donau-Auen mit 9,8 Brutpaaren/100 km² (GAMAUF & HERB 1993) (korrigierter Wert) bzw. 6,4 Brutpaaren/100 km² (THOBY 2006) recht häufig ist, bleibt sein Status in den March-Thaya-Auen nach wie vor unklar. Im Gesamtgebiet der March-Thaya-Auen wurde von ZUNA-KRATKY & KÜRTHY (1999) eine Dichte von 3,1-4,8 Revieren/100 km² ermittelt, wobei insgesamt 3-6 Brutpaare auf die österreichische Teilfläche entfallen. Ein Brutpaar nistete 2007 an der unteren March (ZUNA-KRATKY & THOBY 2008), 2008 sind zwei weitere an der oberen March wahrscheinlich. Die niedrige Falkendichte könnte eventuell mit der niedrigen Krähendichte in Zusammenhang stehen. Als Horstbezieher können Falken verloren gegangene Nester nicht einfach wieder errichten. Ausweichmöglichkeiten sind kaum vorhanden, da Krähennester ohnehin einen Mangel darstellen. Verlassene Horste der anderen Greifvogelarten kommen selten für den Baumfalken in Frage, da sie zumeist im geschlossenen Wald in der Krone verborgen liegen.

4.2.7.4. Turmfalke

Der Turmfalke ist nach dem Mäusebussard der zweithäufigste Greifvogel von Österreich. Die Dichte in den March-Thaya-Auen beträgt 20,7-24,1 Reviere/100 km², 20-25 Brutpaare entfallen auf die österreichische Seite (ZUNA-KRATKY & KÜRTHY 1999). Schon in den Untersuchungen von 1994 und 1995 waren Turmfalken im Untersuchungsgebiet anzutreffen, ein Brutplatz befand sich in der Nähe der Zuckerfabrik von Hohenau, ein weiterer bei den „Großen Wiesen“

(ZUNA-KRATKY & CRAIG 1994). 2008 wurden Turmfalken erstmals im Auwald nachgewiesen, im Gebiet „Große Lacke“. Im Frühjahr haben Nebelkrähen das Nest errichtet und zu brüten begonnen, im Mai haben es Turmfalken übernommen, vier Junge sind ausgeflogen. Ein weiterer Horst dürfte sich „In den Sandbergen“ befunden haben, da dort regelmäßig ein Turmfalkenpaar im Rotkieferwald beobachtet wurde (zusätzliche Bestätigung von B. STROMAIER).

4.2.7.5. Sakerfalte

Im Gesamtbild von Österreich hat sich trotz gelegentlicher Verfolgung durch den Menschen und die Intensivierung der Landwirtschaft rund um die Donau-March-Thaya-Auen im Anschluss an die ungarischen und slowakischen Vorkommen eine 20-25 Paare umfassende Sakerfalken Population in Ostösterreich etabliert (MEBS & SCHMIDT 2006). Entlang der March wurde eine Dichte von 1,4-1,7 Revieren/100 km² berechnet (ZUNA-KRATKY & KÜRTHY 1999), 1-2 Brutpaare entfallen auf die österreichische Seite. Aus dem Nationalpark Donau Auen existieren aus den letzten Jahren lediglich Hinweise auf Brutverdacht. Im Untersuchungsgebiet fehlt der Sakerfalte nach wie vor als Brutvogel, doch liegen von Jänner und Februar 2008 Einzelbeobachtungen von Sakerfalken vor. Er nutzt das Untersuchungsgebiet zwar als Jagd-, jedoch nicht als Brutgebiet. Wahrscheinlich brüten Sakerfalken auf Höhe des Untersuchungsgebiets am anderen Ufer der March, auf slowakischer Seite.

4.2.7.6. Sperber

Vom Sperber liegen ausschließlich Einzelbeobachtungen ohne Brutverdacht vor. In einem dichten Stangenholzbestand im Drösinger Wald wurde zwar ein sehr niedriger Greifvogelhorst entdeckt, der den Verdacht auf den Sperber nahe legt, laufende Horstkontrollen lieferten jedoch keinen Erfolg. Auch aus den Jahren 1994 und 1995 gibt es keine Brutnachweise vom Sperber (ZUNA-KRATKY & CRAIG 1994, ZUNA-KRATKY 1995a, 1995b). Die Art brütet allerdings in den Donau-Auen (GAMAUF & HERB 1990, 1993, THOBY 2006), was den Schluss nahe legt, dass er auch an der March zu finden ist. Doch Sperber brüten vorwiegend in jungen Beständen und errichten jährlich neue Horste. Es müsste eine andere

Methode zur Anwendung kommen um Sperber gesichert mitzuerfassen, was den zeitlichen Rahmen der hier vorliegenden Untersuchung gesprengt hätte. Dazu kommt die Tendenz des Sperbers, zusammenhängende Waldungen zu meiden (ORTLIEB 1995). Auch eine negative Korrelation zwischen der Erfolgsrate des Sperbers und der Habichtdichte ist in Studien belegt (DESCHKA 2002, STEINER & DESCHKA 2006). Diesbezüglich wird angegeben, dass bei einer Ansiedlung des Habichts im Umkreis von etwa 0,5-1,5 km die Sperberreviere verweisen. Zumindest für die 90er Jahre ist diese Überlegung auch für das Untersuchungsgebiet schlüssig. Aufgrund des aktuellen Habichtrückgangs ist dies als alleinige Begründung jedoch nicht mehr haltbar.

4.2.8. Andere Großvogelarten an der oberen March

4.2.8.1. Eulen

Im Winter (27.1.) wurde im Fürstenwald ein Uhu (*Bubo bubo*) beobachtet, der bei Horstplatzvermessungen in der Dämmerung aufgescheucht wurde. Bisweilen liegen noch keine Brutnachweise aus dem Untersuchungsgebiet vor, das Revier dürfte aber beständig gewesen sein. Im Sommer wurde ein Uhu paar am Auwaldrand rufend wahrgenommen (21.8.). Der Uhubestand sollte zukünftig kontrolliert werden, da Verdrängungseffekte möglich sind. Der Uhu kann zum Beispiel den Habicht verdrängen und dadurch positive Auswirkungen auf die Falken- und Sperberpopulation zeigen (STEINER et. al. 2006). Zusätzlich wurde im Drösinger Wald in einem Heuschuppen das Tagesquartier von Waldohreulen (*Asio otus*) entdeckt. Waldohreulen sind auch typische Horstbewohner. Konkret wurde während der Brutsaison 2008 kein von Waldohreulen besetzter Horst gefunden. Im Jahr 1995 wurde jedoch ein Waldohreulen Brutpaar im Drösinger Wald entdeckt (ZUNA-KRATKY 1995b). Auch der Waldkauz (*Strix aluco*) gilt als verbreiteter Brutvogel an der March. Er bevorzugt Bruthöhlen, bei Mangel weicht er durchaus in Greifvogelhorste aus, was ebenso mit den Daten aus 1995 (ZUNA-KRATKY 1995a) bestätigt werden kann. Da weder in den Vergleichsstudien noch 2008 Nachtkartierungen durchgeführt wurden, sind keine Aussagen über die Siedlungsdichte von Eulen möglich.

4.2.8.2. Schwarzstorch

Der Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) gilt als äußerst störungsanfällig, sein Vorkommen ist damit ein wichtiger Indikator für die Qualität eines Waldes als Habitat für Groß- und Greifvögel (HEINS & RÖSLER 1992). Die March-Thaya-Auen weisen eine der höchsten Siedlungsdichten des Schwarzstorches in Mitteleuropa auf. An der oberen March konnten 2008 fünf Brutpaare nachgewiesen werden, im Naturreservat an der unteren March im Jahr zuvor zusätzlich vier (ZUNA-KRATKY & THOBY 2008). Der Wert liegt damit weit über den vom Schwarzstorch kaum besiedelten Donau-Auen. Zusätzlich ist zu unterstreichen, dass im tschechischen „Soutok“ aufgrund eines verstärkten Altholzeinschlages der Bestand in den letzten Jahren stark zurückgegangen ist. Auf slowakischer Seite haben deshalb nur fünf Paare gebrütet (ZUNA-KRATKY & THOBY 2008). Die March-Thaya-Auen weisen damit einen wertvollen, stabilen Schwarzstorch-Bestand auf. Ein langjähriger Schwarzstorchnistplatz wurde aufgrund der Wiederbesiedelung des Seeadlers aufgegeben (T. ZUNA-KRATKY, unpubl.). Ob tatsächliche Übergriffe vom Seeadler auf Schwarzstorch Nestlinge, wie sie bei Seeadler und Weißstorch belegt sind (JAKUBIEC & PETERSON 2005), Grund für die Räumung des Gebietes sind, ist unbekannt. Schwarzstorchhorste fallen in die Kategorie Großhorste und liegen durchwegs im Waldesinneren. Im Untersuchungszeitraum waren insgesamt an sieben Standorten Schwarzstorchpaare brutverdächtig. Dazu kommen mehrere Beobachtungen von kreisenden Schwarzstörchen, die oft in Gruppen von bis zu fünf Tieren aufgetreten sind, sowie von einzelnen am Boden jagenden Individuen. Insgesamt konnten fünf Paare einem Horst zugeordnet werden, diese Zahl geht auch in die Analysen ein. In Summe waren drei Paare erfolgreich, wobei je ein, zwei und drei Junge ausgeflogen sind.

Welch massive Störungen von Waldarbeiten verursacht werden können, zeigt sich am Beispiel des Schwarzstorchhorstes „In den Sandbergen“. Der Brutplatz ist schon seit 2004 bekannt und liegt in einer Rotkiefer. Die Frühjahrsstürme, welche u.a. die Baumfalken und die Kolkraben beeinflusst haben, wirkten indirekt auch auf den Schwarzstorch. Ausgedehnte Windwurfflächen zogen

Forstarbeiten im April nach sich. Der Schwarzstorchhorst konnte nach Verhandlungen gerettet werden. Eine Pufferzone in einem Radius von 150 m rund um den Brutplatz wurde vereinbart, in welcher auf Waldarbeiten verzichtet wurde. Dennoch wurde der ansonsten dichte Föhrenbestand stark ausgedünnt, wodurch erneute Winde Teile des Horstes herunter warfen. Ursprünglich waren zumindest drei Nestlinge vorhanden, zwei der Jungen wurden bei einer Beringungsaktion im Juni (M. SCHMIDT, M. TIEFENBACH, K. DONNERBAUM & P. SUMASGUTNER) tot aufgefunden, das letzte noch im Horst verbliebene wurde beringt und ist schlussendlich auch ausgeflogen. Der Bruthinweis im Zistersdorfer Wald gelang zufällig bei Habitatkartierungen im Juli, wobei zweimal ein Schwarzstorch direkt am Horst beobachtet wurde, jedoch nie Junge gesichtet wurden. Eventuell handelte es sich um ein Nachgelege, dass die Jungen so spät noch ausgeflogen sind, ist allerdings unwahrscheinlich. Der Horst gilt damit als besetzt aber erfolglos. Auch beim „Schlammsee“ im Fürstenwald wurden im Frühjahr Schwarzstörche gesehen. Sie sind wahrscheinlich zur „Großen Lacke“ übersiedelt und haben dort erfolgreich gebrütet. Bis zum Schluss gaben mehrmalige Sichtungen von brutverdächtigen Schwarzstörchen in der Graureiher- und Kormorankolonie beim „Flurleisl“ im Drösinger Wald Rätsel auf. Nie konnte ein Horst zugeordnet werden, geschweige denn Jungtiere beobachtet werden. Damit geht dieses Paar als territoriales, vermutetes Paar in die Analysen mit ein. Ein gesicherter Schwarzstorchhorst im Norden des Drösinger Waldes war im Frühjahr besetzt, wurde dann aber aus nicht geklärten Gründen aufgegeben. Ein weiterer im Süden des Drösinger Waldes war hingegen erfolgreich bebrütet. Alle Jungtiere im Untersuchungsgebiet an der oberen March wurden beringt (M. SCHMIDT & M. TIEFENBACH, mündl. Mitt.).

Die entdeckten Niststandorte sind sich alle sehr ähnlich. Die hohe Bedeutung der Stieleiche, die 80% der besetzten Horstbäume betrifft, macht diese Art zu einem „Schlüsselbaum“ für den Schwarzstorchschutz. Zwischen 1992 und 2007 wurden zusätzlich 29 Schwarzstorchhorste gefunden, von denen 23 auf Stieleichen gelegen sind (T. ZUNA-KRATKY, unpubl.). Ein sehr einheitliches Bild

zeigen auch die Horsthöhe und die Horstlage. Alle besetzten Schwarzstorchhorste befinden sich zwischen 11,0 und 13,5 m und sind auf einem starken Seitenast in Stammnähe unter der Krone angelegt. Erstaunlich ist auch das hohe Alter der gewählten Stieleichen. Der Brusthöhendurchmesser liegt zwischen 80 und 97 cm. Alle genannten Horstbäume stehen in hiebreifen Beständen, was die Empfehlung nahe legt, solche alten Stieleichen in Horstschutzprogramme aufzunehmen (Kapitel 4.4.).

4.2.8.3. Kolkraben und Krähen

Eine neue Erscheinung im Untersuchungsgebiet ist der Kolkrabe (*Corvus corax*) als Baumbrüter. Der Rotkieferwald „In den Sandbergen“ stellt einen qualitativ hochwertigen Lebensraum dar, der getrennt vom eigentlichen Auwald betrachtet werden muss. Das Gebiet beherbergt neben Turm- und Baumfalken auch Weiß- und Schwarzstörche sowie Kolkraben. Ein Kolkrabenhorst konnte im Untersuchungszeitraum nachgewiesen werden. Wie schon erwähnt wurde der Kolkrabenhorstbaum im Zuge der Forstarbeiten im April gefällt.

Auch die Krähendichte (*Corvus corone*) dürfte „In den Sandbergen“ deutlich höher sein als im restlichen Auwald. Eine Kartierung der Nester ist in Nadelbäumen sehr zeitintensiv, was die Erfassung schwierig gestaltet. Methodisch bedingt, werden daher vor allem während der Brutsaison neu entstandene Nester nicht miterfasst. Binnen kurzer Zeit sollen alle bekannten Horste auf eine eventuelle Besetzung kontrolliert werden, Zeit um flächendeckend, wie im Winter, nach neuen zu suchen, bleibt daher kaum.

Zuletzt dürfte die hohe Greifvogeldichte und die damit verbundenen Konkurrenzphänomene zwischen den beschriebenen Arten auch ein Grund dafür sein, dass Krähen so selten im Auwald brüten (STEINER 1993). Nicht zu vergessen sind auch die im Vorland aufgestellten Krähenfallen.

4.3. Hoch- und Mittelwald

Im Ergebnisteil wird der Einfluss der Waldstruktur auf die Horstplatzwahl von Greifvögeln dargestellt. Es hat sich herausgestellt, dass Greifvögel Altholzbestände bevorzugen, die einen hohen Totholzanteil aufweisen. Totholz muss dabei als Indikator für störungsfreie Flächen angesehen werden. Zusätzlich bevorzugen Greifvögel strukturierte Waldgebiete, mit einer stark ausgeprägten, vertikalen Schichtung. 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 Baumbeständen zu finden sind, sind sie in Mittelwaldgebieten gleichmäßiger verteilt. Dank der vorhandenen Überhälter können die Faktoren unabhängig vom umliegenden Bestandsalter erfüllt werden. Die Auswertungen haben darüber hinaus gezeigt, dass Stieleichenüberhälter und zusammenhängende Pappelbestände die wichtigsten Horstbäume bilden. Diese Baumarten sind im Mittelwald häufiger vorhanden als in Hochwald, was durchaus als Qualitätsmerkmal für den Mittelwald angesehen werden kann. Zuletzt sind im Mittelwald deutlich mehr Großhorste vorhanden, als in Hochwaldgebieten, was wiederum mit dem höheren Alter von Einzelbäumen in Zusammenhang steht. Großhorste sind in erster Linie für reviertreue Arten (Rot- und Schwarzmilan sowie Habicht) von Bedeutung, die viele Jahre in Folge denselben Horst benutzen und ihn immer wieder ausbauen. Auch See- und Kaiseradler sind auf Großhorste angewiesen, ebenso sind sie für den Schwarzstorch wesentlich. Bezüglich Störungen durch die Forstwirtschaft ergeben sich kaum Unterschiede zwischen Hoch- und Mittelwaldgebieten. Störungsanfällige Arten kommen in beiden Gebieten vor.

Für einen nachhaltigen Greifvogelschutz im Wirtschaftswald müssen daher Überhälter empfohlen werden. Stieleichenüberhälter und alte Pappelbestände sollten in jedem Fall, unabhängig von der Hoch- oder Mittelwaldwirtschaft erhalten bleiben. Sie bieten vielen gefährdeten Greifvogelarten in Österreich einen geeigneten Horstbaum und damit auch Brutplatz.

4.4. Greifvogelschutz

In den March-Thaya-Auen bestehen derzeit fünf Naturschutzgebiete mit einem Flächenausmaß von insgesamt 1.688 ha (LAZOWSKY 1997, ZUNA-KRATKY et. al. 2000). Ein maßgeblicher Anteil von 1.166 ha entfällt davon auf den Bereich zwischen Weiden an der March und Marchegg und ist zum WWF-Reservat Marchauen/Marchegg (Naturschutzgebiet (NSG) „Untere Marchauen“) zusammengefasst. Weitere 11 ha auf das NSG „Salzsteppe Baumgarten/March“ bei Weiden an der March, 44,5 ha auf das NSG „Kleiner Breitensee“ bei Marchegg, 385 ha auf das NSG „Rabensburger Thaya-Auen“ bei Rabensburg und 81 ha auf das NSG „Angerner und Dürnkruiter Marchschlingen“ zwischen Angern und Dürnkрут. Besonders an der March stellt der Vertragsnaturschutz eine Alternative zum Verordnungsnaturschutz dar. Eine starke Verzahnung von Natur- und Kulturlandschaft, aber auch die gestreuten Besitzverhältnisse machen den traditionellen Verordnungsnaturschutz oft hinfällig. Beim Vertragsnaturschutz werden Verträge zwischen der öffentlichen Hand oder auch Vereinen und dem Grundeigentümer bzw. Nutzungsberechtigten abgeschlossen (JUNGMEIER & WERNER 1999). Im Folgenden sollen einige dieser Verträge einer näheren Betrachtung unterzogen werden.

4.4.1. Horstschutzgebiet und Gewässerstreifenprogramm Zistersdorfer Wald

Der Vertrag zum Horstschutzgebiet und Gewässerstreifenprogramm im Zistersdorfer Wald wurde zwischen dem Distelverein, Verein zur Erhaltung und Förderung ländlicher Lebensräume, sowie der Agrargemeinschaft Zistersdorf im Rahmen des LIFE-Natur-Vertrages „Wasserwelt March-Thaya-Auen“ im Jänner 1999 abgeschlossen. Der Vertrag ist auf 10 Jahre befristet und beinhaltet im Wesentlichen den Ausschluss von zwei Horstschutzflächen in hiebreifen Beständen von insgesamt 27,94 ha von jeder forstlichen Nutzung. Darüber hinaus werden abgestorbene Bäume innerhalb dieser Flächen zur Totholzanreicherung bzw. als Sichtwarten stehen gelassen. Auch an den Gewässerrandstreifen ist im Ausmaß von 20 m ab der Wasseranschlaglinie die

forstliche Nutzung eingestellt, was eine weitere Fläche von 15,9 ha abdeckt. Als Entschädigung für die Horstbaumflächen und die Gewässerrandstreifen wurde aus LIFE Mitteln ein einmaliger Betrag in der Höhe von 800.000 ATS (=58.138 €) ausbezahlt, das sind 2.000 ATS/ha/Jahr (=145 €/ha/Jahr). Diese Summe ergab die Hochrechnung eines Gutachtens von BUCHLEITNER für eine Teilfläche des Gebietes. Im Horstschutzgebiet (43,84 ha) wurden insgesamt 17 Horste kartiert, wobei einige ornithologisch wertvolle Arten als Brutvögel nachgewiesen wurden. Im geschlossenen Wald befanden sich der einzige, in dieser Saison erfolgreiche Habichthorst und ein besetzter Schwarzstorchorst. Das Gebiet zeichnet sich durch einen hohen Anteil an Stieleichen und Totholz aus. Zudem enthält es ausgedehnte, alte Pappelbestände, in denen im Frühjahr 2006 sogar Kaiseradler beobachtet wurden (T. ZUNA-KRATKY, mündl. Mitt.). Der Zistersdorfer Wald ist stark vom Hochwasser geprägt, was ihn schwer zugänglich macht. Die Waldteile direkt an der March sind licht und von einem starken Unterwuchs geprägt. Dazu kommen meterhohe Brennnesseln, die eine Begehung außerhalb der Wege unmöglich erscheinen lassen. Störungen durch den Menschen beschränken sich auf eine gemähte Schneise entlang des Flusses, die den Weg zu den Fischerhütten freilegt. In diesem Bereich brüteten ein Rotmilanpaar sowie zwei Mäusebussarde in einem geringen Abstand von 192 m. Die hohen Pappeln tragen Krähenhorste, die aufgrund der offenen Lage auch für Baumfalken interessant sein dürften. Sie wurden in den letzten Jahren mehrmals im Gebiet beobachtet (T. ZUNA-KRATKY, mündl. Mitt.), ein konkreter Nistplatz konnte Baumfalken bisweilen noch nicht zugeordnet werden. Der südlichste Teil des Zistersdorfer Waldes ist von Wiesen geprägt, die ein ideales Jagdgebiet für Wespenbussarde darstellen. Sie haben 2008 auf der anderen Seite des Hochwasserschutzdammes im Drösinger Wald gebrütet, konnten aber regelmäßig im und um das Horstschutzgebiet beobachtet werden. Der ehemalige Wespenbussardhorst im Horstschutzgebiet (T. ZUNA-KRATKY, unpubl.) war in dieser Saison vom Mäusebussard belegt. Auch Schwarzmilane suchen den Zistersdorfer Wald zur Jagd auf, sie waren in den 90er Jahren auch als Brutvogel vertreten (ZUNA-KRATKY & CRAIG 1994). Selbst der einzige Weißstorch mit fünf flüggen Jungen liegt in diesem kleinen Gebiet.

Aufgrund der enormen Artenzahl auf engstem Raum, der alten Stieleichen- und Pappelbestände und der weitgehend störungsfreien Lage ist der Zistersdorfer Wald ein ideales Brutgebiet für Greifvögel und Schwarzstörche, was eine Vertragsverlängerung 2009 wünschenswert erscheinen lässt.

4.4.2. Einzelhorstbaumschutz/Drösinger Wald

Im Drösinger Wald war seit 1989 eine Graureiher Kolonie beim „Geißsee“ bekannt, die bis 1996 bestand. Die anfänglich 31 Brutpaare sind bis 1995 auf 45 angestiegen, 1996 auf 40 gesunken und dann abrupt abgewandert. Grund dafür dürften forstliche Eingriffe gewesen sein, die Horstbäume selbst wurden zwar als Einzelhorstschutzbäume ausgewiesen und stehen gelassen, dennoch ging der umliegende Bestand verloren. Der Einzelhorstbaumschutz betraf am „Geißsee“ 8 Reiherhorstbäume und einen Schwarzstorchhorstbaum (DESSOVIC 2001). Die Horste bestehen zum Teil nach wie vor, was die Winterkartierung von 2007/2008 gezeigt hat. Auch zwei große Storchenhorste in Steileichen sind vorerst erhalten geblieben, jedoch im Frühjahr bei erneuten Waldarbeiten gefällt worden. Eine zweite Kolonie beim „Flurleisl“, das 1.5 km entfernt liegt, ist gleich lange wie jene am „Geißsee“ mit anfänglich 3 Brutpaaren bekannt. Zwischen 1995 und 2007 ist die Anzahl der besetzten Horste von 43 kontinuierlich auf min. 124 gestiegen und 2008 rapide auf zumindest 68 besetzte Graureiherhorste gefallen. Seit 2003 wurden auch Kormorane in dieser Kolonie beobachtet, die Anzahl der besetzten Horste ist ebenso über die Jahre angestiegen. Im Jahr 2007 und 2008 wurde ein Hoch von min. 45 bzw. 48 besetzten Horsten verzeichnet (ZUNA-KRATKY et. al. 2004, 2005, 2006, 2007, 2008).

Wie weit der Einzelhorstbaumschutz effektiv und effizient ist, wird sich erst in den nächsten Jahren herausstellen. Aktuell sind im ungefähren Abstand von 15-30 m zueinander viele alte Bäume in der Schlagfläche als Überhälter stehen geblieben. Vorwiegend handelt es sich um Eichen mit einem Brusthöhendurchmesser über 60 cm. Solche Eichen sind, wie die Horstbaumanalyse gezeigt hat, beliebte Nistplätze für Greifvögel und Störche.

Momentan ist der Bestand zu offen um von solchen genutzt zu werden. Ausnahme bildet der Mäusebussard, der auch in der Brutsaison 2008 in einem der Einzelhorstschtzsbäume erfolgreich gebrütet hat. Ab 10 Jahren kann das Stangenholz jedoch schon wieder genug Deckung zwischen den Eichenüberhältern bieten, um erneut ein attraktives Habitat für gefährdete Greif- und Großvogelarten darzustellen. Auch hierbei gilt es abzuwarten, wie lange eine erneute Besiedelung der Flächen mit Greifvögeln tatsächlich dauern wird, um sichere Aussagen über den Wert der Überhälter treffen zu können. Fest steht, dass im Nord-Osten des Fürstenwaldes eine in den 90er Jahren vorhandene Schlagfläche (Bestandalter 10 – 20 Jahre) ohne Überhälter unbesiedelt war und 2008 wieder Mäusebussarde darin gebrütet haben. Die aktuell 20-30 Jahre alte Quirleschenmonokultur wird bisweilen noch von allen anderen Greifvogelarten gemieden. Hingegen befand sich im Nord-Westen des Drösinger Waldes in den 90er Jahren eine Schlagfläche in einer vergleichbaren Ausdehnung, in der Eichenüberhälter stehen gelassen wurden. Damals wurden zwei unbesetzte Greifvogelhorste und ein Weißstorch auf einem Hochstand kartiert. 2008 ist die Horstdichte auf 11 angestiegen, wobei drei davon vom Mäusebussard und einer sogar vom störungsanfälligen Schwarzstorch besetzt waren. Auch der Weißstorch ist nach wie vor anzutreffen. Darin zeigt sich, dass Eichenüberhälter schon nach einem Jahrzehnt wieder genutzt werden. Fehlen derartige Bäume, bleibt das Gebiet längere Zeit unbesiedelt.

4.4.3. Verträge zur Graureiher- und Kormorankolonie/Drösinger Wald

Im Zuge des LIFE-Projektes „Ramsar Management March-Thaya-Auen“ (Projektdauer 1995-1998) wurde zwischen den Projektpartnern Distelverein und der Agrargemeinschaft im Drösinger Wald das „Flurleisl“, eine Fläche von 6,6 ha Auwald als Horstschtzzone ausgewiesen und damit für 15 Jahre von jeder forstlichen Nutzung ausgenommen. Das „Flurleisl“ beherbergt wie im Auring Bericht zur Situation der Fischfresser in den March-Thaya-Auen im Jahr 2008 umfangreich dargestellt (ZUNA-KRATKY et. al. 2008), eine wertvolle Graureiher- und Kormoranbrutkolonie. Diese Kolonie ist jedoch nicht nur für diese beiden Arten von hoher Bedeutung, sondern bietet auch Schreitvögeln, wie den

wenigen, an der oberen March baumbrütenden Weißstörchen und unmittelbar daneben dem Schwarzstorch einen geeigneten Niststandort. Während der Brutsaison 2008 hatte ein Schwarzmilan einen Horst in der Kolonie bezogen, und auch der weiter nördlich brütende Rotmilan nutzt die umliegenden Überschwemmungsflächen und Wiesen als Jagdareal. Die gesamte Kolonie liegt in einer der wenigen Pappelbestände an der oberen March. Die insgesamt 39 Horstbäume tragen zumindest 68 Graureiher- und 48 Kormorannester. Sie setzen sich in erster Linie aus Stieleichen, Quirlleschen sowie Schwarz- und Silberpappeln zusammen. Es bleibt zu hoffen, dass dieser Waldbestand noch lange als Brutgebiet für die genannten Arten erhalten bleibt.

4.4.4. Projekt Horstschutzgebiet Großer Schlammsee/Fürstenwald im Rahmen von LIFE II „Wasserwelt March-Thaya-Auen“

2001 wurden von DESSOVIC im Zuge einer Diplomarbeit zwei Vertragsnaturschutzprojekte ausgearbeitet, die für das LIFE-Projekt „Wasserwelt March-Thaya-Auen“ in Diskussion standen. Beide Projektideen wurden schon im „Ramsar-Konzept“ 1994 formuliert, aber erst Jahre später konkretisiert. Aufgrund der fehlenden Finanzierung wurde bisweilen keines dieser Projekte umgesetzt. Für die vorliegende Greifvogelstudie ist lediglich das Projekt „Horstschutzgebiet Großer Schlammsee“ von Bedeutung, dessen Hauptinteresse der Schutz horstbrütender Großvögel der Ordnungen Greifvögel und Schreitvögel war. Das zweite Projekt „Gewässerrandstreifen Drösinger Wald“ zum Biberschutz kann ausgeklammert werden. In der genannten Studie wurde nach einer umfassenden Prüfung der gemeinsam mit dem Grundeigentümer formulierten Bewertungskriterien ein Entschädigungsbetrag für die betreffenden Flächen festgelegt. Zur Beurteilung wurden die Parameter Klima, Wasserhaushalt, Bodenart und Bestandsaufbau herangezogen, um die Lebens- und Wirtschaftsraumqualität des Waldes zu definieren. (DESSOVIC 2001). Das Projekt „Großer Schlammsee“ umfasst auch den Bereich „Große Lacke“, womit die Gesamtfläche im nicht abgedämmten Bereich der Marchniederung liegt und besonders stark von Überschwemmungen betroffen ist. Damit sind viele Vorteile für die Avifauna verbunden, wie der Eintrag von

Nährstoffen, die Anreicherung des Nahrungsangebotes und die Beruhigung des Gebietes. Zugleich bergen Überschwemmungen auch die Gefahr einer Holzentwertung durch Kambiumrissbildungen (DESSOVIC 2001), was die Fläche aus forstwirtschaftlicher Sicht weniger wertvoll erscheinen lässt. In der Datenaufnahme zu dieser Diplomarbeit hat sich innerhalb dieses Gebietes eine Teilfläche ganz besonders hervorgetan, auf die im nächsten Abschnitt näher eingegangen werden soll.

4.4.5. Projekt Horstschutzgebiet Große Lacke/Fürstenwald

Alte Waldbestände gelten als Qualitätsmerkmal eines naturnahen Waldes wertvoll für Greifvögel. Das belegt auch die Analyse der Hostbaumwahl von Greifvögeln, mit der deutlichen Präferenz von baumbrütenden Habichtartigen für Stieleichen (an der oberen March) und Pappelbestände (im Nationalpark Donauauen sowie in den Graureiher- und Kormorankolonien). Gebiete mit überdurchschnittlich alten Bäumen erscheinen dadurch schützenswert. Im Untersuchungsgebiet sind Eichenüberhälter und Pappelkulturen durchgängig in jenen Gebieten zu finden, die derzeit von einer forstwirtschaftlichen Nutzung ausgenommen sind. Dazu gehört das Horstschutzgebiet Zistersdorfer Wald, in dem Stieleichenüberhälter inmitten alter Pappelkulturen stehen. Auch die Reiher- und Kormorankolonie am „Flurleisl“ im Drösinger Wald wird von Bäumen in höheren Altersklassen gebildet. Stieleichen, Silber- und Schwarzpappeln sind die Hauptbaumarten. Der Fortbestand dieser Gebiete hängt von der Verlängerung der auslaufenden Horstschutzverträge ab. In der Brutsaison 2008 hat sich allerdings noch ein weiterer Hotspot für Greifvögel herauskristallisiert, der noch dazu eine wachsende Graureiherkolonie beherbergt. Es handelt sich dabei um eine schwer zugängliche Altarmschlinge, die „Große Lacke“ im Fürstenwald. Das Gebiet zeichnet nicht nur ein enormer Artenreichtum (Schwarzstorch, Weißstorch, Graureiher, Schwarzmilan, Rotmilan, Turmfalke, Baumfalke, Rohrweihe), sondern vor allem die vorliegende Waldstruktur aus. Eine ausgeprägte vertikale Schichtung mit einer dichten Strauchschicht und einem hohen Totholzanteil macht das Gebiet schwer zugänglich und weitgehend störungsfrei. Der hiebreife Bestand ist mit

zahlreichen Stieleichen bestückt, die einen Brusthöhendurchmesser zwischen 100 und 150 cm aufweisen. Das Gebiet liegt weit abseits von Wegen und ist über viele Monate hinweg durch Überschwemmungsflächen vollkommen abgetrennt. Damit liegt die Vermutung nahe, dass sich auch eine Bewirtschaftung recht aufwändig gestaltet. So gesehen ist das Gebiet der „Großen Lacke“ zwar ornithologisch äußerst wertvoll, forstwirtschaftlich allerdings nicht. Damit erfüllt es auch wesentliche Voraussetzungen um ein weiteres Horstschutzgebiet an der oberen March zu werden. Da sich das Flächenmaß auf 4,5 ha beschränkt, könnte mit wenig finanziellem Aufwand viel für den Greifvogelschutz getan werden - in Form der Erhaltung eines naturnahen Waldes inmitten der Kulturlandschaft. Das vorgeschlagene Horstschutzgebiet ist nicht erst seit 2008 bedeutend, sondern schon in den vergangenen Jahren mehrmals in den Mittelpunkt von Schutzinteressen geraten (ZUNA-KRATKY & CRAIG 1994, ZUNA-KRATKY 1995a, 1995 b, DESSOVIC 2001). Nachdem während der Untersuchungsperiode auch noch eine neue Graureiherkolonie im Gebiet entdeckt wurde und Brutverdacht für den Baumfalken besteht, erhärten sich die Argumente dafür. Die Überlegung sollte aber dahingehend ausgeweitet werden, dass Horstschutzgebiete eine gewisse Ausdehnung erreichen sollten, um Störungen durch forstliche Eingriffe im Randbereich zu verringern (ZUNA-KRATKY & THOBY 2008). Eine Pufferzone stellt das umliegende Gewässer selbst dar, wodurch Störungen ohnehin nie direkt am Horst zu erwarten sind. Doch auch die umliegenden Waldbestände sind ornithologisch von einem hohen Wert, sodass die Umsetzung des gesamten, ursprünglichen Projektes „Großer Schlamensee“ erneut diskutiert werden sollte.

4.4.6. Ausblick – Niederösterreichische Beutegreiferverordnung

Ein angeblicher Interessenkonflikt zwischen der Zunahme von Greifvögeln in Österreich und der Jagd wird immer wieder betont (STEINER 1993). Doch ist in Österreich tatsächlich von einer Bestandszunahme zu sprechen? In allen beleuchteten Studien sind die Bestände, von kurzzeitigen, natürlichen Schwankungen abgesehen, weitgehend stabil oder sogar rückläufig (Schwarzmilan, Rotmilan, Rohrweihe und Habicht in Teilen der Donau-March-

Thaya-Auen). Der Mäusebussard hat in der hier vorgestellten Studie 2008 zwar eine deutlich höhere Siedlungsdichte als noch vor 13 bzw. 14 Jahren, doch sind zu nennende Gründe hauptsächlich die Mäusegradationen und die Enddynamisierung der Auwälder. Er findet im Untersuchungsgebiet bessere Bedingungen vor, als das vor den Regulierungsmaßnahmen der Fall war. Besonders dem Habicht wird unterstellt, über das Schlagen von jagdbarem Wild in Konflikt mit dem Jäger zu treten (FRIEMANN 1985). Tatsächlich ist der Habicht ein typischer Vogeljäger und ernährt sich weitgehend von den Beutetieren, die häufig in seinem Habitat vorkommen. Eine Gefährdung gesunder Bestände konnte jedoch nie nachgewiesen werden. Umgekehrt sind auch keine Fälle bekannt, wo durch die Dezimierung von Greifvögeln Niederwild zugenommen hätte (STEINER 1993). Wie alle Greifvögel, so weist auch der Habicht eine selektive Jagdweise auf, der in erster Linie altersschwache oder kranke Tiere zum Opfer fallen. Zudem wurden während der Untersuchungsperiode bei weitem mehr Straßenopfer solcher potentiellen Beutetiere gezählt, als sie als Futter in den Horst eingetragen wurden. Milane und Weihen kommen mit jagdbaren Tieren ohnehin kaum in Berührung.

Bis zum Beitritt Österreichs in die Europäische Union war die Entnahme einzelner Mäusebussarde oder Habichte über Einzelabschussgenehmigungen oder Abschussverfügungen der Behörden durchaus möglich. Doch sind diese Greifvogelarten nicht in der EU-Vogelrichtlinie enthalten, jede Entnahme stellte damit eine Ausnahme nach Artikel 9 der Vogelrichtlinie dar. Schon 2002 wurde in Niederösterreich eine Greifvogelverordnung herausgegeben, wobei insgesamt 70 Mäusebussarde und 35 Habichte zum selektiven Abschuss freigegeben wurden. Dies führte zu einer Anzeige bei der EU-Kommission, ein Vertragsverletzungsverfahren gegen Niederösterreich wurde eingeleitet (LEBERSORGER 2007) und der Beschluss zuletzt zurückgezogen.

Sorge bereitet in Zusammenhang mit Greifvogelschutz eine Novelle der Niederösterreichischen Beutegreiferverordnung. War in den Studien der 90er Jahre noch von einer zunehmenden Toleranz der Jägerschaft in Hinblick auf

Greifvögel die Rede, indem der Konflikt als „lösbar“ bezeichnet wurde (STEINER 1993), so spricht die NÖ Beutegreiferverordnung, welche mit 1.1.2009 in Kraft getreten ist, eine vollkommen andere Sprache. Statt einer Konfliktlösung ist die Entnahme von Mäusebussard und Habicht „zur nachhaltigen Nutzung der Bestände in geringen Mengen“ erlaubt. Obwohl die Stellungnahme des Naturschutzbundes NÖ zum Entwurf der Verordnung eine vehemente Ablehnung zum Ausdruck brachte, wurde sie umgesetzt. Zwischen 1. Dezember und 31. Jänner wird der Abschuss von 200 Mäusebussarden und 40 Habichten gestattet, zumindest bis Mai 2014. Heftige Reaktionen von WWF Österreich und von BirdLife Österreich waren die Folge, eine Petition gegen dieses Gesetz wurde initiiert. Kritik wird von beiden Instanzen nicht nur an der Abschussgenehmigung an sich, sondern in erster Linie an der nicht nachvollziehbaren Argumentation geübt. Widersprüche ergeben sich in den Bestandszahlen. Der Gesamtbestand des Habichts wird für ganz Österreich mit 2000-2.300 Brutpaaren angegeben (MEBS & SCHMIDT, 2006), im Gutachten zur EU-Vogelschutzrichtlinie (KLANSEK et. al. 2008) werden die Ergebnisse aus dem vom niederösterreichischen Landesjagdverband durchgeführten Greifvogelmonitoring (2007) auf 6.000 Individuen in Niederösterreich hochgerechnet. Es wird davon ausgegangen, dass zusätzlich zur Brutpopulation auch Einzelvögel im Gebiet sind, die etwa 10% des Brutbestandes ausmachen. Dennoch decken sich die Zahlen in keiner Weise. Dazu kommt, dass der Habicht nach den IUCN Kriterien (FRÜHAUF 2005) nach wie vor als potentiell gefährdet eingestuft wird, und er in allen in dieser Diplomarbeit betrachteten Studien seit den 90er Jahren ohnehin rückgängig ist. Ähnliche Widersprüche ergeben sich auch beim Mäusebussard, dessen Gesamtbestand sich in Österreich auf 9.000-12.000 Brutpaare beläuft (MEBS & SCHMIDT, 2006), im Gutachten die Zählungen jedoch auf 47.000 Individuen (KLANSEK et. al. 2008) allein in Niederösterreich hochgerechnet wurden. Einerseits ist es kritisch zu betrachten, wenn ein Monitoring von einer Interessensgruppe alleine durchgeführt wird, in diesem Fall vom niederösterreichischen Landesjagdverband. Vielmehr wird aufgrund der heftigen Debatte zwischen Naturschutz und Jagd eine Doppelbesetzung von

Ornithologen und Jägern bei der Erhebung empfohlen (RANNER et. al. 1995). Andererseits sind Zählungen, die von fahrenden Autos aus gemacht werden ebenso nicht mit jenen per Rad oder zu Fuß vergleichbar (WUCZYNSKI 2001). Zuletzt sind Hochrechnungen einer kleinen Untersuchungsfläche auf ein viel größeres Gebiet ohnehin kritisch zu betrachten.

Die Freigabe von Mäusebussard und Habicht stützt sich im Gutachten in erster Linie darauf, dass in Niederösterreich mehrere gefährdete Beutetierarten durch die zusätzliche Prädation von Habicht und/oder Mäusebussard in ihrer Existenz bedroht sein können (KLANSEK et. al. 2008). Insgesamt werden 26 gefährdete Tierarten genannt, die sich laut Gutachten im Beutespektrum der beiden Greifvögel befinden. Für 16 dieser Arten liegt allerdings kein Beweis vor, dass sie überhaupt von Mäusebussard und/oder Habicht erbeutet werden, da in den zugrunde liegenden Studien nur Arten aus derselben Gattung in den Nahrungsanalysen nachgewiesen werden konnten. Beispielsweise wird der Sakerfalk als in Österreich vom Aussterben bedrohte Art angeführt, der angeblich durch den Habicht in seiner Existenz gefährdet wird. Keine der untersuchten Rupfungen stellte tatsächlich einen Sakerfalken (*Falco cherrug*) dar, sondern ausschließlich andere Arten der Gattung *Falco* (u.a. STEINER 1999). Ähnliches lässt sich auch beim Weißrückenspecht beobachten (*Picoides leucotes*), der genauso wenig im Beutespektrum des Habichts vorzufinden war, sehr wohl aber andere, nicht gefährdete Arten der Gattung *Picoides* (u.a. STEINER 1999). Diese Aufzählung ließe sich noch umfangreich für Arten wie die Smaragdeidechse (*Lacerta viridis*), die Zauneidechse (*Lacerta agilis*) sowie den Springfrosch (*Rana dalmatia*) und den kleinen Wasserfrosch (*Rana lessonae*) weiterführen. Selbst die Wiesenotter (*Vipera ursinii*) wird in dieser Liste angeführt, eine Art, die in Österreich ohnehin als ausgestorben gilt.

Besonders bezüglich des Sakerfalken stellt sich die Frage, ob der Art nicht viel mehr durch die Beutegreiferverordnung und der damit zusammenhängenden Verwechslungsgefahr geschadet wird, als durch den Habicht. Neben dem Sakerfalken können in Österreich auch Wanderfalken (*Falco peregrinus*),

Sperber (*Accipiter nisus*), Kornweihen (*Circus cyaneus*), Rohrweihen (*Circus aeruginosus*), Rotmilane (*Milvus milvus*), und Rauhfußbussarde (*Buteo lagopus*) mit Mäusebussard und Habicht verwechselt werden. Diese Arten halten sich während der Abschussperiode im Winter in Niederösterreich auf. Nicht zuletzt öffnet die Beutegreiferverordnung illegaler Greifvogelverfolgung Tür und Tor, weil sie jederzeit eine Ausrede für solch "irrtümliche" Abschüsse liefert, wie folgendes Beispiel zeigt: Der Seeadlerabschuss vom 30.12.2007 im Bernhardsthal/Niederösterreich wurde vom Schützen damit entschuldigt, vermeintlich eine Krähe erlegt zu haben. 2008 wurden insgesamt drei weitere Seeadlerabschüsse in Österreich gemeldet (Angabe laut B. KOHLER, WWF). Auch wenn hier von Einzeltätern gesprochen werden muss, so zeigen diese Entwicklungen dennoch, dass weiterhin am Bewusstsein für Greifvögel und deren Schutz gearbeitet werden muss. Solche Bemühungen werden jedoch von Gesetzen zu Nichte gemacht, die den Abschuss von Greifvögeln legitimieren.

5. Zusammenfassung

Greifvögel sind wichtige Indikatoren für eine intakte Umwelt und gelten als Leit- und Zielarten für Naturschutzanliegen. Im Jahr 2008 wurde in den March-Thaya-Auen eine Untersuchung über die Diversität und Häufigkeit sowie die Habitatwahl der brütenden Greifvogelarten durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet an der oberen March (19,7 km²) wurde aufgrund der Grenzlage zwischen Österreich, Tschechien und der Slowakei, sowie der ausgeprägten Hochwasserdynamik erst in den 90er Jahren ornithologisch erfasst. Ziel der Studie war ein Vergleich der aktuellen Greifvogelbestände mit den Ergebnissen dieser Kartierungen von ZUNA-KRATKY & CRAIG (1994) und ZUNA-KRATKY (1995). Zusätzlich wurden die Einflüsse der Waldstruktur und der landschaftlichen Gliederung auf die Habitatwahl der Greifvogelarten untersucht. Abschließend wurden Argumente für eine Vertragsverlängerung der 1999 eingerichteten Horstschutzgebiete und Einzelhorstschutzbäume dargelegt und der Vorschlag für ein weiteres Horstschutzgebiet eingebracht.

Die Datenaufnahme fand zwischen Jänner und Juli 2008 im Auwald zwischen Hohenau und Drösing im niederösterreichischen Bezirk Gänserndorf statt. Das weitgehend geschlossene Waldgebiet wird in zwei verschiedenen forstlichen Betriebsformen bewirtschaftet. Der nördliche Teil wird als Hochwald geführt, der südliche Teil als Mittel- und Niederwald. Im Winter wurden alle vorhandenen Horste entlang von Transekten in Abständen von 50 m kartiert, wobei 167 Horste gefunden wurden. In der Brutsaison erfolgten mehrmalige Kontrollen der Horstbesetzung und des Bruterfolges. 57 der 167 Horste waren von Greifvögeln besetzt, weitere 11 von Weißstörchen (*Ciconia ciconia*), 6 von Schwarzstörchen (*Ciconia nigra*) und 7 von Rabenvögeln (*Corvus corax* und *Corvus corone*). Insgesamt wurden 9 Greifvogelarten im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Die häufigste Art ist der Mäusebussard (*Buteo buteo*) mit 34 besetzten Horsten, gefolgt von der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) mit 5-6 Brutpaaren. Der Rotmilanbestand (*Milvus milvus*) von 3 Brutpaaren ist von nationaler Bedeutung. Schwarzmilan (*Milvus migrans*) (3 Bp.), Wespenbussard (*Pernis apivorus*) (3 Bp.), Habicht (*Accipiter gentilis*) (3 Bp.), Turmfalke (*Falco*

tinnunculus) (2 Bp.) und Baumfalke (*Falco subbuteo*) (2 Bp.) sind weitere Brutvögel im Untersuchungsgebiet. Seit 2002 brütet auch ein Seeadlerpaar (*Haliaeetus albicilla*) erfolgreich an der oberen March. Zusätzlich brüten Sperber (*Accipiter nisus*), Sakerfalke (*Falco cherrug*) und Kaiseradler (*Aquila heliaca*) in unmittelbarer Umgebung. Die Greifvogelbestände sind seit den 90er Jahren weitgehend stabil. Allein beim Mäusebussard ist eine Bestandszunahme zu verzeichnen, die auf natürliche Schwankungen entsprechend der Mäusegradation und auf die beobachtete Enddynamisierung der Au zurückzuführen ist. Die vorgefundenen Siedlungsdichten an der oberen March sind auch in einem mitteleuropäischen bzw. österreichischen Kontext als hoch einzustufen.

Die erhobenen Daten zur Habitatwahl wurden in einem geographischen Informationssystem (GIS) ausgewertet. Die March-Thaya-Auen sind attraktiv für Greifvögel, insbesondere dank der abwechslungsreichen Waldstruktur und dem hohen Anteil an Gewässern und offenen Flächen. Greifvögel bevorzugen Stieleichenüberhälter und zusammenhängende, alte Pappelkulturen als Horstbäume. Diese Baumtypen 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. Darüber hinaus bevorzugen Greifvögel Altholzbestände mit einem hohen Totholzanteil in störungsfreier Lage. Auch stark strukturierte Waldgebiete mit einer ausgeprägten vertikalen Schichtung sind wesentlich. Beide Kriterien können unabhängig von der Forstwirtschaftsform erfüllt werden. 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 an der March.

Schlüsselwörter: Greifvögel, Populationsdynamik, Habitatstruktur, Siedlungsdichte, March-Thaya-Auen, Monitoring, Naturschutz

6. Literaturverzeichnis

- BAUER, H.G. (2005): Feldornithologische Erfassungsmethoden – eine Übersicht. In: SÜDBECK, P., ANDRETTZKE, H., FISCHER, S. u.a. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, Deutsche Bibliothek.
- BIJLSMA, R.G. et. al. (1993): Ecologische Atlas van de Nederlandse Roofvogels. Verlag Schuyt, Haarlem.
- BOSCHERT, M., FISCHER, S. (2005): Erfassung von Koloniebrütern. In: SÜDBECK, P., ANDRETTZKE, H., FISCHER, S. u.a. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, Deutsche Bibliothek.
- 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.
- DESCHKA, C. (2002): Einfluss von Waldfragmentierung und Habitatheterogenität auf Ernährung und Reproduktion des Sperbers (*Accipiter nisus*). Wien, Diplomarbeit an der Universität Wien.
- DESSOVIC, G. (2001): Naturschutz in den March-Thaya-Auen am Beispiel der Entwicklung und Durchführung zweier Vertragsnaturschutzprojekte im Rahmen des Life-Natur Projektes „Wasserwelt March-Thaya-Auen“ im Kapitel Forstwirtschaft. Wien, Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur.
- FINK, M.H. (1999): Zur Geographie des unteren March-Thaya-Gebietes. In: Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien: 15-24.
- 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. (1988): Hierarchische Ordnung in der Wahl der Nistplatz- und Jagdhabitats dreier sympatrischer Greifvogelarten (*Buteo buteo*, *Pernis apivorus*, *Accipiter gentilis*). Wien, Dissertation an der Universität Wien.
- GAMAUF, A. (1991): Greifvögel in Österreich. Bestand, Bedrohung, Gesetz. Monographien Band 29, Umweltbundesamt, Wien.
- GAMAUF, A., HERB, B. (1990): Greifvogelstudie im Bereich des geplanten Nationalparks Donau-Auen. Wolkersdorf.
- GAMAUF, A., HERB, B. (1993): Situation der Greifvogelfauna im geplanten Nationalpark Donau-Auen. Endbericht. Betriebsgesellschaft Marchfeldkanal Nationalpark Donau-Auen, Wolkersdorf.
- GAMPER, G., FARASIN, K., LUX, F. (1992): Luftbildgestützte Erfassung der Landschaftselemente im Ramsar-Gebiet Marchthaya-Auen. Reports (R-066), Umweltbundesamt, Wien.
- HEINS, J.U., RÖSLER, S. (1992): Arten, Schutz und Landschaftsplanung. Naturschutz zwischen der Pflege attraktiver Arten und einer fundamentalen Gesellschaftskritik. Kassel, Diplomarbeit an der Gesamthochschule Kassel.
- HOHMANN, U. (1995): Untersuchungen zur Raumnutzung und zur Brutbiologie des Mäusebussards (*Buteo buteo*) im Westen Schleswig-Holsteins. Corax 16: 94-104.

JAKUBIEC, Z., PETERSON, U. (2005): Relationship between White-tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*) and White Stork (*Ciconia ciconia*). *Buteo* 14: 51-52.

JUNGMEIER, M., WERNER, K. (1999): Ramsar. Österreichische Feuchtgebietsstrategie. Broschüre im Auftrag der Österreichischen Bundesländer und dem Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie.

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

KENWARD, R. (1996): Goshawk adaption to deforestation: Does Europe differ from North America? In: BIRD, D. (ed.), *Raptors in human landscapes. Adaptations to built and cultivated environments*. London, Academic Press: 233-243.

KENWARD, R., WIDÉN, P. (1989): Do Goshawks *Accipiter gentilis* need forests? Some conservation Lessons from Radio Trackig. In: MEYBURG, B.U., CHANCELLOR, R.D. (eds.), *Raptors in the Modern World*. London, WWGBP: 561-567.

KEWARD, R. (2006): *The Goshawk*. London, Poyers Monographs.

KLANSEK, E., WILDAUER, L., LAMPE, T., SCHREIBER, B., REIMOSER, F. (2008): EU-Vogelschutzrichtlinie, Habicht (*Accipiter gentilis*), Mäusebussard (*Buteo buteo*). Gutachten zur Anwendung der Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. Wien, 2008-20-27.

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): Quantitative Untersuchung zur Habitattrennung von Mäusebussard (*Buteo buteo*), Habicht (*Accipiter gentilis*) und Wespenbussard (*Pernis apivorus*). *Journal für Ornithologie* 128: 209-229.

KOSTRZEWA, A. (1988): Die Beeinträchtigung von Greifvogelhabitaten durch anthropogene Einflüsse. Untersuchung in der Niederrheinischen Bucht. *Natur und Landschaft* 63: 272-276.

KOSTRZEWA, A. (1989): Nest Habitat Separation in Three European Raptors (*Accipiter gentilis*, *Buteo buteo* and *Pernis apivorus*) – A Multivariate Analysis. In: MEYBURG, B.U., CHANCELLOR, R.D. (eds.), *Raptors in the Modern World*. London, WWGBP: 553-561.

KOSTRZEWA, A. (1996): A comparative study of nest-site occupancy and breeding performance as indicators for nesting-habitat quality in three European raptor species. *Ethology Ecology & Evolution* 8: 1-18.

KOSTRZEWA, R., KOSTRZEWA, A. (1991): Winter weather, spring and summer density, and subsequent breeding success of Eurasian Kestrels, Common Buzzards and Northern Goshawks. *The Auk* 108: 342-347.

KOSTRZEWA, R., KOSTRZEWA, A. (1993): *Der Turmfalke. Überlebensstrategien eines Greifvogels*. Wiesbaden, Aula Verlag.

KRÜGER, O. (2002a): Analysis of nest occupancy and nest reproduction in two sympatric raptors: Common Buzzard (*Buteo buteo*) and Goshawk (*Accipiter gentilis*). *Ecography* 25: 523-532.

KRÜGER, O. (2002b): Interactions between Common Buzzard (*Buteo buteo*) and Goshawk (*Accipiter gentiles*): Trade-offs revealed by a field experiment. *Oikos* 96: 441-452.

- LAZOWSKI, W. (1997): Auen in Österreich. Vegetation, Landschaft und Naturschutz. Monographien Band 81. Umweltbundesamt, Wien.
- LAZOWSKI, W. (1999): Auwald. In: Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien: 129-155.
- LEBERSORGER, P. (2007): Bejagung der Beutegreifer – rechtliche Grundlagen und Blick in die Zukunft. In: Räuber und Beute – Die ökologische Bedeutung der Beutegreifer im Spannungsfeld unterschiedlicher Interessen, 13. Österreichische Jägertagung, S.9-11.
- LOOFT, V., BUSCHE, G. (1990): Vogelwelt Schleswig-Holstein. Greifvögel. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster.
- LOOFT, V., KAISER, J. (2003): Der Mäusebussard (*Buteo buteo*) - ein Nutznießer der EU-Ackerflächen-Stilllegung? Corax 19: 203-215.
- MAMMEN, U. (2005): Monitoring Greifvögel und Eulen. In: SÜDBECK, P., ANDRETZKE, H., FISCHER, S. u.a. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, Deutsche Bibliothek.
- MAMMEN, U., STUBBE, M. (1999): Monitoring of Raptors and Owls in Europe: a review of the first 10 years. - Vogelwelt 120: 75-78.
- MAMMEN, U., STUBBE, M. (2004): Monitoring Greifvögel und Eulen Europas. Bericht Landesamt Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 4/2004: 58-64.
- MEBS, T. (1964): Zur Biologie und Populationsdynamik des Mäusebussards (*Buteo buteo*). Unter besonderer Berücksichtigung der Abhängigkeit vom Massenwechsel der Feldmaus (*Microtus arvalis*). Journal für Ornithologie 105/3: 247-306.
- MEBS, T., SCHERZINGER, W. (2000): Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Stuttgart, Kosmos.
- MEBS, T., SCHMIDT, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Stuttgart, Kosmos.
- MELDE, M. (1983): Der Mäusebussard *Buteo buteo*. Magdeburg, Westarp-Wiss.; Heidelberg, Spektrum Akad. Verl.
- NEWTON, I. (1979): Population ecology of raptors. Poyser, Berkhamsted.
- NÖ Beutegreiferverordnung, 6500/14-0 Stammverordnung 95a/08, 2008-12-11, Blatt 1-3.
- ORTLIEB, R. (1980): Der Rotmilan. *Milvus milvus*. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.
- ORTLIEB, R. (1995): Die Sperber. Accipitridae. Nachdr. der 3. Aufl. von 1987, Magdeburg, Westarp-Wiss.; Heidelberg, Spektrum Akad. Verl.
- PROBST, R. (2002): Bestandsentwicklung und Schutz des Seeadlers (*Haliaeetus albicilla*) in Österreich. Corax 19, Sonderheft 1: 92-95.
- PROBST, R. (2009; wiss. Red.): Der Seeadler im Herzen Europas. Denisia, Linz [in Vorb.].
- RANNER, A. (2006): Die aktuelle Situation des Kaiseradlers (*Aquila heliaca*) in Österreich. In: GAMAU, A., BERG, H.M. (Hrsg.), Greifvögel und Eulen in Österreich. Naturhistorisches Museum, Wien: 27-35.

RANNER, A., GANSTERER, A., WINKLER, I. (1995): Greifvogelerhebung Niederösterreich. Endbericht über eine Probeuntersuchung 1993 in einigen Jagdrevieren im politischen Bezirk Mistelbach. Wien, Umweltbundesamt.

RICHTER, A. (1998): Das Jagdverhalten des Mäusebussards in einem landwirtschaftlich intensiv genutztem Gebiet. Wien, Dissertation der Universität Wien.

ROCKENBAUCH D. (1975): Zwölfjährige Untersuchungen zur Ökologie des Mäusebussards (*Buteo buteo*) auf der Schwäbischen Alb. Journal für Ornithologie 116/1: 39-54.

SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Stuttgart, Ulmer.

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

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

SCHERZINGER, W., SCHUHMACHER, H. (2004): Der Einfluss forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Vogelwelt. Eine Übersicht. Vogelwelt 125: 215-250.

SCHINDLER, S. (2002): Territoriality and habitat-use of wintering Common Buzzards (*Buteo buteo*) in Schleswig-Holstein, Germany. Wien, Diplomarbeit an der Universität Wien.

STEINER, H. (1993): Bestandssituation, Nistplatzwahl und Nahrungsökologie von sechs Greifvogelarten Oberösterreichs. Öko L 14/4: 21-32.

STEINER, H. (1998): Wald und Greifvögel – Lebensraumqualität im fragmentierten Wald, Räuber-Beute-Beziehung und Grundlagen für ein Naturschutzmanagement. Salzburg, Dissertation an der Universität Salzburg.

STEINER, H. (1999): 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: 1-74.

STEINER, H. (2000a): Waldfragmentierung, Konkurrenz und klimatische Abhängigkeit beim Wespenbussard (*Pernis apivorus*). Journal für Ornithologie 141: 68-76.

STEINER, H. (2000b): Ökologische Wechselwirkungen zwischen Wald und Greifvögeln: Lebensraumqualität, Effekte von Waldfragmentierung, Räuber-Beute-Beziehung und Grundlagen für den Naturschutz. Journal für Ornithologie 141: 230.

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

STEINER, H., HASLINGER, G., JIRESCH, W., PÜHRINGER, N., STADLER, S. (2006): Ökologische Nische und Naturschutz: Das Beispiel Greifvögel und Eulen in Wald und Gebirge. Vogelkundl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell, 14/1, S. 1-30.

Stellungnahme des Naturschutzbund NÖ zum Entwurf „NÖ Beutegreiferverordnung“, 2008-11-19.

THOBY, A. (2006): Veränderungen der Greifvogelfauna in den Donau-Auen östlich von Wien, am

Beispiel der Wälder im Gebiet des Nationalpark Donau-Auen. Wien, Diplomarbeit der Universität Wien.

Vertrag Zum Horstschutzgebiet-, und Gewässerrandstreifenprogramm Zistersdorfer Wald (1999). Distelverein, Deutsch Wagram.

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

WALZ, J. (2005): Rot- und Schwarzmilan. Flexible Jäger mit Hang zur Geselligkeit. Wiebelsheim, Aula Verlag.

WOLF, E., HERB, B. (1989): Vorkommen von Horsten in den linksufrigen Donau-Auen östlich von Wien als Kriterium für die Ausweisung von Kernzonen. Berichte aus der Nationalparkplanung Donau-Auen.

WUCZYNSKI, A. (2003): Abundance of Common Buzzard (*Buteo buteo*) in the Central European wintering ground in relation to the weather conditions and food supply. *Buteo*13: 11-20.

ZULKA, K. P., LAZOWSKI, W. (1999): Hydrologie. In: Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien: 24-50.

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. (2003): Eagle Owl (*Bubo bubo*) breeding in the lowland floodplain forest in Northeastern Austria. *Crex* 20: 41-47.

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., DENNER, M. (2004): Die Situation der Fischfresser-Kolonien in den March-Thaya-Auen im Jahr 2004. Bericht im Rahmen des NÖ-Fischfresser-Monitorings an BirdLife Österreich, Wien.

ZUNA-KRATKY, T., DENNER, M. (2005): Die Situation der Fischfresser-Kolonien in den March-Thaya-Auen im Jahr 2005. Bericht des AURING - Biologische Station Hohenau – Ringelsdorf im Rahmen des NÖ-Fischfresser-Monitorings an BirdLife Österreich, Wien.

ZUNA-KRATKY, T., DENNER, M. (2006): Die Situation der Fischfresser-Kolonien in den March-Thaya-Auen im Jahr 2006. Bericht des AURING - Biologische Station Hohenau – Ringelsdorf im Rahmen des NÖ-Fischfresser-Monitorings an BirdLife Österreich, Wien. 6 pp.

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., RIEGLER, R. (2007): Die Situation der Fischfresser-Kolonien in den March-Thaya-Auen im Jahr 2007. Bericht des AURING - Biologische Station Hohenau – Ringelsdorf im Rahmen des NÖ-Fischfresser-Monitorings an BirdLife Österreich, Wien. 5 pp.

ZUNA-KRATKY, T., RIEGLER, R., SUMASGUTNER, P. (2008): Die Situation der Fischfresser-Kolonien in den March-Thaya-Auen im Jahr 2008. Verein Auring, Hohenau-Ringelsdorf.

ZUNA-KRATKY, T., RÖSSLER, M. (1993): Ergebnis der Wasservogelzählung an der March im Spätwinter 1992/93. Bericht im Auftrag des WWF Österreich, Wien.

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.

7. Abkürzungsverzeichnis und Glossar

BHD	Brusthöhendurchmesser
BHU	Brusthöhenumfang
Hochwald	geht auf Bepflanzungen und generative Verjüngungen durch Ansamungen zurück (Kernwuchs)
Kahlschlag	alle Bäume werden entnommen, Schlagfläche wird künstlich durch Bepflanzungen wieder aufgeforstet
Kernwuchs	Baum, der im Gegensatz zum Stockausschlag aus einem Samen gewachsen ist
Mittelwald	kennzeichnend ist ein zweischichtiger Aufbau, Oberholz besteht aus Kernwüchsen, Unterholz aus Stockausschlägen
Niederwald	steht in Verbindung zum Mittelwald, besteht aus Stockausschlägen zur Brennholzproduktion
NND	<i>Nearest Neighbour Distance</i> . Abstand in m (Luftlinie) zum nächsten Horstnachbarn
NSG	Naturschutzgebiet
Reproduktionsrate	flügge Juvenile durch Gesamtanzahl der Brutpaare einer Art
Stockausschlag	natürliche Verjüngung eines Waldbestandes durch die Fähigkeit zur vegetativen Vermehrung; Bäume aus Stockausschlag weisen meist eine minderwertige Stammqualität auf und werden zu Brennholz verarbeitet
Überhälter	einzelne ausgewachsene Bäume die zum Teil auf Verjüngungsflächen im Wald stehen gelassen werden; Überhälter sollen an Wert gewinnen und dienen dem nachwachsenden Jungwuchs als Schutz
Umtriebszeit	erwarteter Zeitraum von der Bestandsbegründung bis zur Endnutzung durch Holzeinschlag; dient in der heutigen forstlichen Praxis als Rechengröße, insbesondere zur steuerlichen Bewertung
Verjüngung	Walderneuerung; natürliche (vegetativen oder generativen Verjüngung) und künstlichen Verjüngung durch Saat oder Pflanzung
ZP	Zufallspunkt

8. Anhang

Datenblatt	117
Definitionen im Datenblatt	119
Bedeckungsgrad der Bodenoberfläche durch Pflanzen	120
ÖK-Karte (Maßstab 1:15.000)	121

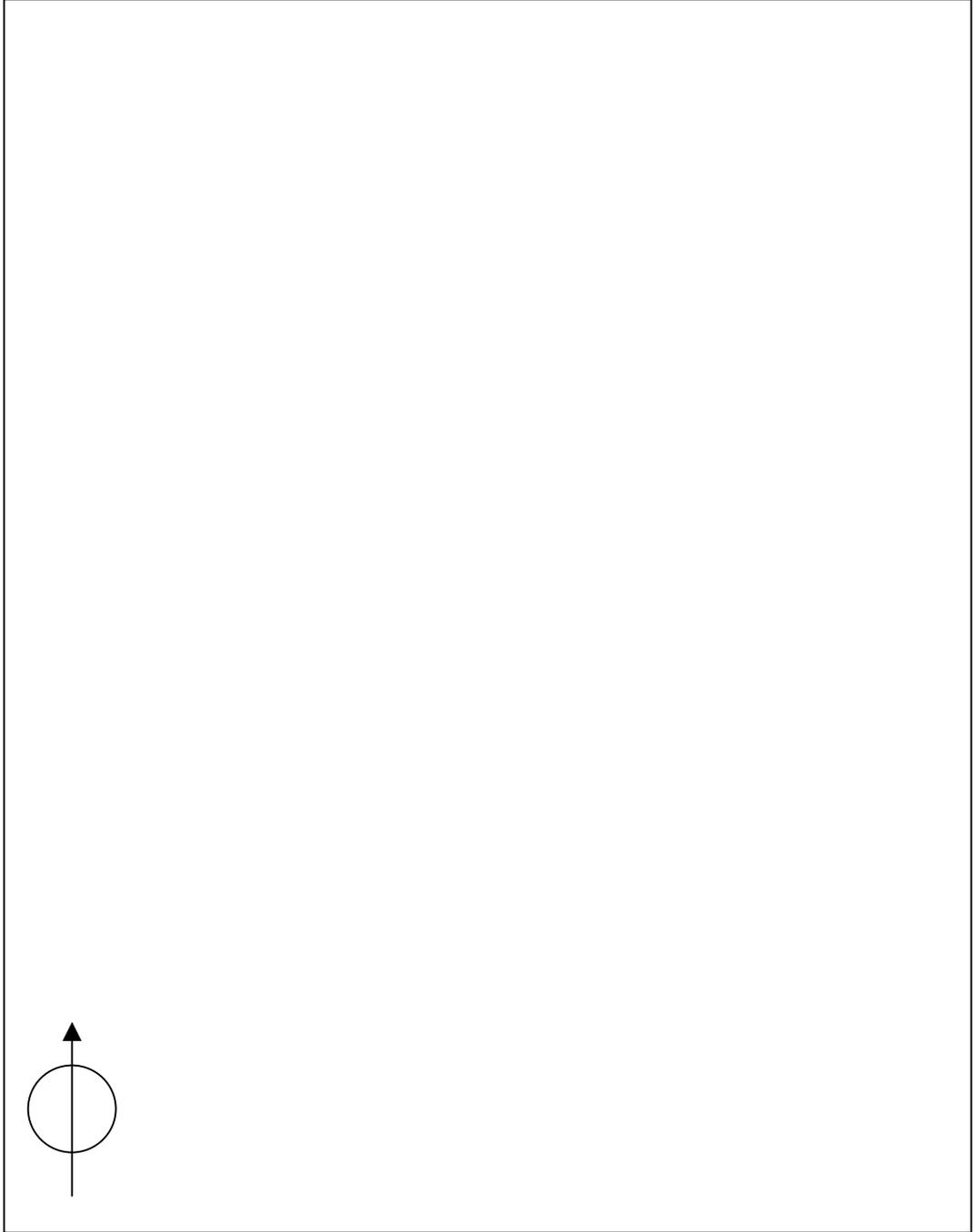
Horstnummer _____

Datum: _____

Lage:



Horstbaum:



Horstgeschichte

Horstnummer _____

Datum: _____

Horstbaum: _____

Horsttyp: _____

Brutvogel: _____

Höhe _____ m

Höhe _____ m

Bruterfolg:

Umfang _____ cm (\emptyset = _____ cm)

Anlage Stammgabel

am __/__: _____

Soziale Stellung niedriger

am Stamm

am __/__: _____

gleich hoch

Seitenast

am __/__: _____ juv. fly

höher

Krone - Position in der Krone: 1/3 - 2/3 - 3/3

Kronenschluss I: _____ %

Beobachtungen bei Horstkontrollen

Vermerke Fundstücke

Mikrohabitat (r = 15 m)

Baumarten Oberschicht (n) Unterschicht (n)

Oberschicht:

Dichte: lückig mäßig dicht sehr dicht

Anzahl der Bäume mit:

\emptyset < 25 cm _____ \emptyset 25 – 40 cm _____ \emptyset 40-60 cm _____

\emptyset 60-80 cm _____ \emptyset > 80 cm _____

Unterschicht:

Dichte: lückig mäßig dicht sehr dicht

Höhe: _____, _____, _____, _____, _____, _____, _____, _____, _____, _____ m; x = _____ m

Strauchschicht:

Dichte: lückig mäßig dicht sehr dicht

Schichtung: fehlt

zweischichtig

drei- oder mehrschichtig

Totholzanteil:

stehend: fehlt wenig viel

liegend: fehlt wenig viel

Kronenschluss II: < 35 % 35 – 70 % > 70 %

Makrohabitat (r = 250 m) über GIS

Abstand zu: Weg 1 _____ m

Weg 2 _____ m

Waldrand _____ m

Lichtung _____ m

Gewässer _____ m

Siedlung _____ m

Flächenanteil (r = 250 m)

Wald _____ ha (_____%)

Gewässer _____ ha (_____%)

Schilf _____ ha (_____%)

Wiese _____ ha (_____%)

Acker _____ ha (_____%)

einj. Schlag _____ ha (_____%)

mehrj. Schlag _____ ha (_____%)

andere _____ ha (_____%)

Nearest Neighbour Distance (NND):

Distanz: _____ m Mäusebussard

_____ m Habicht

_____ m Schwarzstorch

_____ m Schwarzmilan

_____ m Turmfalke

_____ m Weißstorch

_____ m Rotmilan

_____ m Baumfalke

_____ m Reiherhorst

_____ m Wespenbussard

_____ m Krähenhorst

_____ m andere _____

Definitionen im Datenblatt

Brutpaar: Paar, das einen Horst besetzt und brütet

Territoriales Paar: Paar, das lediglich revieranzeigende Aktivitäten zeigt (Kreisen, Balzen, Beuteübergabe), ohne einen Horst zu besetzen. Solch ein territoriales Paar muss (in Anlehnung an KOSTRZEWA 1985) zumindest drei mal in unabhängigen Kontrollen, d.h. auch in einem Zeitraum über mehrere Wochen, in einem Revier beobachtet werden.

Besetzter Horst: Als Bruthinweis gelten Beobachtungen von direkt am Horst befindlichen Tieren, Nistmaterial oder Futter eintragenden Vögeln und der Nachweis von Jungvögeln. Werden solche Aktivitäten registriert, so gilt der Niststandort als besetzt.

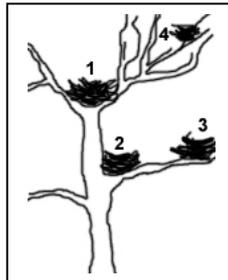
Erfolgreiches Paar: Das Brutpaar wird als erfolgreich eingestuft, wenn voll durchgemauserte Jungvögel im oder beim Horst beobachtet werden bzw. flügge Juvenile nachgewiesen werden.

Aufgegebener Horst: Wenn ein Paar einmal direkt am Horst gesehen wurde, jedoch nie Beobachtungen gelungen sind, die ein fortbestehendes Brutgeschehen vermuten lassen, wird der Horst als besetzt und aufgegeben eingestuft.

Erfolgsloses Paar: Wenn ein Paar mehrmals am Horst beobachtet wurde und Bruthinweise gelungen sind, dennoch keine Jungen ausgeflogen sind, so gilt das Brutpaar als erfolglos.

Horstanlage:

1. Stammgabel
2. am Stamm
3. Seitenast
4. Krone



Horstgröße:

1. Kleinhorste (Krähenhorste; Elsternester; Taubennester; Eichhörnchenkobel)
2. Mittlere Horste (Greifvogelhorste - Bussard, Habicht, Milan)
3. Großhorste (alte, stark ausgebaute Greifvogelhorste, Adlerhorste, Storchennester)
4. Kunsthorste
5. Im Schilf (Rohrweihen)
6. Reiherhorste
7. Kormoranhorste

Kronenschluss I = Kontakt der Horstbaumkrone mit den Kronen der Nachbarbäume in Prozent (auf 5% genau geschätzt).

Kronenschluss II = Kronenschluss im gesamten Mikrohabitat (< 35 %, 35 – 70 %, > 70 %)

Mikrohabitat (r = 15 m)

Baumdichte

- Kat. 1 < 15 Bäume = lückig
- Kat. 2 15-30 Bäume = mäßig dicht
- Kat. 3 > 30 Bäume = sehr dicht

Makrohabitat (r = 250 m)

Wege

- Kat. 1 nicht befestigter Wald- oder Feldweg (keine Vegetation)
- Kat. 2 gemähte Schneise (mit Vegetation bedeckt)

Waldrand: Grenze eines Waldbestandes an eine offene Fläche (Wiese, Acker, Kahlschlag) die größer als 1 ha ist.

Lichtung: Offene Fläche die kleiner als 1 ha ist.

alle Definitionen in Anlehnung an GAMAUF & HERB (1990)

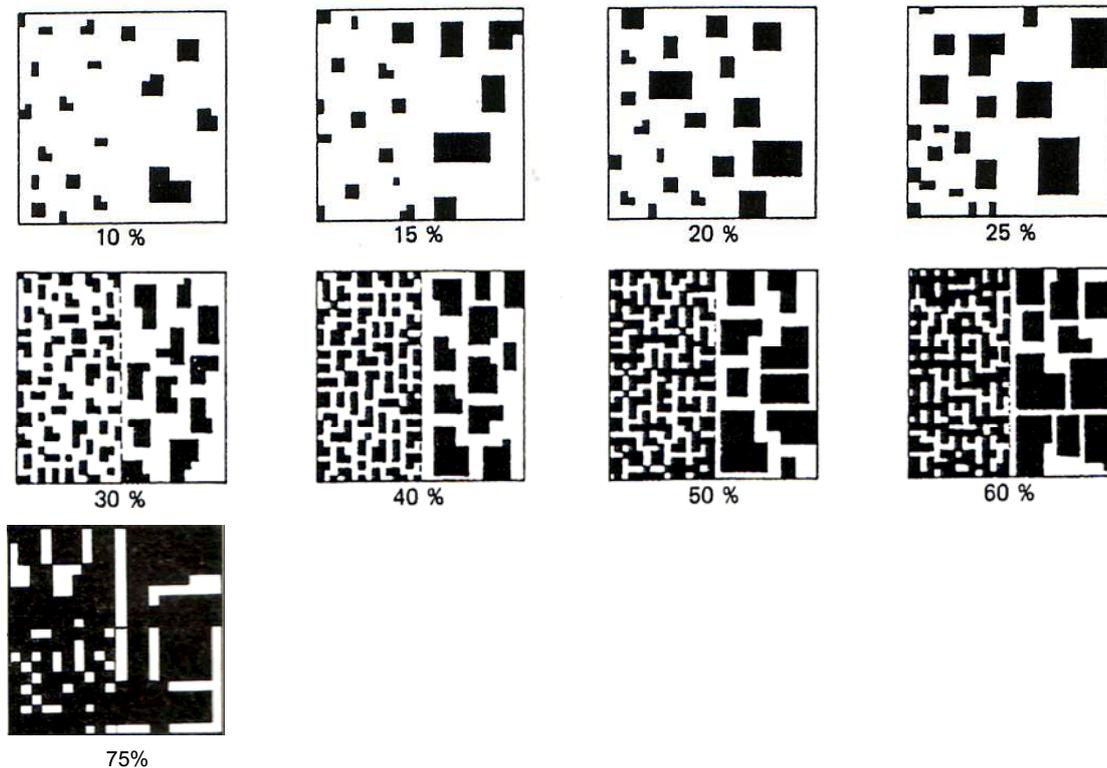
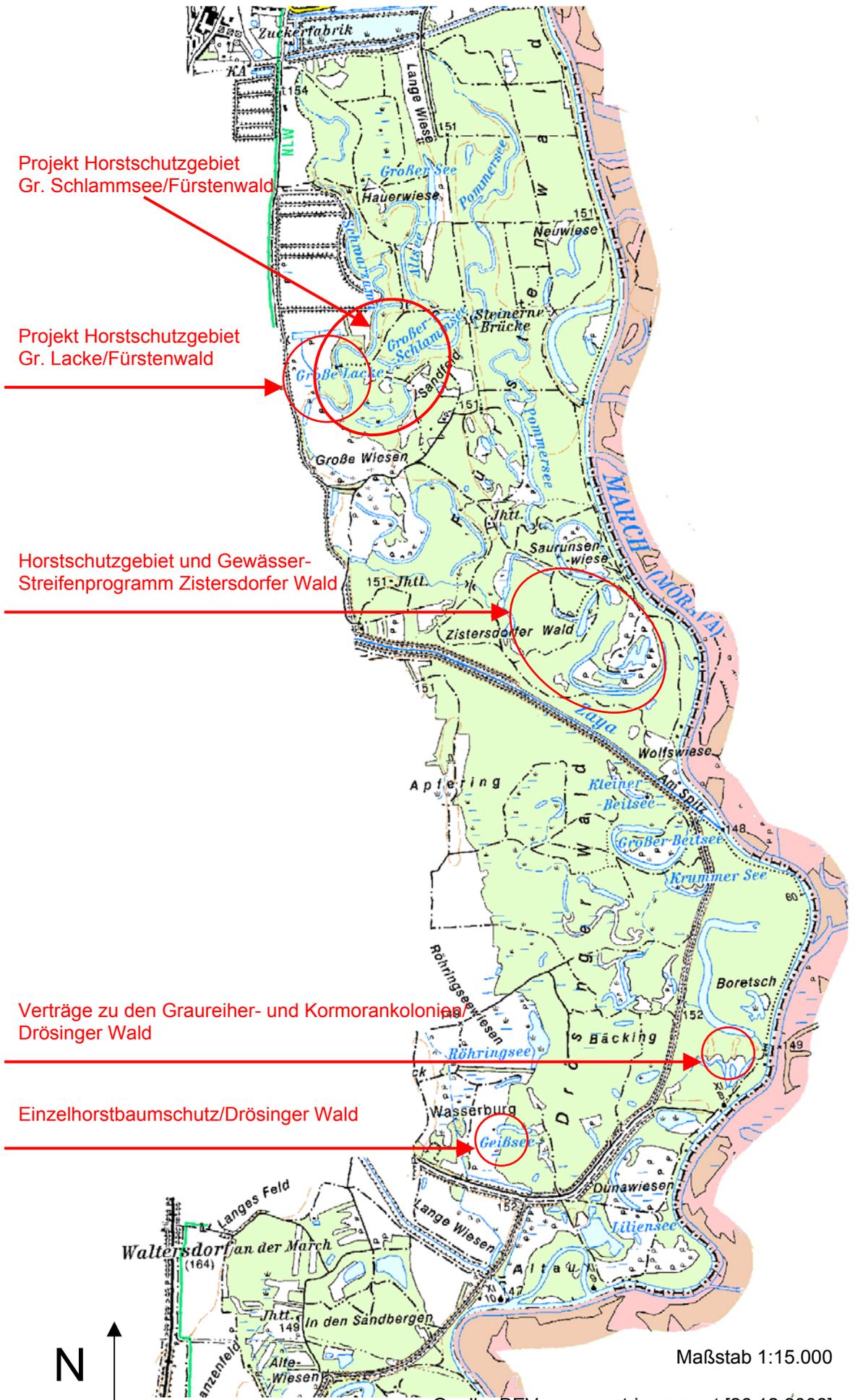


Abb. Vergleichsbilder zur Abschätzung des Bedeckungsgrades der Bodenoberfläche durch Pflanzen (DIN 19682, Blatt 10,1973)

Quelle: DVKW – Merkblätter; Arbeitskreis Standortkartierung (1996)



Maßstab 1:15.000

Quelle: BEV www.austrianmap.at [26.12.2008]

9. Curriculum vitae

Volkgasse 4/15, 1150 Wien
Telefon: 0664/2047831; e-mail: sumasgutner_petra@yahoo.com.au

Petra Sumasgutner

Persönliche Information

Geburtsdatum: 06.05.1984 in Klagenfurt
Staatsangehörigkeit: Österreich

Ausbildung

2004-2009 Lehramtstudium an der Universität Wien
Studiengang: Biologie und Umweltkunde sowie Französisch

Seit 2007 Diplomstudium Biologie an der Universität Wien
Studiengang: Ökologie

2002 –2004 Studium an der Universität für Angewandte Kunst Wien
Studiengang: Industrial Design

1994 – 2002 Bundesrealgymnasium Klagenfurt-Viktring
Reifeprüfung mit ausgezeichnetem Erfolg

Berufserfahrung und Praktika

Seit 2007 Tiergarten Schönbrunn/Wien
Mitarbeiterin der Zooschule (Kommentierte Fütterungen)

Seit 2007 Maturaschule Dr. Rampitsch/Wien
Lehrerin für Biologie und Umweltkunde

September 2008 Praktikum an der Vogelberingungsstation Hohenau-Ringelsdorf
Verein AURING/NÖ

Juli/August 2007 und 2008 Praktikum auf der Adlerarena Burg Landskron/Kärnten
Falknerische Assistenz und Moderation der Vorführungen

Mai/Juni 2007 Mitarbeiterin im Waldrappteam im Tiergarten Schönbrunn
Betreuung von Informationszelt und Verkaufsstand

Seit 2007 Institut für Lernhilfe Dr. Rampitsch/Wien
Nachhilfelehrerin für Biologie und Französisch

Juli/August 2006 Auslandspraktikum Montreal/Kanada
redaktionelle Mitarbeiterin und Übersetzerin für den Radiosender
«5FM - Radio Centre Ville»