© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

sollten für Schutzgebiete, Naturwaldreservate und Altholzinseln verstärkt auch Waldbestände mit guter Bonität herangezogen werden. Das Altholzinselprogramm in Hessen ist aus vogelkundlicher Sicht wenig erfolgreich verlaufen, da als Reservatsflächen ausschließlich schlecht wüchsige Standorte gewählt wurden und deshalb die Buchen nur bedingt den Ansprüchen des Schwarzspechtes als Höhlenbaum genügten (JEDICKE 1997).

3.5.3. Überhälter und Höhlenbäume

Im Zuge forstwirtschaftlicher Nutzung sollten auf Schlag- und Räumungsflächen obligatorisch mehrere Überhälter belassen werden. Aus Sicht des Hohltauben-Schutzes kommt natürlich dem Erhalt von Buchen-Überhältern besondere Bedeutung zu. Da jedoch Einzelbäume insbesondere der Buche durch Stammfäule, Windwurf und Sonnenbrand stärker gefährdet sind und isolierte Einzelbäume auch von der Hohltaube nur bedingt als Höhlenbaum angenommen werden, schlägt MÖCKEL (1988) vor, immer auch 3-4 Schutzbäume zu erhalten. Aufgrund der Präferenz der Hohltaube für Waldbestände mit vergleichsweise geringem Kronenschlussgrad (Tab. 3) können bereits recht stark aufgelichtete Bestände bis hin zu derart kleinen Baumgruppen als Revierzentrum dienen.
Besonders zielführend kann es natürlich sein, Bäume mit bestehenden Schwarzspechthöhlen gezielt zu erhalten. STEINER (1997) fordert die Markierung bekannter Höhlenbäumen mittels Farbring durch die Forstwirtschaft, um sie vor ungewollter oder vorzeitiger Nutzung zu bewahren. Die Höhlensuche auf großen Flächen und in entsprechender Effizienz ist allerdings sehr zeitaufwendig und die Umsetzung eines Höhlenschutzprogramms bedarf einer intensiven Kooperation von Naturschutz und Forstwirtschaft (STEINER 1997).
In der Umgebung bereits bestehender Höhlen dürften Spechte verstärkt dazu neigen, neu Höhlen anzulegen (BLUME 1993). Diese Verhaltensweise erklärt das Entstehen sogenannter Höhlenzentren. STEINER (1997) weist auf die hohe Bedeutung derartiger Höhlenzentren für kolonieartig brütende Nachnutzer wie beispielsweise Dohle oder eben Hohltaube hin. Derartig konzentriert auftretende Höhlen, sollte gezielt erhalten werden, beispielsweise in Form eines Altholzinselprogramms.

3.5.4. Anhebung der Umtriebszeiten

In Waldgebieten mit hohem wirtschaftlichen Druck geht der Trend zu einer noch früheren Nutzung der (Buchen-)Bestände. Die Anhebung der Umtriebszeiten würde jenen Vogelarten, die in ihrem Vorkommen eng an Althölzer gebunden sind, eine wesentlich größere, potentiell zu besiedelnde Habitatfläche bereitstellen. STEIN (1981) führt unter der Annahme, dass Buchenbestände erst ab einem Alter von 110 Jahren für die Hohltaube nutzbar sind und die Altersklassen der Waldbestände normalverteilt sind, eine fiktive Kalkulation der potentiellen Lebensraumfläche durch. Bei einer Umtriebszeit von 120 Jahren ergibt sich für die Hohltaube eine potentielle Habitatfläche von nur 8 % der Gesamtfläche. Bei einer Anhebung des Umtriebsalters auf 140 Jahren wären bereits 21 %, bei 200 Jahren bereits 45 % und bei 250 Jahren 56 % der Waldbestände für die Hohltaube nutzbar (STEIN 1981).

3.5.5. Totholz

Der Schwarzspecht besiedelt bevorzugt Waldbestände mit großem Totholzangebot (PECHACEK 1995). Im Rahmen dieser Studie konnte die signifikante Präferenz der Hohltaube für Waldbestände mit hohem Angebot an liegendem Totholz festgestellt werden. Die Förderung von Totholz würde somit durch eine Förderung des Schwarzspechtes indirekt über ein günstigeres Höhlenangebot auch den Bestand der Hohltaube positiv beeinflussen. Eine Förderung von Totholz ist vor allem durch eine Alterung der Bestände gegeben (Kap. 6).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

3.5.6. Erhaltung und Förderung der Nahrungshabitate

Die im Rahmen dieser Studie gemachten Beobachtungen der Hohltaube konzentrieren sich fast ausschließlich auf ihr Bruthabitat, über die Nahrungsökologie der Hohltaube im Untersuchungsgebiet können keine Aussagen gemacht werden. Die Hohltaube sucht bei der Nahrungssuche grundsätzlich v.a. unkrautreiche Äcker, Brachflächen und kurzrasige Wiesen auf (DVORAK ET AL. 1993) und legt zu ihren Nahrungsflächen oft Nahrungsflüge von mehreren Kilometern zurück (MÖCKEL1988, HOCHEBNER & SAMWALD 1996). Neben dem Verlust an Bruthöhlen stellt das verringerte Nahrungsangebot durch Intensivierung der Landwirtschaft eine wesentliche Gefährdungsursache für die Hohltaube dar (z.B. SACKL & SAMWALD 1997).
Spezifische Schutzmaßnahmen für die Hohltaube müssen neben dem Bruthabitat auch die nahrungsökologischen Ansprüche der Hohltaube berücksichtigen. Untersuchungen zur Qualität von Nahrungsplätzen wären wünschenswert und für die Ausarbeitung gezielter Managementmaßnahmen notwendig, da in dieser Studie nur die prinzipielle Entfernung der Reviere zu potentiellen Nahrungshabitaten untersucht wurde. Da hinsichtlich der Brutvorkommen jedoch keine Abhängigkeit der Siedlungsdichte der Hohltaube von der Entfernung zu Offenlandbereichen nachgewiesen werden konnte, ist die Umsetzung der vorgeschlagenen Schutzmassnahmen auf der gesamten Waldfläche mit geeigneter Baumartenmischung sinnvoll und muss nicht auf die räumlich Nähe von Brut- und Nahrungshabitaten ausgerichtet werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

4. Ergebnisse - Mittelspecht

4.1. Verbreitung des Mittelspechtes auf Wiener Stadtgebiet

Der Mittelspecht ist in den Waldgebieten auf Wiener Stadtgebiet weit verbreitet. Sowohl im Wienerwald und im Lainzer Tiergarten als auch in den (Relikt-)Auwaldgebieten der Lobau und im Prater befinden sich bedeutende Vorkommensgebiete. Nachweise im Archiv Brutvogelatlas von BirdLife Österreich bestätigen Einzelvorkommen auch in größeren Park und Kleinwäldern und sporadisch auch im Siedlungsgebiet, insbesondere in Kleingarten- und Gartensiedlungen in unmittelbarer Nähe zu größeren Waldgebieten (Abb. 6).

4.2. Bestand und Siedlungsdichte des Mittelspechtes

Auf 29 Probeflächen mit einer Gesamtfläche von 3873 Hektar konnten 173 Reviere des Mittelspechtes nachgewiesen werden. Davon entfallen 139 Reviere auf den Wienerwald, wobei der Lainzer Tiergarten mit 76 Revieren einen Vorkommensschwerpunkt darstellt. Im Prater konnten auf Basis der vorliegenden Kartierung 11,5 Reviere abgegrenzt werden, in der Lobau weitere 22,5 Reviere. Bezogen auf die jeweils untersuchten Flächen ergibt sich daraus eine Siedlungsdichte von 0,46 Revieren/10 ha für den gesamten Wienerwald (Abb. 7). Die Teilfläche des Lainzer Tiergartens ist mit 0,59 Revieren/10 ha dichter besiedelt als die Wienerwaldflächen außerhalb des Lainzer Tiergartens (0,36 Reviere/10 ha).

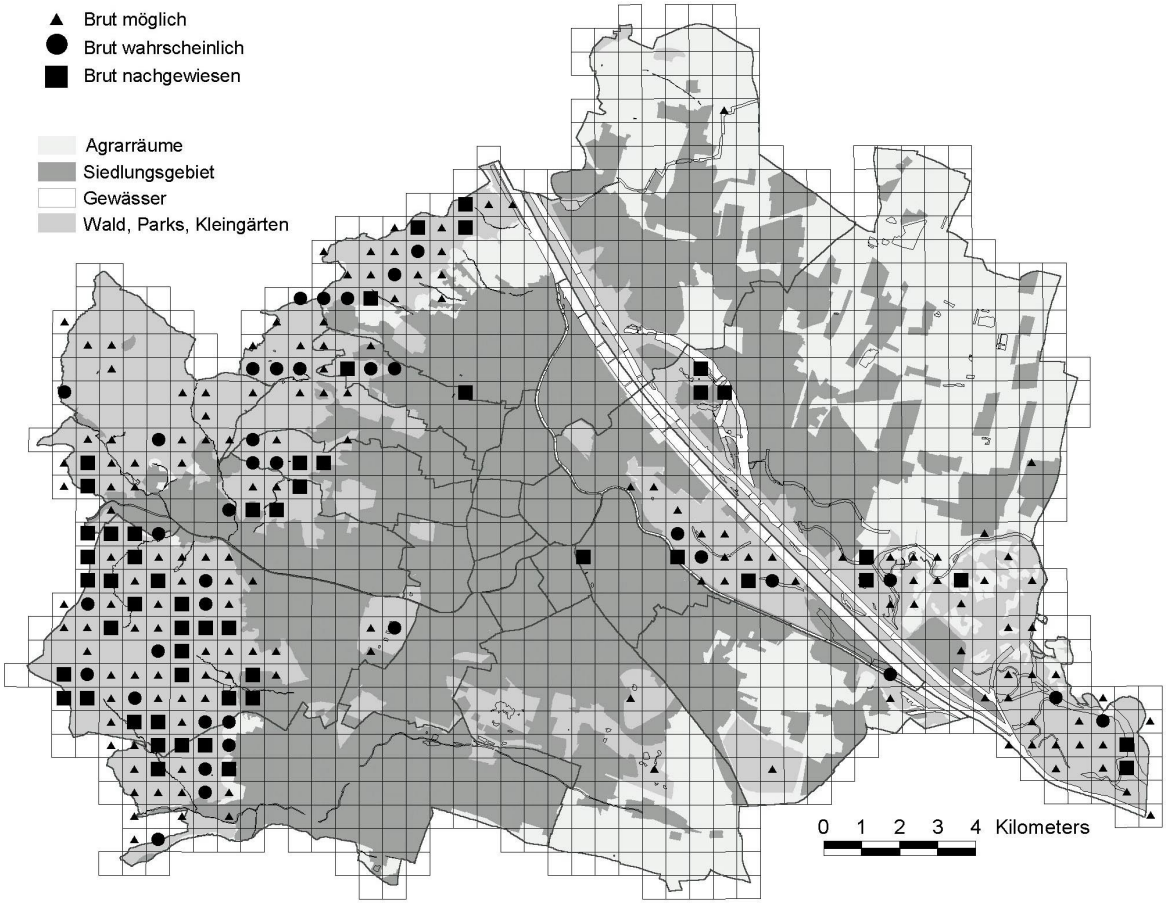


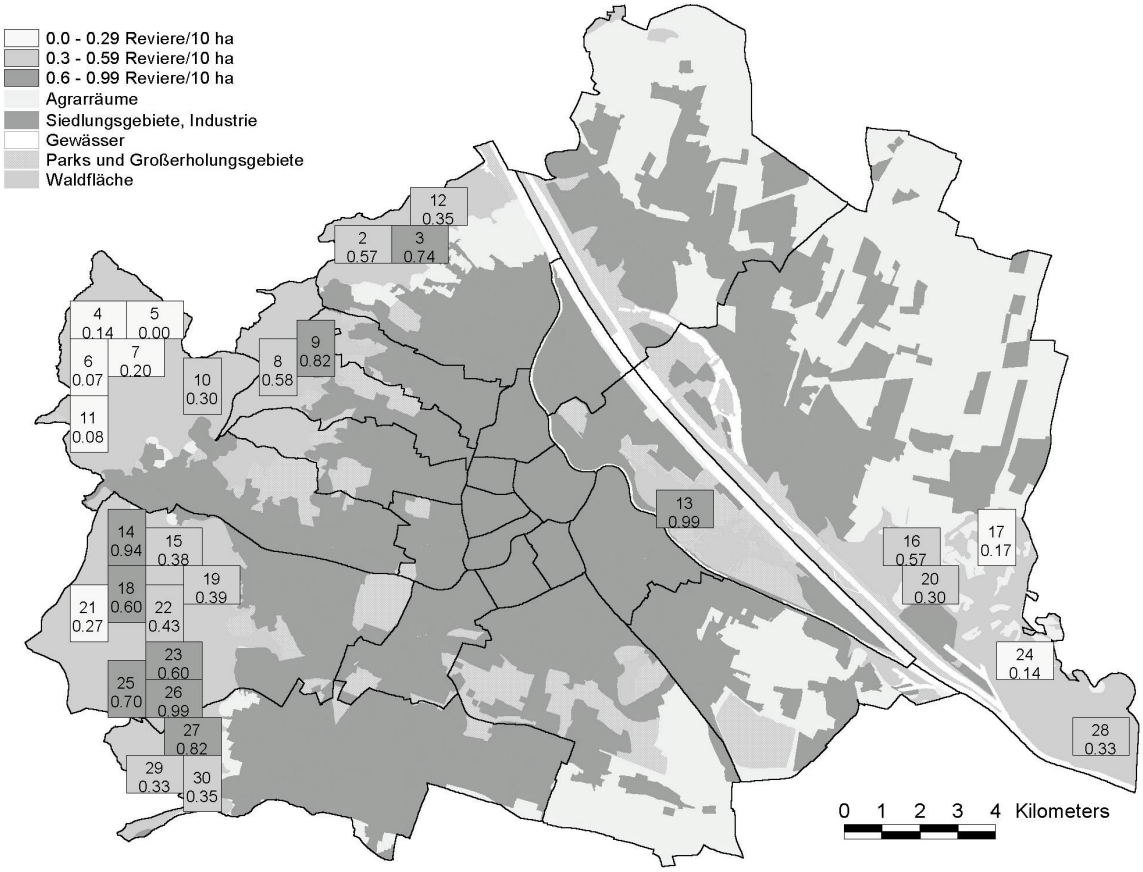
Abb. 6: Verbreitung des Mittelspechtes auf Wiener Stadtgebiet basierend auf gezielten Bestandserhebungen in 29 Probeflächen, der Punkttaxierung (Projektteil A der Wiener Brutvogelkartierung) sowie den Erhebungen zum Wiener Brutvogelatlas.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

In den parkähnlichen Reliktauwäldern im Prater konnten auf 10 ha durchschnittlich 0,99 Reviere des Mittelspechtes nachgewiesen werden. Dies entspricht der höchsten Siedlungsdichte im gesamten Untersuchungsgebiet. Hingegen ist die Lobau mit 0,30 Revieren/10 ha vergleichsweise dünn besiedelt.

4.3. Bestandshochrechnung des Mittelspechtes für das Wiener Stadtgebiet

Basierend auf einer Hochrechnung der jeweiligen Siedlungsdichten des Mittelspechtes auf die gesamten Flächen der untersuchten Naturräume (Tab. 4) kann der gesamte Brutbestand des Mittelspechtes im Wienerwald, im Prater sowie in den Auwaldgebieten der Lobau und in der Alberner Au auf 344 Brutpaare geschätzt werden. Unter Berücksichtigung eines Korrekturfaktors (vgl. Kap. 3) ergibt sich ein Minimalbestand von 327 und ein Maximalbestand von 361 Revieren. Unter Einbeziehung der vorliegenden Nachweise aus den im Rahmen dieser Studie nicht gezielt kartierten Naturräumen dürfte der Mittelspecht in Parks, Kleinwäldern und im Siedlungsgebiet mit etwa 10-15 Revieren vertreten sein (Archiv BirdLife Österreich).
Das Brutvorkommen des Mittelspechtes auf Wiener Stadtgebiet umfasst daher insgesamt etwa 337-376 Reviere. Die Bestandsschätzungen für Österreich gehen von einem Brutbestand von etwa 1815-3110 Paaren aus, der Anteil von Wien am österreichischen Gesamtbestand beträgt somit 12-19 %!



Naturraum	Untersuchte Fläche	Anzahl Reviere	BP/10ha
Lainzer Tiergarten	1.288 ha	76	0,59
Wienerwald (exkl. Lainzer Tiergarten)	1.725 ha	63	0,36
Lobau	744 ha	22,5	0,30
Prater	116 ha	11,5	0,99

Abb. 7 und Tab. 4: Die Siedlungsdichten des Mittelspechtes in 29 zufällig verteilten Probeflächen mit jeweils 1,5 km^2 zeigen dicht besiedelte Areale im Lainzer Tiergarten, im nördlichen Wienerwald und im Prater.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Für den gesamten Wienerwald ergibt die Bestandshochrechnung mit Korrekturfaktur einen Bestand von 254 (227-281) Brutpaaren. Die Teilpopulation im Prater und der Alberner Au umfasst rund 45 Reviere und jene in der Lobau weitere 46 (42-50) Reviere des Mittelspechtes. Entsprechend der Bestandshochrechnung stellt der Lainzer Tiergarten das bedeutendste Vorkommensgebiet des Mittelspechtes in Wien dar und beherbergt einen Anteil von etwa 39 % am Wiener Gesamtbestand. Bereits SACHSLEHNER (1995) unterstreicht die nationale Bedeutung des Lainzer Tiergartens als Vorkommensgebiet für den Mittelspecht. Der Wienerwald abzüglich Lainzer Tiergarten nimmt einen Anteil von 32 % am Brutbestand in Wien ein, die Lobau etwa 13 % und im Prater dürften aufgrund der vergleichsweise dichten Besiedelung ebenfalls etwa 13 % der Wiener Population vorkommen. Die vereinzelten Vorkommen in Parkwälder, Weingärten, Streubostbestände und Kleingärten nehmen nur einen geringen Anteil von maximal 3-4 % an der Wiener Gesamtenpopulation ein.

4.4. Habitatansprüche des Mittelspechtes

Die Analyse der im Rahmen der Habitat-Strukturmessungen aufgenommen Variablen zeigt die Bedeutung von rauhborkigen Baumarten und Altholzbeständen für den Mittelspecht. Auf Basis einer multivariaten logistischen Regression unterscheiden sich Vorkommensbereiche des Mittelspechtes von Kontrollpunkten durch ein höheres Bestandsalter ($p=0{,}002$; Tab. 5) sowie einen signifikant höheren Anteil rauhborkiger Baumarten ($p<0{,}0005$; Tab. 8). Ein limitierender Einfluss des Totholz- bzw. des Totastangebots auf das Vorkommen des Mittelspechtes konnte nicht nachgewiesen werden (Tab. 5). Die vom Mittelspecht besiedelten Waldbestände zeigen im Vergleich zu den Kontrollpunkten auch keinen signifikanten Unterschied hinsichtlich Kronenschlussgrad, Waldbestandesdichte und Brusthöhendurchmesser der Bäume. Obwohl der Mittelspecht grundsätzlich eine Bevorzugung für klimatisch begünstigte Standorte zeigt (DVORAK et al. 1993), konnte im Rahmen dieser Studie keine Bevorzugung von Standorten mit höherer Globaleinstrahlung festgestellt werden.

Grundsätzlich ist festzustellen, dass Parameter wie beispielsweise der Brusthöhendurchmesser, Angebot an liegendem Totholz oder an Totästen eine gewisse Korrelation mit dem Bestandsalter zeigen (vgl. Kap. 6), jedoch keiner dieser Parameter alleine eine signifikante Erklärung für die Verbreitung des Mittelspechtes liefert. Die Anzahl stehender toter Bäume zeigt im Gegensatz dazu sogar einen negativen Zusammenhang mit dem Bestandsalter (vgl. Kap. 5.3.).

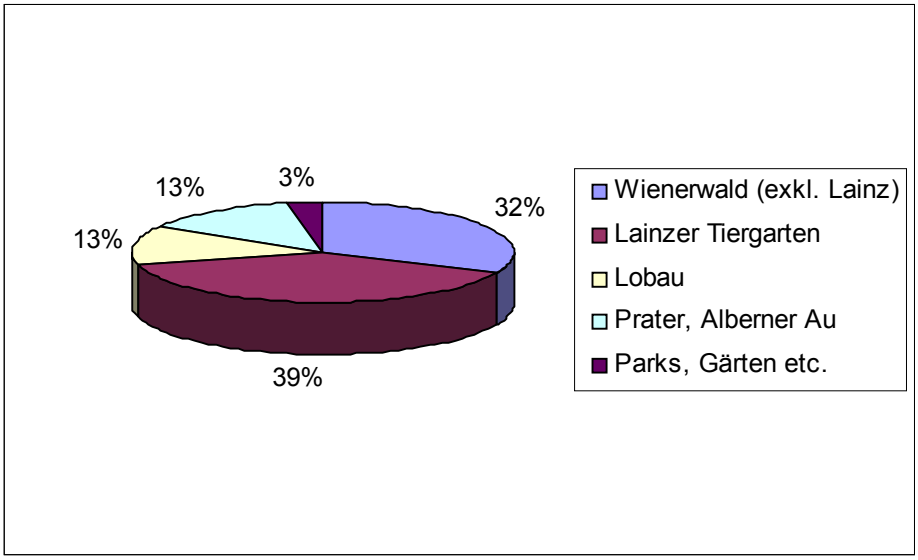


Abb. 8: Verteilung der Mittelspechtvorkommen auf die einzelnen Naturräume. Der Wienerwald, insbesondere der Lainzer Tiergarten, beherbergen die bedeutendsten Teilpopulationen des Mittelspechtes in Wien und stellen gleichzeitig auch nationale Vorkommensgebiet dar.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

4.4.1. Grobborkige Baumarten

Der Mittelspecht besiedelt im Untersuchungsgebiet Waldbestände, die einen signifikant höheren Anteil an grobborkigen Baumarten aufweisen als die zufällig verteilten Kontrollpunkte (Abb. 9). Neben der engen Bindung an die Eiche, die auch im Untersuchungsgebiet zweifelsohne eine der attraktivsten Baumarten für den Mittelspecht darstellt (u.a. BERG & ZUNA-KRATKY 1992), kann in Abhängigkeit vom Standort auch anderen grobborkigen Baumarten (insbesondere Weide, Erle, teilweise auch Esche und diverse Laubbaumarten wie Ulme, Linde etc.) eine hohe Bedeutung als Lebensraumelement zukommen. Die im Vergleich zum Angebot bevorzugte Nutzung von Beständen mit hohem Anteil der Weide oder Erle zeigt die hohe Habitatqualität der bachbegleitenden Gehölzbestände bzw. der dynamischen Au. Grundsätzlich scheinen auch die verschiedenen Pappeln eine geringe Attraktivität für den Mittelspecht zu besitzen, wenngleich insbesondere die Schwarzpappel und auch die Hybridpappel einen rauhborkigen Stamm ausbilden und dem Mittelspecht regelmäßig als Lebensraum dienen. Die Hainbuche wird vom Mittelspecht nur vergleichsweise selten zur Nahrungssuche genutzt. Der im Vergleich zu den Kontrollpunkten hohe Anteil der Hainbuche in Revieren des Mittelspechtes ist vermutlich eine Folge des häufigen Auftretens des Mittelspechtes in Eichen-Hainbuchenwäldern und dürfte folglich ein Artefakt der Präferenz des Mittelspechtes für die Eiche sein. Auffallend ist weiters, dass der Mittelspecht offensichtlich buchendominierte Waldbestände meidet. Die Kiefer kann, wenn sie einzeln in den Waldbestand beigemischt ist, vom Mittelspecht durchaus regelmäßig als Nahrungssubstrat genutzt werden. Besiedelte Waldbestände mit Einzelvorkommen der Kiefer finden sich beispielsweise im südlichen Wiener Stadtgebiet oder auch im Bereich der Rückhaltebecken in Mariabrunn. Reine Kiefernbestände, insbesondere die Kiefernaufforstungen in der Lobau mit ihrer sehr dichten Waldbestandsstruktur, werden vom Mittelspecht aber vollkommen gemieden.

Entsprechend der Bevorzugung grobborkiger Baumarten gehören insbesondere die verschiedensten Ausprägungsformen der Eichenmischwälder (v.a. Eichen-Hainbuchen-Wälder, Eichen-Buchen-Wälder, Harte Au mit Eiche, Linde, Ulme, Ahorn) sowie die Weiche Au und die bachbegleitenden Gehölzreihen mit Weide, Erle und Esche zu den vom Mittelspecht regelmäßig besiedelten Waldbeständen. Vereinzelte Nachweise nahrungssuchender Mittelspechte liegen auch aus sehr alten Buchen-Hallenbeständen vor.

4.4.2. Bestandsalter

Die Eignung von Waldbeständen für den Mittelspecht wird neben dem Anteil an grobborkigen Baumarten im wesentlichen vom Bestandsalter dieser Wälder beeinflusst. Entsprechend den Ergebnissen der logistischen Regression (Tab. 5) zeigt sich eine signifikante Bevorzugung des Mittelspechtes für Wälder mit hohem Bestandsalter.

VARIABLE	beta	p
Konstante	**-0,69**	**0,182**
Anzahl toter Äste (∅ > 20 cm)	0,466	0,260
Baumdichte (∅ > 20 cm)	1,456	0,647
Mittlerer Brusthöhendurchmesser (BHD)	0,492	0,714
Anzahl toter aufrecht stehender Stämme	-0,395	0,138
Anteil grobborkiger Bäume	**2,709**	**< 0,0005**
Alter des Bestandes	**2,251**	**0,002**
Kronenschlussgrad in oberster Schicht	7,768	0,935
Mittlere Einstrahlung	-1,230	0,436

Tab. 5: Ergebnis der logistischen Gleichung der Rohvariablen für den Mittelspecht. Devianz (saturiertes-beobachtetes Modell) im einseitigen Test p<0,0005. Log-Likelihood-Funktion (beobachtetes Modell) im einseitigen Test p<0,0005. Signifikante Variablen sind fett gedruckt. p...Irrtumswahrscheinlichkeit. beta...Praediktoren. n=297.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Die im Vergleich zu den Kontrollpunkten erkennbare Präferenz für alte Wälder bestätigt sich in allen Vorkommensgebieten, aufgrund der unterschiedlichen Wuchsleistungen müssen absolute Altersangaben jedoch für die Auwaldgebiete an der Donau und dem Wienerwald gesondert formuliert werden.

Im Wienerwald einschließlich des Lainzer Tiergartens zeigt der Mittelspecht im Vergleich zu den Kontrollpunkten eine klare Präferenz für Wälder mit einem Bestandsalter über 120 Jahren. 60 % der Mittelspecht-Beobachtungen entfallen auf Wälder älter als 120 Jahre, der Anteil in Bestände über 80 Jahre beträgt beinahe 90 %. Grundsätzlich ist jedoch anzumerken, dass auch Jungholzbestände mit einem entsprechenden Anteil an (Eichen-) Überhältern als Lebensraum genutzt werden. Insofern erklärt sich auch der beträchtliche Anteil von knapp 10 % der Mittelspechtnachweise in der Altersklasse 0-40 Jahre (Abb. 10). In den donaunahen Waldgebieten in der Lobau und im Prater zeigt sich eine ähnliche Diskrepanz zwischen besiedelten Waldbeständen und dem Bestandsalter der Referenzpunkten, wenngleich aufgrund der geringen Stichprobe keine statistisch abgesicherten Grenzwerte formuliert werden können.

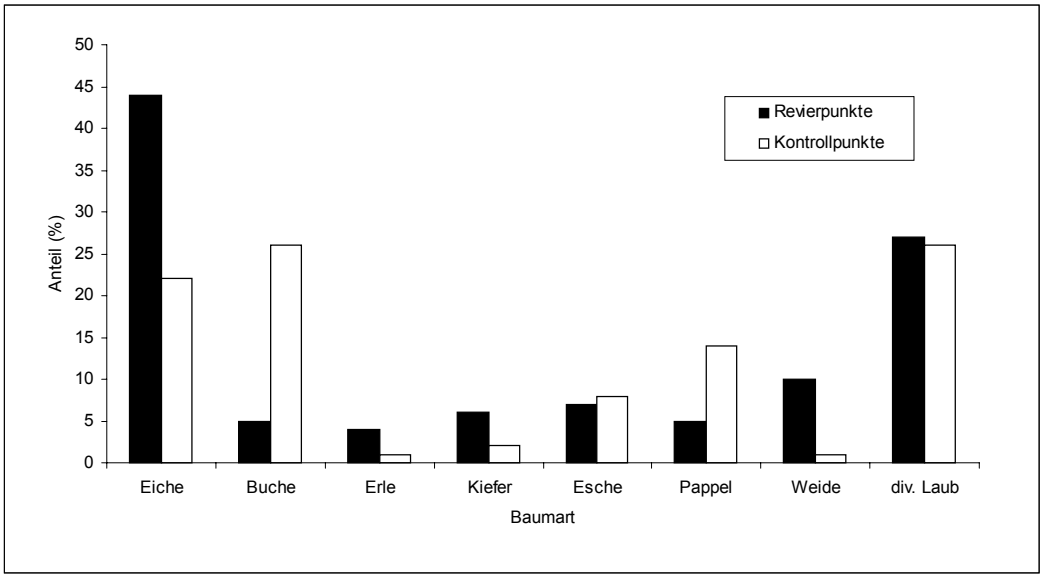


Abb. 9: Die Häufigkeitsverteilung der unterschiedlichen Baumarten in Revieren des Mittelspechtes zeigen im Vergleich zu den Kontrollpunkten eine klare Präferenz für Eiche, Weide und Erle.

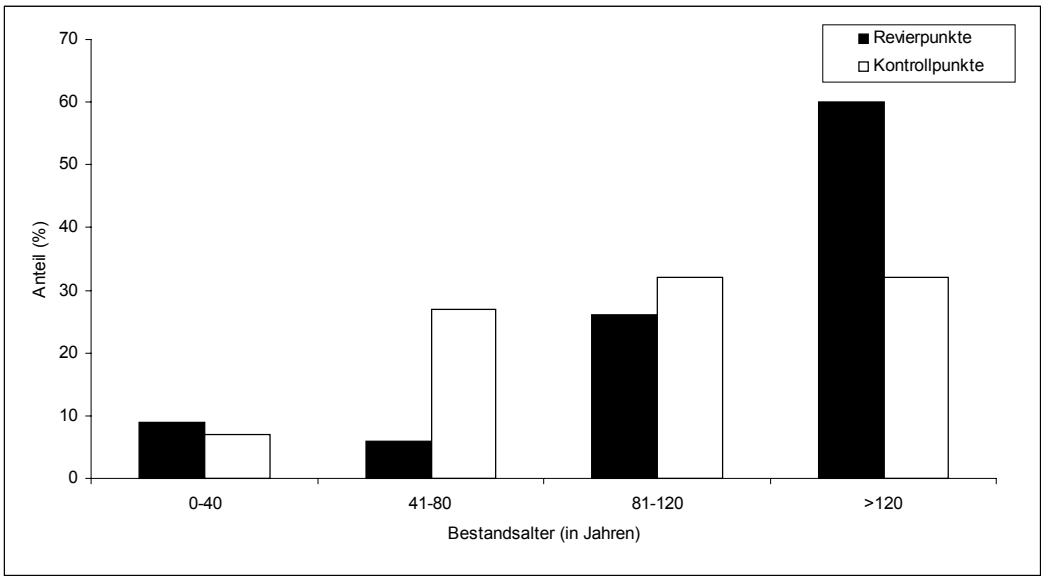


Abb. 10: Der Mittelspecht zeigt eine signifikante Bevorzugung von Altholzbestände, insbesonders für Wälder in der Altersklasse über 120 Jahre.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

4.5. Diskussion

4.5.1. Naturschutzfachliche Bedeutung der Mittelspechtvorkommen auf Wiener Stadtgebiet

Der Mittelspecht wird in der Roten Liste Österreichs als „near threatened" eingestuft und scheint im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie als prioritär zu schützende Vogelart auf (FRÜHAUF in Druck). FLADE (1998) betont weiters die hohe Verantwortung Mitteleuropas für den Schutz von Charakterarten der Buchen- und Eichenwälder, die aus globaler Sicht hier oftmals ihre Verbreitungsschwerpunkte haben. Dementsprechend wird der Mittelspecht, dessen weltweite Populationen sich auf Europa konzentrieren, als SPEC 4 eingestuft (TUCKER & HEATH 1994). Schlussendlich gilt der Mittelspecht als wichtige Indikator- und Zielart für den Naturschutz im Wald (FLADE 1994). Durch spezifische Schutzmaßnahmen für den Mittelspecht könnten zahlreiche weitere Organismen(gruppen) mitgefördert werden. Aufgrund dieser naturschutzfachlichen Aspekte, insbesondere aber aufgrund der herausragenden nationalen Bedeutung des Wiener Brutbestandes kommt dem Mittelspecht hohe Priorität bei der Definition von Naturschutzzielen im Wald zu. Der Anteil der Wiener Population am österreichischem Gesamtbestand kann zwischen 12-19 % angesetzt werden (vgl. Kap. 2.).

Mit Lobau, Lainzer Tiergarten, Wienerwald, Liesing und Bisamberg hat das Waldgebiet auf Wiener Stadtgebiet Anteil an mehreren ausgewiesenen (Stand Dezember 2002) Important Bird Areas (IBAs) und NATURA 2000 Gebieten. Der Anteil der Wiener Flächen als Vorkommensgebiet für den Mittelspecht ist für einige NATURA 2000 – Gebiete als bedeutsam einzustufen und die Bestandsentwicklung des Mittelspechtes in Wien hat wesentlichen Einfluss auf einen günstigen Erhaltungszustand des Mittelspechtes in den jeweiligen NATURA 2000 Gebieten und IBAs. Das bedeutendste Vorkommensgebiet in Wien und auch auf nationaler Ebene ist der Lainzer Tiergarten. Der nachhaltigen Sicherung dieser Quellpopulation des Mittelspechtes kommt zweifelsohne hohe Bedeutung aus Sicht des Artenschutzes zu.

Die außerhalb des Lainzer Tiergartens gelegenen Wienerwaldflächen nehmen einen Anteil von 32 % am Brutbestand des Mittelspechtes in Wien ein. Der als IBA und als NATURA 2000 Gebiet ausgewiesene Wienerwald stellt in seiner gesamten Flächenausdehnung, also unter Einbeziehung der mehrheitlich auf niederösterreichischem Landesgebiet gelegenen Wälder, ebenfalls ein national bedeutendes Vorkommensgebiete für den Mittelspecht dar (ZUNA-KRATKY & BERG 1995). Die Siedlungsdichte des Mittelspechtes zeigt im Wienerwald ein Ost-West-Gefälle, die Bedeutung der innerhalb der Wiener Stadtgrenzen gelegenen Mittelspecht-Vorkommen ist dementsprechend hoch (vgl. BERG & ZUNA-KRATKY 1992). Der Wienerwald mit dem Lainzer Tiergarten und die Lobau stellen aus überregionaler Sicht zweifelsohne wichtige Quellpopulationen des Mittelspechtes dar. Durch die Umsetzung von Managementmaßnahmen in diesen Naturräumen kann der Schutz des Mittelspechtes besonderes effektiv betrieben werden.

Der Brutbestand des Mittelspechtes in der Lobau von hochgerechnet 46 Revieren entspricht einem Anteil von 13 % am Wiener Brutbestand. Die Donauauen östlich von Wien mit Berücksichtigung des Wiener Anteiles stellen ein überregional bedeutendes Vorkommensgebiet des Mittelspechtes in einer Aulandschaft dar und die Mittelspechtvorkommen in der Lobau sind von hoher naturschutzfachlicher Relevanz für das gesamte Gebiet der Donauauen östlich von Wien. Infolge der Ausweisung der Lobau als Nationalpark und der damit einhergehenden Außernutzungsstellung der Waldbestände ist mit einer weiter ansteigenden Bedeutung der Lobau als Lebensraum für den Mittelspecht zu rechnen. Der Prater und die Alberner Au beheimaten etwa 35 Reviere sowie 13 % der Wiener Population des Mittelspechtes und zeichnen sich durch die vergleichsweise hohe Siedlungsdichte aus.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

4.5.2. Vergleichende Diskussion der Verbreitung und Siedlungsdichte des Mittelspechtes in Wien

Aus einigen Teilräumen des Untersuchungsgebietes liegen bereits Publikationen über das Vorkommen des Mittelspechtes vor. Insbesondere für den Lainzer Tiergarten und für den Bereich Gallitzinberg und Heuberg beschreiben Studien von SACHSLEHNER (1995), SCHMALZER (1990), MICHALEK (1998) und MICHALEK et al. (2001) die hohe Bedeutung dieser Bereiche als Lebensraum für den Mittelspecht. Bei BÖCK (1983) finden sich in den nördlichen Wiener Gemeindebezirken (Leopoldsberg, Kahlenberg, Hermannskogel) sowie in der Lobau auffällige Lücken in der Verbreitung des Mittelspechtes, die vermutlich methodisch bedingt und keineswegs als Arealausweitung des Mittelspechtes in den letzten Jahrzehnten zu interpretieren sind.

Grundsätzlich ist die Reviergröße und somit in weiterer Folge auch die Siedlungsdichte einer Vogelart in hohem Maße von der Lebensraumqualität der Untersuchungsfläche abhängig (PASSINELLI 1999). Folglich sollte ein Vergleich der im Rahmen dieser Studie für die verschiedenen Naturräume Wiens erhobenen Siedlungsdichten mit den Abundanzen des Mittelspechtes in anderen Untersuchungsgebieten Rückschlüsse auf die Qualität der Lebensraumausstattung ermöglichen. Unterschiedliche Erfassungsmethoden können jedoch zu einer divergierenden Einschätzung der Siedlungsdichte führen, insbesondere ergeben Kartierungen auf kleinen Probeflächen zu hohe Abundanzen (BEZZEL 1982).

Aufgrund des großflächigen Kartierungsansatzes in dieser Studie (vgl. Kap. 3) ist ein Vergleich der Siedlungsdichten mit anderen Ergebnissen nur bedingt zulässig. JENNI (1997) gibt einen Überblick über die Siedlungsdichten zahlreicher Bestandsaufnahmen, wobei Kartierungen in weitgehend einheitlichen Eichen-Hainbuchen-Beständen mit Flächen zwischen 24-172 ha Siedlungsdichten meist von 0,7 – 1,4 BP/10 ha ergaben. Bestandsaufnahmen auf größeren Flächen, die auch für den Mittelspecht ungeeignete Teilflächen beinhalten, führen meist zu geringen Siedlungsdichten von 0,02 – 0,23 BP/10 ha.

Die im Rahmen dieser Studie festgestellten mittleren Siedlungsdichten von 0,46 Revieren/10 ha im Wienerwald, 0,30 Revieren/10 ha in der Lobau und von durchschnittlich 0,99 Revieren/10 ha im Prater bzw. Alberner Au (Tab. 4) entsprechen weitgehend den Angaben von JENNI (1997). Sowohl aus dem Lainzer Tiergarten als auch aus den angrenzenden Wienerwaldflächen und aus der Lobau liegen bereits Angaben über die Siedlungsdichte des Mittelspechtes vor, die jeweils jedoch deutlich höhere Siedlungsdichten ergaben (MICHALEK et al. 2001, KOLLAR & SEITER 1989). Diese Diskrepanz erklärt sich durch die stark unterschiedlichen methodischen Zugänge insbesondere aufgrund der kleinräumigen Ansätze in diesen Studien. Aufgrund der hohen Flächenansprüche von Spechten können grundsätzlich sinnvolle Erkenntnisse hinsichtlich Siedlungsdichte nur auf Basis ausreichend großer Untersuchungsgebiete gewonnen werden (SPITZNAGEL 1993).

4.5.3. Vergleichende Diskussion der Lebensraumansprüche

Der Mittelspecht ist hinsichtlich der Nahrungsökologie als hoch spezialisiert zu bezeichnen. Die Nahrungssuche erfolgt fast ausschließlich durch Absuchen der Borke. Das Angebot oberflächenbewohnender Insekten wird neben der Besonnung des Wuchsortes v.a. von der Borkenrauhigkeit beeinflusst (SCHERZINGER 1996). Daraus resultiert eine weitgehende Bindung des Mittelspechtes an Baumarten mit rauher Borkenoberfläche, die sich wiederum erst ab einem bestimmten Alter ausprägt. Selbst grundsätzlich glattrindige Baumarten wie die Rotbuche weisen in sehr hohem Alter zahlreiche Strukturen wie beispielsweise Wülste, Ritzen u.a. auf, die oberflächenbewohnende Insekten beherbergen und vom Mittelspecht als Nahrungssubstrat genutzt werden (FLADE 2001).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Für Mitteleuropa werden sowohl natürliche Eichenbestände als auch Auwälder als ursprüngliche Lebensräume des Mittelspechtes beschrieben werden (WINKLER ET AL. 1995). Zahlreiche Autoren betonen das beinahe deckungsgleiche Vorkommen von Eiche und Mittelspecht und zeigen die Abhängigkeit der Siedlungsdichte vom Angebot an (Alt-)Eichen (PASSINELLI 1999, MICHALEK 2001). PASSINELLI (1999) vermutet jedoch, dass nicht nur das Angebot der Eiche, sondern auch jenes anderer grobborkiger Baumarten wie beispielsweise Weide und Schwarzerle die Siedlungsdichte des Mittelspechtes direkt beeinflussen können, wenn diese Baumarten in ausreichender Dichte und in ausreichend alten Beständen bestehen. Er verweist in diesem Zusammenhang auf HOCHEBNER (1993) und GÜNTHER & HELLMANN (1997), die Vorkommen des Mittelspechtes in Wäldern ohne Eichen, allerdings mit hohem Anteil grobborkiger Baumarten nachweisen konnten. Im Auwaldgebiet an der March besiedelt der Mittelspecht sowohl die eichenreichen Mittelwälder als auch Quirleschen-Bestände und die Weichholz-Auen in hoher Dichte, da neben der Stieleiche auch die Weide und die Quirlesche die vom Mittelspecht bevorzugte rissige Rindenoberfläche bieten (ZUNA-KRATKY ET AL. 2000). LIESEN (1994) betont zwar die Bedeutung von Eichen als Nahrungssubstrat für den Mittelspecht, weist jedoch bei einer Gewichtung der Baumarten je nach ihrem Anteil am Waldbestand auf die Bedeutung der Erle und der Esche hin. Auch DÖRRIE (2001) vermutet für Südniedersachsen, dass offensichtlich das Vorhandensein von Esche, Ahorn und älteren Erlen, Weiden und Pappeln ein wichtiger Bestandteil der Habitatstruktur ist und diese grobborkigen Baumarten möglicherweise insbesondere im Winter regelmäßig zur Nahrungssuche aufgesucht werden. JENNI (1977) beschreibt für den Allschwiler-Wald bei Basel ein Vorkommen des Mittelspechtes sowohl in Eichen-Altholzbeständen als auch in 90-jährigen Eschenwäldern. Bemerkenswerter Weise besiedelt der Mittelspecht die Eschenbestände, während unmittelbar angrenzende, alte Eichenbestände unbesiedelt blieben. Die Erstnachweise des Mittelspechtes in der Rominter Heide wurden ebenfalls in Laubmischwäldern u.a. mit Erle, Linde und Hainbuche, aber offensichtlich ohne Eiche, erbracht (STEINFATT 1940). Neuere Untersuchungen bestätigen Vorkommen des Mittelspechtes in sehr alten Buchenbeständen, wenn aufgrund des hohen Bestandsalters auch die sonst so glattstämmige Rotbuche rauhborkige Rindenstrukturen ausbildet (GÜNTHER & HELLMANN 1997, FLADE 2001).

Die Ergebnisse dieser Studie decken sich weitgehend mit den Literaturangaben. Im Wienerwald und in den Auwaldgebieten entlang der Donau beeinflusst das Vorkommen der Eiche entscheidend die Habitatwahl des Mittelspechtes. Die Weide und auch Erle, die in vergleichsweise geringer Stammzahl im Untersuchungsgebiet vorkommen, werden vom Mittelspecht stark bevorzugt genutzt (Abb. 9). Nur vereinzelt konnten nahrungssuchende Mittelspechte in sehr alten Buchen-Reinbeständen beobachtet werden, wobei gezielt jene Stammbereiche abgesucht wurden, die durch Ritzen, Wülste oder Totholzstrukturen eine höhere Rauhigkeit und Strukturierung zeigten.

Weitgehend einheitlich ist in der Literatur die Einschätzung, dass ausschließlich Wälder mit hohem Bestandsalter potentiellen Lebensraum für den Mittelspecht darstellen. BECKER & HEYNE (1994) zeigen, daß Eichenbestände ab einem Alter von 80 – 100 Jahre besiedelt werden. HEINZE (1995) gibt für Eichenwälder einen Schwellenwert von 100 Jahren an, um vom Mittelspecht besiedelt zu werden, optimal sind jedoch Eichen ab einem Alter von 150 – 300 Jahren. Im Niderholz im Kanton Zürich sind ausreichend große Eichenwälder jünger als 100 Jahre ebenfalls unbesiedelt (BÜHLMANN 1991). Bei fetteren Böden und guter Pflege der Eichen könnte die Besiedelung jedoch auch früher stattfinden. In Wien werden Waldbeständen jünger als 80 Jahre vom Mittelspecht nur sehr vereinzelt genutzt. Eine klare Präferenz zeigt der Mittelspecht für Bestände älter als 120 Jahre.

In der Nahrungsökologie des Mittelspechtes dürfte nach PASSINELLI (1999) das Angebot an Totholz nur eine untergeordnete Rolle spielen, wenngleich einige Autoren auf die Präferenz von Alteichenbeständen mit abgestorbenen Kronenbereichen hinweisen (FLADE & MIECH 1986). PASSINELLI (1992) beschreibt die bevorzugte Anlage von Bruthöhlen in abgestorbenen Bäumen und arbeitet das Angebot an „potentiellen Höhlenbäumen“ als wesentliche Einflussgröße auf die Siedlungsdichte heraus. JENNI (1977) schließt hingegen für den Allschwiler

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Wald bei Basel das Höhlenangebot als limitierenden Faktor für das Vorkommen des Mittelspechtes aus. Im Rahmen dieser Studie konnte kein Zusammenhang zwischen der Verbreitung des Mittelspechtes und dem Angebot an stehendem und liegendem Totholz sowie dem Angebot an Totästen gefunden werden (vgl. Kap. 2). Möglicherweise ist aufgrund der hohen Schadstoffbelastung des Wienerwaldes und der damit einhergehenden relativ starken Schädigung der Kronenbereiche insbesondere der Eiche (PILLMANN ET AL. 1990) das Angebot an Totästen v.a. im Kronenbereich sehr hoch und somit kein limitierender Faktor für das Vorkommen des Mittelspechtes. Kurzfristig dürfte der Mittelspecht von der immissionsbedingten Schädigung der Eichenkronen und der Wälder generell profitieren. Grundsätzlich führt Totholz nach SEEWITZ & KLAUS (1999) zu einer Erhöhung des Angebotes an Evertebraten und stellt daher zweifelsohne auch im Habitat des Mittelspechtes ein wichtiges Strukturelement dar. Aus Literaturangaben lässt sich ableiten, dass Totholz in Altholzbeständen sowohl als Nahrungssubstrat (GÜNTHER 1992) als auch als potentieller Höhlenbaum von Bedeutung für den Mittelspecht sein kann (PASSINELLI 1999).

Neben der Borkenrauhigkeit entscheidet nach SCHERZINGER (1996) insbesondere die Besonnung des Wuchsortes über Diversität und Dichte der oberflächenbewohnenden Insekten. Aufgelockerte, mittelwald- und parkähnliche Waldbestände werden vielfach als Optimalhabitat für den Mittelspecht beschrieben. Im Rahmen dieser Studie konnten für die Vorkommen auf Wiener Stadtgebiet keine Bevorzugung lichter Bestände festgestellt werden. Der Lebensraum unterscheidet sich weder hinsichtlich Waldbestandesdichte noch Kronenschlussgrad signifikant von den Kontrollpunkten (Tab. 5). Entsprechend den Ergebnissen dieser Studie profitiert der Mittelspecht nicht von forstlichen Maßnahmen wie Auflichtungen oder Durchforstungen von Altholzbeständen.

Die Bindung des Mittelspechtes an die Eiche bei gleichzeitigem Meidung reiner Buchenbeständen lässt auf eine gewisse Bevorzugung trockener und wärmegetönter Standorte schließen. Tatsächlich zeigt sich im für das Untersuchungsgebiet, das großräumig im Einflussbereich des pannonischen Klimaraumes liegt, keine Präferenz für Standorte mit höherer Globaleinstrahlung (Tab. 5). Die Intensität der Einstrahlung hat keinen signifikanten Einfluss auf die Verbreitung des Mittelspechtes. Offensichtlich entsprechen auch auf Standorten mit geringerer Globaleinstrahlung zahlreiche Lebensraumtypen den Habitatansprüchen des Mittelspechtes, z.B. bachbegleitende Gehölzreihen in kühlen Grabensituationen. Schutzmaßnahmen für den Mittelspecht könnten folglich in weiten Teilen des Wiener Stadtgebietes erfolgreich umgesetzt werden.

4.6. Managementmaßnahmen

Aufgrund der in dieser Studie gewonnen Ergebnisse hinsichtlich Verbreitung, Bestandsgröße und Habitatansprüche werden im folgenden Kapitel Managementmaßnahmen formuliert, die im Wesentlichen auf ein entsprechendes Angebot an Altholzbeständen mit grobborkigen Baumarten abzielen. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Gegebenheiten in den verschiedenen Vorkommensgebieten (Lobau, Wienerwald, Prater, Parks und Gärten) werden Maßnahmen für die einzelnen Bereich gesondert formuliert. Infolge der hohen naturschutzfachlichen Bedeutung der Mittelspecht-Population in Wien kommt der Umsetzung dieser Maßnahmen große Bedeutung zu.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

4.6.1. Managementmaßnahmen in der Lobau

4.6.1.1. Bereits realisierte Außernutzungsstellung der Waldbestände im Nationalparkgebiet Donau-Auen

Die bereits realisierte Außernutzungsstellung der im Nationalpark gelegenen Waldbestände wird sich zweifellos positiv auf den Bestand des Mittelspechtes auswirken. Die Steigerung des Waldbestandsalters ist eine der wesentlichen Einflussgrößen auf die Verbreitung und Siedlungsdichte des Mittelspechtes (Kap. 5.4.2.). Aufgrund der Schnellwüchsigkeit von Weide, Esche oder diversen Pappelarten sind in vergleichsweise kurzen Zeiträumen positive Effekte auf den Brutbestand des Mittelspechtes zu erwarten.

4.6.1.2. Förderung der Weichen Au durch Gewässervernetzung

Die Förderung grobborkiger Baumarten (Weide, Erle, Esche, Pappel) ist in Kernzonenbereichen des Nationalparks insbesondere auch durch Prozessschutz anzustreben. Weitreichende Maßnahmen der Gewässervernetzung, die zu einer Förderung der Weichen Au und somit u.a. der Weide, Esche und Erle führen, sollten auch für den Mittelspecht als vorrangige Schutzinstrumente umgesetzt werden. Die Einbeziehung der Lobau als Hochwasserabflussgebiet stellt eine wünschenswerte Variante des verbesserten Hochwasserschutzes für Wien dar, um gleichzeitig eine weitreichende Verbesserung der Lebensraumausstattung u.a. für den Mittelspecht zu gewährleisten (IMHOF 1999). Im Rahmen der ökologischen Entwicklungsziele für den Nationalparkteil Lobau (IMHOF 1999) wird die Förderung der Weichen Au mit den gewässernahen Weidenauen als wesentliches Schutzziel formuliert, von der auch der Mittelspecht profitieren würde (vgl. Kap.5.4.1.).

4.6.1.3. Förderung der Naturverjüngung authochthoner, grobborkiger Baumarten

REIMOSER et al. (2003) bezeichnet die Dichte an wiederkäuendem Schalenwild als nicht nationalparkverträglich. Insbesondere die Harte Au mit charakteristischen Baumarten wie Eiche, Ulme und Linde, die allesamt für den Mittelspecht attraktive Baumarten darstellen, können sich aufgrund der Wilddichte nicht standortsgemäß erneuern und entwickeln. Die stark eingeschränkte Verjüngung der Eiche stellt mittel- und langfristig ein Problem aus Sicht des Mittelspecht-Schutzes dar. In Anbetracht der Verschärfung der Auswirkungen durch Wildverbiss (REIMOSER et al. 2003) sind adäquate Maßnahmen zur Reduktion der Wilddichte (z.B. Auflassen der Wildfütterungen etc.) rasch umzusetzen. Zahlreiche Autoren nennen die fehlende Verjüngung der Eiche mittelfristig als eines der zentralen Probleme für den Schutz des Mittelspechtes (BÜHLMANN 1993).

Im Vergleich zur Weichen Au ist die Verbissproblematik in der Harten Au noch wesentlich verschärft (REIMOSER et al. 2003). Die Förderung der Weichen Au durch eine Verstärkte Anbindung der Lobau an das Wasserregime der Donau (vgl. Kap. 4.1.1) stellt auch aus dieser Sicht langfristig ein wichtiges Instrument zum Schutz des Mittelspechtes dar.

4.6.1.4. Umwandlung der Beständen standortsfremder Baumarten

Grundsätzlich ist die Umwandlung von Beständen mit standortsfremden Baumarten in standortstypische Waldgesellschaften zu begrüßen. Die standortsfremden Kiefernbestände sind für den Mittelspechte nicht nutzbar. Deren Umwandlung in standortstypische Waldgesellschaften würde neue potentielle Habitatfläche für den Mittelspecht schaffen und sollte rasch umgesetzt werden. Ebenso sind Robinienbestände rasch umzuwandeln. Altbestände der Hybridpappel hingegen stellen durchaus günstige Lebensräume für den Mittelspecht dar.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Bei der Umwandlung von alten Hybridpappelbeständen sollte deshalb aus Sicht des Mittelspecht-Schutzes der großflächige Verlust von Altholzbeständen vermieden werden. Genauere Begleitforschung und eine damit einhergehende detaillierte räumliche und zeitliche Planung der Bestandsumwandlungen wäre wünschenswert.

4.6.1.5. Lebensraumverlust durch Entfernung von Gefahrenbäumen minimieren

Aufgrund des dichten Wegenetzes in den von der Naherholung intensiv genutzten Bereiche der Lobau stellt der Flächen- und Strukturverlust durch das Entfernen und Pflegen von Gefahrenbäumen zweifellos einen negativen Eingriff in den Lebensraum des Mittelspechtes dar. Insbesondere die alten mächtigen Baumriesen neben Wegen oder alte Solitärbäume stellen für den Mittelspecht attraktive Strukturelemente dar, müssen gleichzeitig aber oftmals als „Gefahrenbäume“ intensiv gepflegt oder entfernt werden. Der Flächenverlust durch die Gefahrenbaum-Problematik ist somit beträchtlich. Die Ausarbeitung und Umsetzung eines zielführenderen Wegekonzeptes scheint daher notwendig und sinnvoll. Unter Anbetracht der Bedeutung der Lobau als Naherholungsgebiet ist einerseits ist die Kanalisierung des Wegenutzung anzustreben, gleichzeitig sollten zahlreiche Wege und Forststraßen aufgelassen werden um so den Flächenverlust durch die Entfernung von Gefahrenbäume zu minimieren.

Die Entfernung der Gefahrenbäume sollte vor Beginn der Brutsaison abgeschlossen sein. Zahlreiche Höhlenbrüter, darunter auch der Mittelspecht, besetzten vergleichsweise früh im Jahr eine potentielle Bruthöhle. Nach Möglichkeit sollten ab März keine Maßnahmen hinsichtlich der Gefahrenbäume mehr durchgeführt werden.

4.6.2. Managementmaßnahmen im Wienerwald

Aus Sicht des selektiven Naturschutzes reduzieren sich Schutzmaßnahmen für den Mittelspecht vielfach auf die Erhaltung von alten Eichenbeständen sowie auf einzelne alte Eichen (u.a. BÜHLMANN 1993). Da die Eiche im Zuge der Mittelwaldbewirtschaftung bereits im Mittelalter stark gefördert wurde und somit vielerorts auf untypischen Standorten stockt, könnten bei einer Außernutzungsstellung eichenreiche Waldbestände (z.B. Eichen-Hainbuchen-Wälder, Eichen-Buchen-Wälder) auf vielen Standorten durch die konkurrenzstärkere Rotbuche verdrängt werden (BÜHLMANN 1991). Ein weiterer problematischer Aspekt hinsichtlich der Eichenverjüngung ist auf vielen Standorten zweifelsohne eine zu künstlich hochgehaltene (Schwarz-)Wilddichte, die kaum einer natürlichen Fluktuation unterworfen ist. Der Prozessschutz wird daher einerseits dem aktuellen Stand der Naturschutzdiskussion im Wald am ehesten gerecht werden, scheint aber auch aus Sicht des Mittelspecht-Schutzes mittel- und langfristig die best geeignete Schutzstrategie zu sein:

4.6.2.1. Außernutzungsstellung großer Waldgebiete

Die großflächige Außernutzungsstellung von eichenreichen Waldbeständen zum Schutze des Mittelspechtes scheint insbesondere an Standorten zielführend, auf denen die Eiche ein wesentlicher Bestandteil der potentiell-natürlichen Vegetation ist (GÜNTHER 1992). Aufgrund des klimatischen Klimaeinflusses in weiten Bereichen des Wiener Stadtgebietes gehört die Eiche in zahlreichen Waldgesellschaften zu einer grundsätzlich natürlich verjüngenden Baumart (FLESCH & FRAISSL 1994). Selbst bei einem Rückgang des Eichenanteiles, der in forstwirtschaftlich künstlich geschaffenen Eichenreinbeständen sehr wahrscheinlich ist, würde der Mittelspecht langfristig von einer Außernutzungsstellung profitieren. Das Vorkommen von Uraltbäumen und die reiche Strukturierung würden eine hohe Lebensraumqualität für den Mittelspecht gewährleisten. Da der Mittelspecht neben der Eiche auch andere rauhborkige Baumarten nutzt, stellen sowohl im Wienerwald als auch in der Lobau die verschiedensten Waldgesellschaften einen geeigneten Lebensraum für den Mittelspecht dar (z.B. Silber-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

weidenbestände, Gipfel-Eschenwald, bachbegleitende Erlen-Eschen-Bestände, Eichen-Linden-Bestände u.v.a.). Bemerkenswert ist insbesondere die Erkenntnis, dass bei sehr hohem Bestandsalter der Mittelspecht auch reine Rotbuchenbestände besiedeln kann (FLADE 2001).

Aus Sicht des integrativen Naturschutzes ist daher die Außernutzungsstellung von großflächigen Waldbeständen anzustreben, aber auch der sektorale Artenschutz hält die Einrichtung von Eichen-Totalreservaten als geeignetes Instrumentarium für den Schutz des Mittelspechtes (BÜHLMANN 1993, GÜNTHER 1992). Bei einer ausreichenden Flächendimensionierung von Totalreservaten könnte neben der langfristigen Sicherung einer überlebensfähigen, weitgehend sich selbst erhaltenden Population des Mittelspechtes so auch der Ablauf dynamischer Prozesse und die Sicherstellung der potentiell-natürlichen Vielfalt des jeweiligen Standortes gewährleistet werden.

RIESS (1986) kalkuliert als Minimalareal für Populationen mittelgroßer Vogelarten eine Fläche von 1.000 Hektar. Um eine langfristig überlebensfähige Population des Mittelspechtes von 100 Brutpaaren zu sichern, ergibt sich ein kalkulierter Flächenbedarf von 2.000 Hektar (HOVESTADT et al. 1992 in JEDICKE 1994). Mit einer Flächenausdehnung von ca. 2.240 Hektar, einer vergleichsweisen hohen Siedlungsdichte des Mittelspechtes und einem Brutbestand von 140 Revieren ist der Lainzer Tiergarten bestens für ein derartiges Großwaldschutzgebiet geeignet. Das Einbringen des Lainzer Tiergartens nach Möglichkeit mit seiner ganzen Fläche in die Umsetzung eines Biosphärenparks Wienerwald wäre wünschenswert, als Minimalforderung sollte jedoch ein Netzwerk an mehreren, jeweils mindestens 100 Hektar großen Totalreservaten angesehen werden (vgl. ARGE WIENERWALD 2002). Zweifelsohne stellt die übernatürliche Wilddichte im Lainzer Tiergarten ein schwerwiegendes Problem hinsichtlich der Verjüngungsfähigkeit außer Nutzung gestellter Waldflächen dar. Aus Sicht eines Schutzprogramms für den Mittelspecht steht der Außernutzungsstellung großer Waldflächen im Lainzer Tiergarten die künstliche Aufrechterhaltung einer hohen Wilddichte entgegen. Dementsprechend müssen alle Maßnahmen wie Fütterungen unterbleiben, damit eine einigermaßen natürliche Dynamik im Wildbestand entstehen kann. Ein adäquates Monitoring des Wildbestands und der Auswirkungen auf den Wald sollte durchgeführt werden, um nötigenfalls entsprechend Managementmaßnahmen durchführen zu können.

4.6.2.2. Etablierung eines Netzwerks an Altholzinseln und Naturwaldreservaten

Neben der Einrichtung großer Waldschutzgebiete insbesondere aus Sicht des Prozessschutzes (selbstständige Entwicklung des Waldes) und der langfristigen Sicherung großer Quellpopulationen des Mittelspechtes ist aus Artenschutzgründen die Einrichtung eines Netzwerks an kleinflächigeren Totalreservaten verteilt über die gesamte Fläche des Untersuchungsgebietes anzustreben. Vielfach werden für den selektiven Artenschutz Flächengrößen von mindestens 100 ha gefordert, bei einer ausreichenden dichten Verteilung der Schutzgebiete können jedoch für den Mittelspecht auch wesentlich kleinere Naturwaldreservate einen wichtigen Beitrag leisten. Nach BÜHLMANN (1993) sollten die Waldflächen nicht kleiner als 10 Hektar und nach Möglichkeit nicht weiter als 3 km voneinander entfernt sein. Beobachtungen in bestehenden Naturwaldreservaten zeigen, dass der Mittelspecht in den für viele anspruchsvolle Waldvögel zu kleinflächig dimensionierten Reservaten vergleichsweise gut repräsentiert ist (ZUNA-KRATKY 1994). Durch ein Netzwerk an klein- und mittelflächigen Reservaten könnte die Habitateignung für gefährdete Waldvögel wie Weißrückenspecht (*Picoides leucotos*) oder Halsbandschnäpper (*Ficedula albicollis*) auf großer Fläche nachhaltig verbessert und gesichert werden. Ein derartiger Biotopverbund wurde bereits in der Machbarkeitstudie Wienerwald (ARGE WIENERWALD 2002) gefordert und sollte unbedingt in der Feinkonzeption eines Biosphärenparks Wienerwald realisiert und finanziert werden.

Bei den auszuweisenden Reservatsflächen handelt es sich entsprechend den Lebensraumansprüchen des Mittelspechtes vorwiegend um eichendominierte Altholzbestände. Aufgrund

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

der Bevorzugung von Weide, Esche und Erle durch den Mittelspecht kommt jedoch auch der Erhaltung von Gipfel-Eschenwäldern und bachbegleitenden Baumreihen Bedeutung zu.
Durch die Außernutzungsstellung der ohnehin schwer forstwirtschaftlich nutzbaren Grabensituationen könnte ein weitreichendes Netzwerk an Altholzbeständen im Graben- und Bachsystem der Wienerwaldbäche realisiert werden. Neben dem Mittelspecht, der diese Bereiche überproportional nutzt, könnten damit u.a. auch Kleinspecht (*Picoides minor*) oder Schwarzstorch (*Dryocopus martius*) (VGL. FRANK & BERG 2001) und zahlreiche weitere für die Wienerwaldbäche charakteristische Organismen gefördert werden.

5.6.2.3. Förderung der Eiche in bewirtschafteten Beständen

Forstwirtschaftlich genutzte Eichenbestände sollten über Schirmschlag bewirtschaftet werden. Beobachtungen zeigen, dass bereits wenige Alteichen als Überhälter reichen, um für den Mittelspecht einen günstigen Lebensraum darzustellen. BÜHLMANN (1991) fordert aus Sicht des Mittelspecht-Schutzes eine Dichte der Überhälter von 10 Alteichen pro Hektar. Um längerfristig den Mittelspecht mit einer Siedlungsdichte von 1 BP/10 ha zu erhalten, beträgt der Mindestbestand 26 Alteichen pro Hektar (BÜHLMANN & PASSINELLI 1996). MICHALEK et al. (2001) geben für den Buchen-Eichenmischwald eine Schwellenwert von 155 vfm Eiche pro Hektar an, um eine besetzte Bruthöhle pro 10 Hektar zu erzielen. BÜHLMANN (1993) fordert, dass die Schirmbäume frühestens dann entfernt werden, wenn der (Eichen-)Nachwuchs etwa 100jährig ist. Der Schirmschlag ist somit die moderne forstwirtschaftliche Alternative zum Mittelwald, der für den Mittelspecht sehr günstige Lebensraumbedingungen bietet und aus Sicht des Mittelspecht-Schutzes vielfach empfohlen wird (BÜHLMANN 1993, PASSINELLI 1999). Für den Wienerwald scheint die Mittelwaldwirtschaft ungeeignet und war auch historisch keine etablierte Bewirtschaftungsform (MICHALEK et al. 2001).

Neben der Erhaltung alter Eichenbestände muss für langfristig Schutzkonzepte natürliche eine ausreichende Eichenverjüngung gewährleistet sein. In diesem Zusammenhang soll nochmals auf die vielerorts, insbesondere im Lainzer Tiergarten, unnatürlich hohe Wilddichte kritisch hingewiesen werden.

BÜHLMANN (1993) gibt für Schweizer Mittelwälder zwar ein ausreichendes Angebot an Alteichen über 120 Jahre an und auch aktuell wird die Verjüngung der Eiche gezielt gefördert, dramatische Bestandseinbrüche sind für den Mittelspecht jedoch in Folge einer Lücke an 60-120jährigen Eichen in den nächsten Jahrzehnten zu befürchten. Diese Beispiel zeigt einerseits die Notwendigkeit einer nachhaltigen Eichenbewirtschaftung mit dem Belassen von ausreichen Alteichen im Bestand, führt uns jedoch klar die Vorteile eines dynamischen Naturschutzes in Form von großflächigen Totalreservaten vor Augen, in denen der Mittelspecht aufgrund des hohen Bestandsalters und der reichen Strukturierung eine breitere Pallette Baumarten nutzen kann (vgl. Kap2.1). Insbesondere schnellwüchsigere Baumarten (z.B. Esche, Weide) könnten für den Mittelspecht eine geeignete Alternative darstellen, die schon mit geringerem Bestandesalter genutzt werden können.

4.6.2.4. Förderung grobborkiger (Laub-)Baumarten

Aufgrund der Lebensraumansprüche (Kap. 2) stellt die langfristige Erhaltung und Förderung grobborkiger Baumarten eine wichtige Managementmaßnahme für den Schutz des Mittelspechtes dar. In diesem Zusammenhang kommt neben der Förderung der Eiche insbesondere den Bachbegleitauen eine hohe Bedeutung zu. Eine möglichst naturnahe Ausprägung der Gewässerufer mit einem standortstypischen Gehölzbestand ist anzustreben.

Vogelkundliche Studien in Streuobstwiesen (z.B. HOCHEBNER 1993) zeigen auch die hohe Qualität von alten, hochstämmigen Obstbäumen für den Mittelspecht.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

4.6.3. Managementmaßnahmen im Prater

Der Prater weist in Wien die höchste Siedlungsdichte des Mittelspechtes auf. Aufgrund seiner Waldstruktur und wegen der ausgesprochen intensiven Naherholungsnutzung nimmt der Prater hinsichtlich der Schutzmaßnahmen für den Mittelspecht eine Sonderstellung ein. Die Managementmaßnahmen beschränken sich weitgehend auf die Erhaltung einer parkähnlicher Waldstruktur und auf die Förderung rauhborkiger Baumarten.

4.6.3.1. Erhaltung eines parkähnlichen Waldcharakters - Förderung grobborkiger Baumarten

Um den parkähnlichen Waldcharakter mit einem ausreichendem Angebot an Altbäumen kontinuierlich erhalten zu können, sollten ausreichend Jungbäume gepflanzt und gepflegt werden. Dabei ist einerseits standortstypischen Baumarten, andererseits der Eiche und anderen rauhborkigen Baumarten der Vorzug gegenüber Platanen, Kastanien oder Koniferen zu geben.

4.6.3.2. Erhaltung möglichst ausgedehnter Waldbestände im Nahbereich der Altarm(relikte)

Angrenzend an die ehemaligen Altarme der Donau (u.a. Mauthnerwasser, Heustadelwasser etc.) finden sich größere Waldbestände, die in ihrer Ausdehnung erhalten werden sollten. Etwaige Baumassnahmen, die zu einem (schleichenden) Flächenverlust an Altholzbeständen führen, sind abzulehnen.

4.6.3.3. Lebensraumvernetzung mit anderen Vorkommensgebieten

Die Verinselung von Vorkommen stellt eine wesentliche Ursache für den Rückgang und für das Erlöschen von Populationen dar und ist insbesondere auch für Vorkommen in Parks beschrieben (z.B. BRULAND 1993, RUGE & GÖRZE 2001). In Schweden ist eine Mittelspecht-Population von 20 Paaren nach ihrer Isolierung ausgestorben (PETTERSSON 1984).

Der Brutbestand des Mittelspechtes im Prater von etwa 35 Brutpaaren stellt vermutlich keine sich selbst erhaltende Population dar. Eine Vernetzung der Lebensräume im Prater mit den ausgedehnten Vorkommensgebieten in der Lobau und in der Alberner Au sollten gewährleistet werden. Insbesondere die Donauinsel könnte eine wichtige Aufgabe bei der Vernetzung bestehender Vorkommen mit unregelmäßig besiedelten und potentiell als Mittelspecht-Lebensraum geeigneten Flächen beispielsweise im Nahbereich der Alten Donau (z.B. Donaupark, Gänsehäufel, vgl. BÖCK 1983) sowie mit den Donauauen westlich von Wien übernehmen.

4.6.4. Managementmaßnahmen in Parks, Weinbaugebieten, Kleingärten und Friedhöfen

Parkähnliche Wälder gelten aufgrund des aufgelockerten Bestandes und der starken Sonneneinstrahlung in den Bestand als günstiger Lebensraum für den Mittelspecht und in Streuobstwiesen kann der Mittelspecht vergleichsweise hohe Siedlungsdichten erreichen (HOCHEBNER 1993). Die für den Gartenrotschwanz und für den Wendehals vorgeschlagenen Managementmaßnahmen (WICHMANN & DONNERBAUM 2001) würden auch für den Mittelspecht zu einer Verbesserung der Lebensraumausstattung beitragen. Durch die Förderung grobborkiger, hochstämmigen Baumarten in Weingärten und Kleingärten wie beispielsweise Obstbäume, Walnuss etc. könnten die Lebensbedingungen für den Mittelspecht verbessert und der potentielle Lebensraum vergrößert werden. Insbesondere die reichere Strukturierung der weitgehend ausgeräumten Weingärten durch Solitärbäume und Baumreihen wäre aus vogelkundlicher Sicht zu begrüßen. Potentielle Lebensräume könnten insbesondere im An-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

schluss an bestehende Vorkommensgebiete geschaffen werden (Weingärten im Gebiet Neustift/Walde, (Klein-)Gartensiedlungen an der Kontaktzone zur Lobau, Prater etc.). In den Stadtrandlagen wurde durch die Zerstörung von Streuobstbestände beispielsweise am Körnerschlössl (ZUNA-KRATKY 1990) zweifellos geeigneter Lebensraum zerstört. Die neuerliche Etablierung von Streuobstwiesen könnte neben einer Attraktivierung von Offenlandbereichen auch zu einer Förderung des Mittelspechtes beitragen.

Die Umsetzung von Maßnahmen zum Schutz des Mittelspechtes in Parks, Gärten, Stadtrandbezirken und Weingärten kann wesentlich zu einer Vernetzung und Absicherung von kleinen, weitgehend isolierten Brutvorkommen des Mittelspechtes beitragen, beispielsweise eine Vernetzung der Vorkommen die in den Parks im 18. und 19. Bezirk über die Stadtrandgärten, Weingärten mit den Quellpopulationen im Wienerwald.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

5. Ergebnisse - Zwergschnäpper

5.1. Bestand und Dichte

Auf 23 Probeflächen mit insgesamt 2997 ha potentieller durch den Zwergschnäpper besiedelbarer Fläche wurden 108,5 Reviere erfasst, womit sich ein Bestand für den Wienerwald und damit Wien von 196 Brutpaaren ergab. Nach der Verwendung des Korrekturfaktors ergibt sich eine Schwankungsbreite von etwa 43 Revieren und somit ein Bestand von 153-240 Brutpaaren. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt mit etwa 80 % des Bestandes eindeutig im Lainzer Tiergarten (Abb. 11 & 12). Außerhalb des Tiergartens kommt der Zwergschnäpper geklumpt - meist in unmittelbarer Nähe zu Gräben wie z.B. dem Moosgraben - vor.

In Tab. 6 sind die in der Literatur gefundenen Zwergschnäpperdichten aufgelistet. Die beschriebenen Dichten scheinen z.T. um ein Mehrfaches höher zu sein als im Wienerwald. Ein Vergleich mit den in dieser Studie ermittelten Abundanzen ist meist nicht zulässig, da die hohen Werte auf die geringe Flächengröße der anderen Untersuchungsflächen zurückzuführen sind. In den meisten Untersuchungen wurden für die Ansprüche des Zwergschnäppers meist optimale Gebiete ausgewählt. Es gibt nur wenige vergleichbare großflächige Untersuchungen zur Revierdichte. Die angegebenen Dichten für Gebiete von einer Mindestausdehnung von 1000 ha liegen meist unter denen unseres Untersuchungsgebietes. So gibt ZUNA-KRATKY (1990) auf einer Fläche von 1000 ha bei Gruberau im Wiener Wald eine Dichte von 1 BP/km^2 an. Im Köszeg-Gebirge in Ungarn wurden auf 3900 ha 0,18 BP/km^2 gefunden (NÉMETH 2000). Die einzige Dichteangabe aus Wien lieferten FUXA u.a. Anfang der 90-iger Jahre bei einer Simultanzählung im Lainzer Tiergarten auf einer Fläche von 2000 ha mit einer Dichte von 4,6 BP/km^2. Nach unseren Erhebungen auf 9 Probeflächen mit insgesamt 13

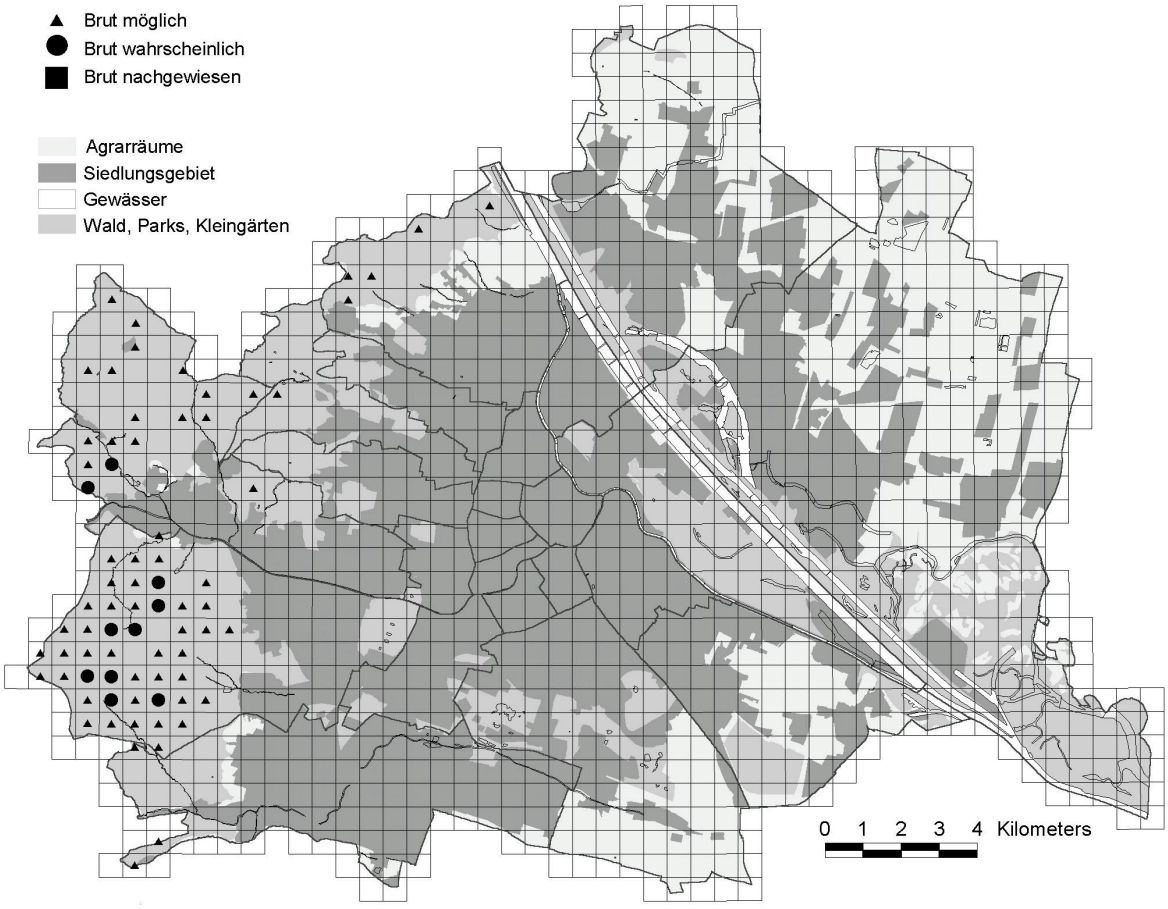


Abb. 11: Verbreitung des Zwergschnäppers auf Wiener Stadtgebiet basierend auf gezielten Bestandserhebungen in 29 Probeflächen, der Punkttaxierung (Projektteil A der Wiener Brutvogelkartierung) sowie den Erhebungen zum Wiener Brutvogelatlas.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

km^2 erreicht der Zwergschnäpper im Lainzer Tiergarten sogar durchschnittliche Dichten von 6,9 Revieren/km^2, wobei auf einer Probefläche bis zu 10,3 Reviere/km^2 nachgewiesen werden konnten. Unter Berücksichtigung aller Probeflächen liegen die durchschnittlichen Dichten mit 3,6 Revieren/km^2 deutlich unter den Vergleichswerten des Lainzer Tiergartens.

5.2. Lebensraumanalyse

5.2.1. Faktoranalyse

Im folgenden werden die Achsen kurz charakterisiert und die Zusammenhänge zwischen den Variablen interpretiert (Anhang 2). Mit den 6 Achsen werden 62,2 % der Gesamtvarianz erklärt (Anhang 3).

Die erste Achse kann man als „Forstwirtschaftsachse“ oder auch „Grabensituation“ betrachten. So laden alte, kühlere Buchenwälder mit hohem BHD und geringer Baumdichte, die in

der Nähe zu Gräben liegen, negativ auf diese Achse. Man findet hier vor allem Totholz in Form von umgefallenen Stämmen. Im Gegensatz dazu finden sich auf der positiven Seite der Achse vor allem jüngere von Hainbuchen dominierte Wälder mit geringerem BHD, die weiter entfernt von Gräben liegen. Es findet sich in diesen Wäldern auch vermehrt Jungwuchs. Die Baumdichte ist in diesen Wäldern höher, wodurch das Kronendach geschlossener ist. Die Anzahl des stehenden Totholzes ist hier höher. Diese hohe Zahl an abgestorbenen Stämmen ist auf den dichten Jungwuchs zurückzuführen, wobei es sich meist um Stämme mit einem BHD von wenigen cm handelt.

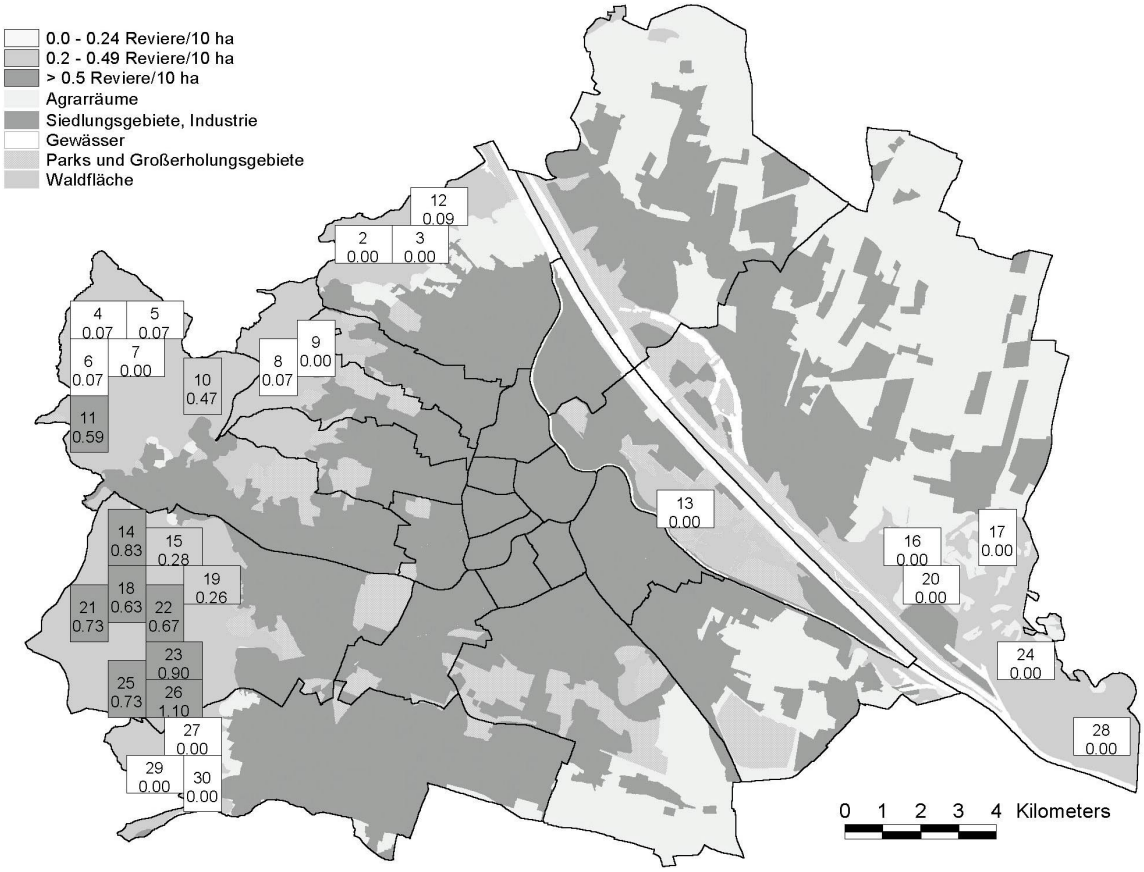


Abb. 12: Siedlungsdichten des Zwergschnäppers in den zufällig verteilten 29 Probeflächen mit jeweils 1,5 km^2 Flächengröße. Der Lainzer Tiergarten stellt das Kernareal für die Art dar.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Auf der Achse 2 findet man den Gegensatz von alten, wärmere Eichen-Hainbuchen-Wäldern zu kühleren, etwas jüngeren Buchenwäldern. Der Anteil an liegendem Totholz wie auch an toten Ästen am Baum ist in Eichen-Hainbuchen-Wälder höher. Ein weiterer Unterschied liegt im unterschiedlichen Kronenschluss. So zeigen Eichen-Hainbuchen-Wälder einen geringeren Schlussgrad in der obersten Kronenschicht, dagegen zeigen sie einen höheren Schlussgrad in der mittleren Höhe und in der Strauchschicht. Dementsprechend haben die von Buchen geprägten Wälder einen hohen Schlussgrad in der obersten Kronenschicht und einen höheren Kronenansatz. Dies entspricht den typischen Merkmalen von Buchen-Hallen-Wälder. Im Rahmen dieser Auswertung zeigt der Buchenwald im Vergleich zum Eichen-Hainbuchen- Wald einen höherer Flächenanteil an aufgewühltem Waldboden.

Der Faktor 3 kann als „Verjüngungsachse“ bezeichnet werden und beschreibt Zusammenhänge der dominierenden Baumarten untereinander. So nimmt die Eiche in kühleren und dadurch auch feuchteren Bereichen ab, während der Anteil an Buchen und Hainbuchen dabei zunimmt. Mit zunehmendem Bestandsalter nimmt der Anteil der Eiche ab und dafür Buchen und Hainbuchen zu. Die Abnahme der Eiche mit dem Alter ist mit ihrer Funktion als Überhälter in ausgesprochen alten Beständen (> 200 Jahre) zu erklären. Unter diesen Überhältern kommt Jungwuchs auf, der durch Hainbuchen und Buchen dominiert wird, wodurch die positive Korrelation dieser beiden Arten mit den Variablen „Jungwuchs“ und „Alter“ erklärt wird. Durch den Jungwuchs entsteht eine ausgeprägte Kronenschicht in mittlerer Höhe, dagegen nimmt die Strauchschicht deutlich ab. Die geringe Dichte der Strauchschicht kann einerseits mit der dichteren mittleren Kronenschicht als auch mit der höheren Wühlaktivität der Schweine in diesen Beständen zusammenhängen. Diese Situation ist fast ausschließlich auf den Lainzer Tiergarten beschränkt. In jüngeren Wäldern ist der Anteil der Eichen dagegen höher. Die geringe Ausprägung einer mittleren Kronenschicht und der geringe Einfluss von Wildschweinen lässt eine Strauchschicht entstehen. Oft findet man diese Wälder an wärmeren Standorten, wo sich auch die Eiche gegen die beiden anderen Baumarten durchsetzt. Der Totholzanteil steigt signifikant mit dem Alter.

Auch der Faktor 4 kann ähnlich zur 2. Achse als „Eichen-Hainbuchen-Wald“-Faktor einerseits und „Buchenwald“-Faktor andererseits interpretiert werden. Es handelt sich hier aber um etwas dichtere Eichen-Hainbuchenwälder, da im Vergleich zu den auf die Achse negativ ladenden Buchenwäldern sowohl die Baumdichte höher als auch der Kronenschluss im Wipfelbereich geschlossener ist. Aufgrund des geschlossenen Charakters der Eichen-Hainbuchenwälder fehlt eine Strauchschicht und die mittlere Kronenschicht weitgehend. Totholz ist in den Eichen-Hainbuchenwäldern dieser Achse eher am Baum zu finden. Dagegen zeigen die Buchenwälder höheren Anteil an liegendem Totholz. Ähnlich wie beim Faktor 1 sind die Buchenwälder näher zu Gräben als die Eichen-Hainbuchenwälder.

	Lebensraum	**BP/km²**	**ha**	
Pskowa-Niederungen	Mischwälder	15-18	?	*ILINSKIJ ET AL. 1985
Bialowieser Urwald	Eichen-Hainbuchenwälder	6-13	25-30	TOMIALOJC ET AL. 1984
Bialowieser Urwald	Nadelwälder	3-6	25-30	TOMIALOJC ET AL. 1984
Bialowieser Urwald	Auwald	0-4	25-30	TOMIALOJC ET AL. 1984
NSG Serrahn/Carpin	geschlossener Buchenwald	9,9	213	WEBER 1958
Gruberau/Wienerwald	Buchenwald	1	1000	ZUNA-KRATKY 1990
Purkersdorf/Wienerwald	Buchenwald	2,33	300	ASCHENBRENNER & PETERS 1958
Lainzer Tiergarten	Buchen-Eichen-Hainbuchenwald	4,6	2000	FUXA u.a. (Anfang 90-iger Jahre)
Köszeg-Gebirge	Buchenwälder	0,18	3900	NÉMETH 2000
Festgestellte Dichten		**3,6**	**2997**	

Tab. 6: Dichteangaben aus der Literatur für den Zwergschnäpper. BP...Brutpaare. Unter ha ist die Probeflächengröße aufgelistet. * in GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Faktor 5 und 6 zeigen ähnliche Merkmalsausprägungen, da bei beiden alte von Hainbuchen dominierte Waldbestände positiv auf die Achsen laden. Beide Waldbestände weisen eine gering ausgeprägte Strauchschicht aus, wobei dies bei Faktor 5 wahrscheinlich auf eine höhere Wildschweindichte zurückzuführen ist.

Auf der Achse 5 laden Bestände mit Hainbuchen positiv, die einerseits eine hohe Baumdichte (∅>20cm) und andererseits wenig Jungwuchs aufweisen. Dies deutet auf alte Hainbuchen hin, da Hainbuchen erst in höherem Alter Durchmesser über 20 cm erreichen. Alte Hainbuchen sind durch eine gut ausgebildete Krone charakterisiert (HAGEMEIER 2002). Diese Tatsache wird durch den niedrigen Kronenansatz der Hainbuchen dominierten Bestände bestätigt. Positiv korreliert mit der Hainbuche und dem Alter das liegende Totholz. Negativ laden auf die Achse 5 dagegen junge Bestände mit einem hohen Anteil an Stämmen von 10-20 cm („Jungwuchs"). Dichter Jungwuchs weist, wie auch schon auf anderen Achsen festgestellt, eine hohe Anzahl an stehendem Totholz und abgestorbenen Ästen aus. Gegenüber anderen durch Jungwuchs dominierten Beständen ist auch eine gewisse Strauchschicht vorhanden, die sich durch eine geringe Dichte an Wildschweinen entwickeln kann. Die negative Seite der Achse kann also als eine Ansammlung an jungen Sukzessionsstufen gedeutet werden, die von Sträuchern dominierten Landschaften bis zu Jungwäldern reichen.

Wie auch bei der Achse 5 laden alte Hainbuchen dominierte Bestände positiv auf die Achse 6. Hingegen zeigen diese Bestände eine gut entwickelte mittlere Kronenschicht, wodurch möglicherweise eine deutliche Ausprägung der Strauchschicht verhindert wird. Der Kronenansatz in diesen Beständen ist relativ hoch. Eine ausgeprägte Kronen entsteht hier nicht durch einzelne Bäume wie beim Faktor 5 sondern durch eine durchgehende, mittlere Kronenschicht, die durch die Hainbuche gebildet wird. Gefördert wird diese mittlere Kronenschicht auch durch die Nähe zu Gräben, da eine gewisse Strukturierung entsteht, wodurch das Licht auch die mittleren Kronenschichten erreicht. Durch die hohe Einstrahlung wird das Wachstum der Blätter gefördert.

5.2.2. Logistische Regression der Faktoren

Aus Tab. 7 wird deutlich, dass die Achse 1, 3, 5 und 6 die Zwergschnäpperreviere signifikant von den Kontrollpunkten trennen. Hier wird nur eine kurze Charakterisierung der bevorzugten Variablenkombinationen oder Bestände durchgeführt. Eine genaue Interpretation findet dann in der Diskussion statt.

Mit der 1. Achse korrelieren die Reviere des Zwergschnäppers negativ. Da Kontrollpunkte mit 0 und Reviere von Zwergschnäppern mit 1 kodiert wurden, nehmen z.B. Reviere mit der Buche zu aber mit der Hainbuche ab. Insgesamt kann man von einer Bevorzugung alter Buchenwälder in Grabennähe durch den Zwergschnäpper sprechen.

Gegenüber der ersten Achse korreliert das Vorkommen des Zwergschnäppers positiv mit den restlichen 3 Faktoren. Auf Achse 3 bevorzugt er totholzreiche, alte Wälder, die sich verjüngen. Weiters sind diese Bestände durch das weitgehende Fehlen einer Strauchschicht geprägt.

	beta	p
Konstante	**-1,85**	**0,000**
Achse 1	**-0,60**	**0,002**
Achse 2	-0,17	0,416
Achse 3	**1,21**	**0,000**
Achse 4	0,23	0,250
Achse 5	**0,49**	**0,008**
Achse 6	**0,87**	**0,000**

Tab. 7: Ergebnis der logistischen Gleichung der Faktorenachsen für den Zwergschnäpper. Devianz (saturiertes-beobachtetes Modell) im einseitigen Test p<0,0005. Log-Likelihood-Funktion (beobachtetes Modell) im einseitigen Test p<0,0005. Signifikante Faktoren sind fett gedruckt. p...Irrtumswahrscheinlichkeit. beta...Praediktoren. n=193.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Mit den Achsen 5 und 6 korreliert das Vorkommen des Zwergschnäppers positiv. Er bevorzugt alte, von Hainbuchen dominierte Bestände mit weitgehend fehlender Strauchschicht.

5.2.3. Logistische Regression der Rohvariablen

Die Variablen „Graben", „Anteil aufgewühlter Stellen", „Hainbuche" und „Alter" trennen die Zwergschnäpperreviere von den Kontrollpunkten (Tab.8). So liegt der Median für die Entfernung zu Gräben bei den Reviere bei 30 m und somit deutlich näher als bei den Kontrollpunkten, die einen Median von 80 m aufweisen. Der Anteil an durch Wildschweine aufgewühlte Stellen ist in Revieren höher. So erreicht der Median in Revieren 60%, während er bei den Kontrollpunkten gar nur bei 0% liegt. Zwergschnäpper zeigen eine deutliche Bevorzugung von Hainbuchen. So ist der Anteil an Hainbuchen in Revieren mit einem Median von 31 % deutlich höher als außerhalb. Die Bedeutung von alten Beständen für das Vorkommen von Zwergschnäppern ist schon in einigen Arbeiten beschrieben und zeigt sich auch in dieser Studie (TJERNBERG 1984, FUXA 1991, GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993, NEMETH 2000). Im Wienerwald werden nur Bestände über 44 Jahren besiedelt. Der Median der Reviere liegt mit 136 Jahren deutlich über dem der Kontrollpunkte mit 96 Jahren. Immerhin 43 % der Reviere sind in Beständen über 200 Jahren zu finden. Wenn man die Entfernung der Reviere zueinander als Maß für die Siedlungsdichte betrachtet, so steigt die Dichte signifikant mit dem Alter der Bestände (r^2=0,12; p=0,022; n=39).

6.3. Diskussion

Der Zwergschnäpper kommt in Wien ausschließlich im Wienerwald vor. Der Bestand in Österreich wird auf 1100-1500 Brutpaare geschätzt, womit in Wien mit 153-240 Brutpaaren etwa 15 % des österreichischen Bestandes beheimatet sind. Wien hat hiermit eine große naturschutzfachliche Verantwortung für diese Art. Dem Lainzer Tiergarten fällt in diesem Zusammenhang mit einem Anteil von 11-14 % am österreichischen Bestand eine zentrale Rolle zu. Eine Beeinträchtigung der Lebensraumqualität im Lainzer Tiergarten, wie z.B.

Variable	beta	p
Konstante	**-1,969**	**<0,0005**
Entfernung zum nächsten Graben	**-1,140**	**0,001**
Baumdichte (∅ > 20 cm)	-1,536	0,756
Mittlerer Brusthöhendurchmesser (BHD)	1,010	0,627
Krone 1	-1,329	0,270
Krone 2_3	3,243	0,804
Krone 4	1,681	0,222
Anzahl toter aufrecht stehender Stämme	-7,202	0,856
Volumen toter, liegender Stämme (∅ > 20 cm)	1,819	0,279
Anzahl toter Äste am Baum	-7,017	0,624
Anteil Eiche	-5,875	0,622
Anteil Buche	2,990	0,835
Anteil Hainbuche	**4,499**	**0,005**
Anteil Alter	**6,667**	**0,034**
Mittlere Einstrahlung	-5,177	0,784
Jungwuchs	-0,445	0,370
Mittlerer Kronenansatz	3,423	0,097
Anteil aufgewühlter Stellen	**6,061**	**0,000**

Tab. 8: Ergebnis der logistischen Gleichung der Rohvariablen für den Zwergschnäpper. Devianz (saturiertes-beobachtetes Modell) im einseitigen Test p<0,0005. Log-Likelihood-Funktion (beobachtetes Modell) im einseitigen Test p<0,0005. Signifikante Variablen sind fett gedruckt. p...Irrtumswahrscheinlichkeit. beta...Praediktoren. n=193.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Schlägerungen alter Bestände, würde gravierende negative Folgen für das gesamte österreichische Vorkommen bedeuten.

Aus dem Prater und Lobau sind keine rezenten Nachweise vorhanden und auf Grund des ungeeigneten Lebensraums nicht zu erwarten, wenngleich es weiter im Osten des Verbreitungsgebiets des Zwergschnäppers, z.B. in Lettland oder Tschechien, auch Auwaldvorkommen gibt (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993, TOMIAŁOJĆ et al. 1984). Historisch findet sich in den Auwaldgebieten Wiens nur unsichere Hinweise in PERZINA (1891), der den Zwergschnäpper als möglichen Brutvogel des Praters beschreibt, und in GLÜCK (1895), der sogar eine Beobachtung eines frischen Jungvogels im August erwähnt. Diese Angaben sind mit Vorsicht zu behandeln, zumal es sich hier um eine sehr späte Beobachtung handelt, und dadurch ein Zugvogel nicht ausgeschlossen werden kann. Ein Brutvorkommen im Prater erscheint aber nicht gänzlich undenkbar.

Zur Interpretation der Ergebnisse wurden alle Analysen, also sowohl die Regressionen als auch die Faktorenanalyse herbeigezogen. Durch die Betrachtung aller Ergebnisse können die komplexen Zusammenhänge der Variablen besser verstanden werden. Würde man nur das Ergebnis der logistischen Regression der Rohvariablen betrachten, würden das hohe Alter, die Bevorzugung von Hainbuchen und aufgewühlten Bereichen sowie die Nähe zu Gräben als entscheidende Variablen herauskristallisieren. Die Faktorenanalyse und die anschließende Regression der Achsen lassen die Regression der Rohvariablen in einem anderen Licht erscheinen. Durch die Faktorenanalyse werden Zusammenhänge sichtbar, die alleine durch die Regression der Rohvariablen nicht erkennbar waren oder verdeckt wurden. Die logistische Regression der Rohvariablen würde z.B. vermuten lassen, dass Reviere bevorzugt in Grabennähe angelegt werden. Betrachtet man dagegen jene Achsen der Faktorenanalyse, die eine signifikante Trennung von Revieren und Kontrollpunkten hervorrufen, bevorzugen Zwergschnäpper auch Bestände, die nicht in unmittelbarer Nähe zu Gräben liegen. So ist eine Bevorzugung von Hainbuchen dominierten Beständen, die nicht in unmittelbarer Nähe zu Gräben liegen, auf Achse 5 zu finden. Im folgenden sollen die Analysen als Gesamtes betrachtet, und dadurch die entscheidenden Parameter für die Verbreitung des Zwergschnäppers erarbeitet werden.

In Wien kommt der Zwergschnäpper in unterschiedlichsten Waldtypen vor, die von reinen Buchenwälder bis zu Eichen-Hainbuchen-Wäldern reichen. Einzig und allein reine Eichenwälder werden gemieden. Reine Waldtypen sind in Wien eher selten zu finden, meist handelt es sich um Eichen-Buchen-Hainbuchenbestände mit unterschiedlichen Anteil dieser 3 Hauptbaumarten (vgl. Forstoperate der MA 49, PILLMANN et al. 1990). Betrachtet man die Regression der Rohvariablen, so ist eine deutliche Bindung an die Hainbuche erkennbar. Eine Bevorzugung der Hainbuche ist in der Literatur nur in seltenen Fällen nachvollziehbar. So kommen Zwergschnäpper in der Sächsischen Schweiz in Mischwäldern vor, die immer wieder von Hainbuchen durchsetzt sind (STURM 1986). STEINFATT (1937) findet in der Rominter Heide sogar die höchsten Dichten an Revieren in von Hainbuchen durchsetzten Fichtenwäldern. Für Wien beschreibt FUXA (1991) Zwergschnäpper, die in und an Hainbuchen jagen. Fuxa lässt anklingen, dass nicht die Baumart sondern die Wuchsform entscheidend ist. Insgesamt besiedelt der Zwergschnäpper eine reiche Palette an Waldtypen von reinen Buchenwäldern über Eichen-Hainbuchen-Wäldern bis zu Fichtenwäldern und kommt selbst in großen Obstanlagen vor (u.a. SOMOW 1897 ZIT. GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993, STEINFATT 1937, WEBER 1958, TJERNBERG 1984, GANIA & LITWAK 1961 ZIT. GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993, FUXA 1991, FELDNER & RASS 1999). Bedeutet dies, dass der Zwergschnäpper in Wien unterschiedliche Waldtypen besiedelt, die als gemeinsamen Nenner die Hainbuche haben, oder gibt es einen Grund für den signifikante Zusammenhang zwischen Hainbuche und dem Vorkommen des Zwergschnäppers? Im Rahmen der Faktorenanalyse konnte einerseits eine Bevorzugung alter Buchenwälder und eine gewisse Meidung junger, von Hainbuchen dominierter Waldbestände nachgewiesen werden (Achse 1), andererseits zeigen Achse 3, 5 und 6 einen positiven Zusammenhang zwischen dem Anteil an Hainbuchen und dem Vorkommen des Zwergschnäppers. Wie ist dieses auf den ersten Blick gegensätzliche

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Ergebnis zu deuten? Die erste Achse beschreibt offensichtlich den Gegensatz alter Buchenbestände und forstwirtschaftlich wesentlich intensiver genutzter Bestände. Diese alten Buchenbestände befinden sich in Grabennähe und sind aufgrund ihrer erschwerten Zugänglichkeit forstwirtschaftlich weniger intensiv genutzt. Dagegen sind forstwirtschaftlich überformte Bereiche durch einen prinzipiell höheren Anteil an Hainbuchen geprägt (W. SCHERZINGER, mündl. Mitt.). Auch der höhere Anteil an liegenden Stämmen deutet auf alte, eher weniger genutzte Bestände hin. Hingegen sterben gerade in jungen Beständen durch den hohen Kronenschlussgrad und die hohe Baumdichte der Bestände viele Bäume nach wenigen Jahren, wodurch der höhere Anteil an stehendem Totholz in den jungen Beständen erklärbar ist. Somit handelt es sich hier nicht um eine Meidung von Hainbuchen dominierten Beständen, sondern um das Meiden von forstwirtschaftlich stark genutzten Jungholzbeständen. Zahlreiche Autoren bestätigen die Präferenz für weitgehend ungenutzte Buchenalthölzer (STURM 1986, FELDNER & RASS 1999, NÉMETH 2000).

Betrachtet man die restlichen Achsen, die eine signifikante Unterscheidung zwischen Revieren von Zwergschnäpper und Kontrollpunkten liefern, so ist das Vorkommen des Zwergschnäppers sehr wohl an die Hainbuche gebunden. Durch die Faktorenanlayse werden die Zusammenhänge zwischen Hainbuche und anderen Variablen erkenntlich, die schlussendlich zu einer Bindung an die Hainbuche führen. So findet man eine positive Korrelation auf der Achse 3 und 6 zwischen Hainbuchen und Deckung in der mittleren Kronenschicht. Eine ausgeprägte mittlere Kronenschicht entsteht durch den höheren LAI (leaf area index) der Hainbuche gegenüber anderen Baumarten wie Birke, Kiefer oder auch Eiche (HAGEMEIER 2002). Für die größere Gesamtblattoberfläche sind 2 Gründe entscheidend. Einerseits benötigen die Blätter der Hainbuche weniger Licht und andererseits führt der Stockausschlag zur Vergrößerung des Kronenvolumens. Auch Buchen weisen eine höheres Kronenvolumen als Eichen auf, was die Bevorzugung der Buche auf der Achse 1 erklärt. Eine großes Kronenvolumen ist für den Zwergschnäpper entscheidend, da er einen beträchtlichen Teil der Nahrung von der Blattoberfläche aufnimmt (WEBER 1958, FUXA 1991).

Wie wird nun das erhöhte Kronenvolumen und damit eine Vergrößerung der nutzbaren Fläche für den Zwergschnäpper gebildet? Auf Achse 3 wird die mittlere Kronenschicht durch Jungwuchs gebildet. Die Verjüngung findet durch Hainbuchen statt, deren Blätter und Jungpflanzen ausgesprochen schattentolerant sind. Ähnlich schattentolerant ist die Buche, die neben der Hainbuche hauptsächlich zur Verjüngung des Waldes beiträgt (HAGEMEIER 2002). Nach SACHSLEHNER (1992) kommt dem Jungwuchs als Lebensraum des Zwergschnäppers große Bedeutung zu. Ein Verlust der natürlichen Verjüngung durch Durchforstungsmaßnahmen könnte seiner Meinung nach massive Auswirkungen auf den Zwergschnäpper haben. Die Daten aus den Operaten der MA 49, die im Rahmen dieser Studie erhoben wurde, bestätigen diese Aussage. So fanden an über 50 % der Kontrollpunkte Durchforstungsmaßnahmen statt, während waren nur etwa 25 % der Reviere von derartigen Maßnahmen betroffen waren.
Die Eiche zählt im Gegensatz zur Buche und Hainbuche zu den Lichtkeimern (HAGEMEIER 2002). Sie kann nur an Lichtungen aufkommen, wobei sie aufgrund ihrer Langlebigkeit ohne Probleme auf ihre Chance warten kann (NITSCH 1935, LEIBUNDGUT 1978, SPERBER 2000). Auf der Achse 6 wird die mittlere Kronenschicht zwar auch durch Hainbuchen gebildet, aber im Gegensatz zu Achse 3 nicht durch Jungwuchs. Hier entsteht eine ausgeprägte Kronenschicht durch die Nähe zu Gräben, wodurch eine gewisse Strukturierung der Bestände entsteht und das Licht auch weiter nach unten dringen kann.
Die Achse 5 scheint im ersten Moment den Achsen 3 und 6 zu widersprechen, da keine ausgeprägte mittlere Kronenschicht zu finden ist. Die Erklärung liegt hier wieder bei dem hohen LAI der Hainbuche. Und zwar handelt es sich um alte Hainbuchen, da die Variable Jungwuchs negativ mit dem Anteil der Hainbuche korreliert ist. Alte Hainbuchen erreichen ein großes Kronenvolumen, wie auch durch einen niedrigen Kronenansatz deutlich wird. Trotz geringem Kronenschlussgrad ist eine große für den Zwergschnäpper nutzbare Fläche vorhanden. Dieser Achse entsprechen vor allem alte, lichte Eichen-Hainbuchenwälder mit alten Hainbuchen, die gerne von Zwergschnäppern besiedelt werden. Dies widerspricht der bisherigen Meinung, dass Zwergschnäpper Bewohner dunkler Wälder mit hohem

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

rigen Meinung, dass Zwergschnäpper Bewohner dunkler Wälder mit hohem Kronenschlussgrad sind (WEBER 1958, STEINFATT 1937, MÜLLER 1970, TJERNBERG 1984, GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993). Hinweise, dass er auch offene, lichte Wälder besiedelt, wurden meist nur kurz erwähnt und nicht kommentiert, da er nicht ins Bild der bekannten europäischen Vorkommen passte. So kommt der Zwergschnäpper in der Ukraine und in der Moldau-Republik auch in lichten Eichen-Hainbuchenwäldern vor und besiedelt dort sogar Obstanlagen (SOMOW 1897, GANIA & LITWAK 1961, BEIDE ZIT. GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993). Auch FUXA (1991) beschrieb den Zwergschnäpper als Bewohner offener Eichen-Hainbuchenwälder des Lainzer Tiergartens und wies darauf hin, dass der Zwergschnäpper die Krone der alten Hainbuchen zum Jagen nutzt. Also nicht der Kronenschlussgrad an sich ist entscheidend, sondern die Größe der nutzbaren Fläche der Blätter. Auch die Bestände von alten Buchenwäldern, die auf der 1. Achse positiv mit dem Vorkommen von Zwergschnäppern korrelieren, weisen eine dichte Krone in den Wipfeln auf, auch wenn dies nicht auf den ersten Blick ersichtlich ist. Junge von Hainbuchen dominierte Wälder besitzen einen höheren Kronenschlussgrad als Buchenwälder in Klimaxstadium, wodurch die negative Korrelation der alten Buchenbeständen mit dem Schlussgrad in den mittleren und oberen Bereichen erklärt wird. Weiters handelt es sich bei den Buchenwäldern, wie sie durch die 1. Achse charakterisiert sind, meist um Wälder in Grabensituationen, die durch die topographischen Gegebenheiten immer wieder Lücken im Kronenbereich aufweisen können. In naturnahen Altholzbeständen führt das mosaikartige Zusammenbrechen des Bestandes zur Entstehung von Lücken im Kronenbereich bzw. von kleinflächigen Lichtungen. Ebenso entsteht dadurch ein höheres Angebot an liegendem Totholz (KNAPP & JESCHKE 1991). All diese Punkte erklären den im Vergleich zu Jungwäldern geringeren Kronenschlussgrad der alten Buchenwälder, wobei die nutzbare Kronenoberfläche trotz der Lücken in den obersten Kronenschichten im Bereich der Hainbuche liegt und dadurch für den Zwergschnäpper weiterhin attraktiv ist (HAGEMEIER 2002).

Ein weiterer Punkt, der mit der Jagdweise des Zwergschnäppers zu tun hat, ist das Fehlen einer Strauchschicht in etwa 90 % der Revieren. So nutzt der Zwergschnäpper sowohl den Bereich unter der Krone bis zum Erdboden als auch den Erdboden selbst zur Jagd. Die Bedeutung dieses Bereichs als Nahrungshabitat wird in der Literatur unterschiedlich bewertet. So beschreibt WEBER (1958), dass von den Jagdversuchen etwa 15% am Erdboden und 20 % im Flug stattfanden. Auch FUXA (1991) räumt den Bereich unter der Krone große Bedeutung für die Jagd ein. Nach MIESLINGER (1992) sucht der Zwergschnäpper seine Nahrung sogar überwiegend im Bereich unter der Krone. Würde man allein nach dem Ergebnis der logistischen Regression der Rohvariablen gehen, würde die Strauchschicht keine Rolle spielen. Zieht man die Faktorenanalyse hinzu findet man einen Zusammenhang zwischen Vorkommen des Zwergschnäppers und dem Fehlen der Strauchschicht auf der Achse 3, 5 und 6. Selbst auf Achse 1 wird bei genauerer Betrachtung deutlich, dass es sich um Bestände mit fehlender Strauchschicht handelt. Weder in alten Buchenwäldern, die positiv auf die Achse laden, noch in jungen Hainbuchen dominierten Beständen kann sich eine Strauchschicht ausbilden. In Buchenwäldern wird das Aufkommen einer Strauchschicht einerseits durch das geschlossene Kronendach und andererseits durch toxische Inhaltstoffe der Buchenlaubstreu verhindert (SCHERZINGER 1996, HAGEMEIER 2002). In den Jungbeständen sind auch die oberen und mittleren Kronenschichten so dicht, dass keine Strauchschicht entstehen kann. Dadurch ist die fehlende Signifikanz der Strauchschicht auf der ersten Achse zu erklären, da sie nicht zur Trennung von alten Buchenwäldern von jungen Hainbuchen dominierten Wäldern beisteuert. Im Untersuchungsgebiet fehlt die Strauchschicht in den von Zwergschnäppern bevorzugten alten, forstwirtschaftlich weitgehend ungenutzten Buchenwäldern ebenso wie in den Hainbuchen dominierten Jungwäldern.

Wodurch wird die Ausprägung einer Strauchschicht gehemmt? Wie oben erwähnt, fehlt in Buchenwäldern die Strauchschicht durch toxische Stoffe der Blätter und durch die Dichte des Kronenschlusses. Auch in jüngeren Beständen wird durch einen dichten Kronenschluss die Ausbildung einer Strauchschicht verhindert (STURM 1986, MIESLINGER 1992). Weiters wird in der Nähe zu Gräben durch die höhere Feuchtigkeit des Bodens die Ausbildung einer

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Strauchschicht gehemmt. Dies ist auf den Achsen 1 und 6 erkennbar und erklärt z.T. auch die bevorzugte Lage der Reviere in der Nähe zu Gräben, wie die Regression der Rohvariablen ergab. Auf Achse 6 wie auch auf der Achse 3 dürfte zusätzlich der hohe Kronenschlussgrad in der mittleren Kronenschicht ein Aufkommen von Sträuchern verhindern. Interessant wird es bei der Interpretation der Achsen 3 und 5. Hier ist die Strauchschicht negativ mit dem Aufwühlungsgrad durch Wildschweine korreliert. Dies bedeutet, dass durch Wildschweine aber auch durch sonstiges Wild ein Aufkommen der Strauchschicht verhindert wird. Gerade im Lainzer Tiergarten wird deutlich, wie durch eine überhöhte Wilddichte die Bereiche bis 1,5 m über den Erdboden vollkommen kahlgefressen werden. Zusätzlich bewirken die Wildschweine durch regelmäßiges Abbrechen der Äste einen erhöhten Stockausschlag bei der Hainbuche, wodurch es zu einer Vergrößerung des Kronenvolumens kommt (A. MRKVICSKA mündl. Mitt., U. NOPP mündl.). Interessant ist in diesem Zusammenhang noch die Beobachtung von Förstern, dass die Hainbuche indirekt durch Wildschweine gefördert wird, da Schweine aktiv Eicheln und Bucheckern suchen, während die Samen der Hainbuche in dem durch Wildschweine aufgelockertem Boden besser keimen können. Während STAUFER (1996) und MRKVICSKA (mündl. Mitt.) die Hainbuche als weniger fraßanfällig als Esche, Ahorn oder Eiche beschreiben, benötigt die Hainbuche nach WEIHS (1999) Schutzmassnahmen, um vor Verbiss durch Wild und Mäuse geschützt zu werden. Insgesamt ist der Einfluss des Wildes und speziell der Wildschweine schwer zu beurteilen, da im Gegensatz zu ökonomischen Schäden über ökologische Auswirkungen von Wilddichten auf die Waldstruktur wenig bekannt ist (vgl. SCHERZINGER 1996). Durch die vorliegende Studie lässt sich aus der Faktorenanalyse nur eine Reduzierung der Strauchschicht durch hohe Wildschwein- und Schalenwilddichten herauslesen. Zahlreiche Tier- und Pflanzenarten wie beispielsweise die gesamte Bodenfauna und -flora werden durch hohe Wilddichten in Mitleidenschaft gezogen bzw. an der Ausbildung gehindert (A. MRKVICKa mündl., U. NOPP mündl.). Auf das Vorkommen des Zwergschnäppers dürfte die hohe Dichte des Wildes jedoch eine positive Auswirkung haben.

Sowohl in der Regression der Rohdaten als auch nach der Regression der Faktoren kommt dem Alter der Bestände entscheidende Bedeutung zu. Reviere von Zwergschnäppern sind bevorzugt in alten Beständen zu finden, wobei die Siedlungsdichte signifikant mit dem Alter steigt. Der Median von 136 entspricht der in der Literatur erwähnten Bevorzugung alter Bestände um die 100 Jahre (TJERNBERG 1984, FUXA 1991, GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993, NÉMETH 2000). Im Wienerwald werden Bestände unter 44 Jahren nicht besiedelt. Auch TJERNBERG (1984) und MÜLLER (1970) finden in unter 40-50 jährigen Beständen keine Reviere. Die Bedeutung des Alters wird durch die Tatsache, dass 43 % der Reviere in Beständen von mindestens 200 Jahren gefunden wurden, unterstrichen. Besonders im Lainzer Tiergarten dienen sehr alte Eichen als Überhälter, unter denen die Verjüngung vor allem durch Hainbuchen und Buchen einsetzt. Der Zwergschnäpper besiedelt diese verjüngenden Bestände, die eine dichte mittlere Kronenschicht, dafür aber eine fehlende Strauchschicht aufweisen und ausgesprochen totholzreich sind (vgl. Achse 3). Auch Bestände mit alten Hainbuchen werden gerne angenommen, wobei das Vorkommen weiterer Baumarten wie Eiche und Buche keine Rolle spielt (vgl. Achse 5 und 6).

Das Alter wurde in die Analyse inkludiert, weil es für die Forstwirtschaft ein zentrales Merkmal zur Charakterisierung von Wäldern ist. Ökologisch handelt es sich um eine Kombination von Merkmalen und Entwicklungen. So nimmt die Strukturierung des Waldaufbaus z.B. durch Änderungen in der Kronendachausformungen, durch Absterben und Zusammenbrechen von Bäumen oder durch Zunahme des Totholzanteils mit fortschreitenden Alter zu (SCHERZINGER 1996). Variablen wie BHD oder Baumhöhe korrelieren oft eng mit dem Alter, entwickeln sich aber von Baumart zu Baumart unterschiedlich. Besonders in Urwäldern ohne forstwirtschaftliche Eingriffe kommt es zu unterschiedlichen Wuchsgeschwindigkeiten, wodurch es nur bedingt eine Korrelation zwischen Stammstärke und Alter gibt (LEIBUNDGUT 1981, BURSCHEL & WEBER 1990). Somit wäre es besser, das Alter durch eine Kombination von Merkmalen zu ersetzen. Leider ist eine solche Vorgangsweise extrem aufwendig und dadurch in den meisten Studien wie auch in der vorliegenden undurchführbar.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Im Folgenden werden allgemeine Entwicklungen im Laufe der Alterung eines Bestands besprochen, die zu einer Bevorzugung alter Bestände durch den Zwergschnäpper führen. Die Faktorenanalyse liefert wiederum wichtige Ansatzpunkte für die Detailanalyse.. Einen zentralen Punkt nimmt die Zunahme der Phytomasse mit fortschreitenden Alter ein. So weist WALTER (1971) darauf hin, dass die stehende Phytomasse des Waldes bei 50-jährigen Beständen bereits 200 t/ha beträgt und bei 200-jährigen 400 t/ha überschreiten kann, wodurch für den Zwergschnäpper die nutzbare Jagdfläche mit dem Alter steigt. Neben der Zunahme der Phytomasse nehmen Totholzangebot, Epiphyten oder Rauhigkeit der Borke im Laufe der Alterung eines Bestandes zu. Dadurch gewinnt der Bestand an Attraktivität für potentielle Beutetiere des Zwergschnäppers wie Insekten, Spinnen oder Milben (HARDING & ROSE 1986, WEISS 1991, REMMERT 1991, HEISS 1991, MÖLLER 1991). Besonders Totholz ist für viele Insekten-, Milben- und Spinnenarten ein unerlässliche Requisit. Viele Arten verbringen den Großteil oder ihren gesamten Lebenszyklus in Totholz (SCHERZINGER 1996). Nach HARDING & ROSE (1986) leben etwa 20 % der Waldfauna vom toten Holz, von holzzersetzenden Pilzen oder als Räuber von holzzersetzenden Insektenarten (WEISS 1984, OTTE 1989). Ein interessanter Aspekt in diesem Zusammenhang ist die Funktion von liegenden Stämmen als Verbissschutz für die einsetzende Waldverjüngung (MASER ET AL. 1979, STEINBACH 1989, BROGGI & WILLI 1993). Dies könnte dem Zwergschnäpper entgegenkommen, da ihm zur Nestlingszeit ein Umkreis von 50 m um das Nest zur Jagd genügen (STEINFATT 1937, MIESLINGER 1992). So ist der Zwergschnäpper im Lainzer Tiergarten selbst auf kleinräumigen Sukzessionsflächen, auf denen unter 200 – 300 Jahre alten Eichen Hainbuchen aufkommen, zu finden. Weiters entstehen durch umgefallene Bäume sogenannte Lichtschachteffekte, die für Insekten äußerst attraktiv sind, die aber auch vom Zwergschnäpper zum Jagen genutzt werden können (BROGGI & WILLI 1993). Dadurch ist es nicht verwunderlich, dass auf den Achsen 1, 3 und 5 das Vorkommen des Zwergschnäppers positiv mit dem Angebot an liegendem Totholz korreliert. Die Bedeutung von liegendem Totholz wird bei der Regression der Rohvariablen wahrscheinlich durch das Alter überdeckt.

Auch das Nistplatzangebot an Höhlen und Halbhöhlen wird im Laufe der Alterung eines Bestands durch Faulstellen, Abbrechen von Ästen und Risse in der Borke gesteigert (VAN BALEN 1982, BLUME 1991, MÖLLER 1991, RAUH 1993, ZAHNER 1993). Insbesondere in naturnahen und wenig forstwirtschaftlich genutzten Bereichen ist ein hohes Nistplatz- und Nahrungsangebot vorhanden (SANDSTRÖM 1982). Der Zwergschnäpper ist in der Nistplatzwahl ausgesprochen variabel und brütet in Nischen, Halbhöhlen und Höhlen. Das Nest wird in der Regel im Abstand von 1,5 bis wenigen Metern über dem Erdboden angebracht (STEINFATT 1937, MÜLLER 1970), allerdings gibt es Neststandorte bis in 30 m Höhe (ASCHENBRENNER & PETERS 1958, GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993). Die Brutbaumart ist vom Angebot abhängig (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993). Auch die Hainbuche wird gerne als Nistbaum angenommen, so wurden in NE Polen von 25 Nestern 68 % in Hainbuchen angelegt (L. TOMIAŁOJĆ briefl. in GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993). Zur Konkurrenz bei der Nistplatzwahl konnten in der Literatur keine Angaben gefunden werden. Beim nahverwandten Halsbandschnäpper (*Ficedula albicollis*) gibt es unterschiedliche Angaben zur Konkurrenz um den Nistplatz. So kann es durch den späten Ankunftstermin zu einem Konkurrenznachteil kommen (LÖHRL 1957, GUSTAFSON 1988). Nach WESOLOWSKI (1989) und WALANKIEWICZ (1991) gibt es für Höhlenbrüter wie dem Halsbandschnäpper in Urwäldern mit großem Höhlenangebot keine Konkurrenz um den Nistplatz. Allerdings beeinflusst auch die räumliche Verteilung und somit die Verfügbarkeit geeigneter Höhlen die Fitness der Alt- und Jungvögel. So stellte SACHSLEHNER (1992) beim Halsbandschnäpper fest, dass ein geklumptes Angebot zu einem erheblichen Aufwand beim Besetzen einer freien Höhle führen kann, da die Höhlen immer wieder im Revierzentrum eines Nachbarn liegen. Diese Erkenntnis ist nicht direkt auf den Zwergschnäpper zu übertragen, da er im Gegensatz zum Halsbandschnäpper in der Nistplatz weit flexibler ist und auch Halbhöhlen oder Nischen zum Brüten nutzt. TJERNBERG (1984) vermutet, dass Bestände in Schweden unter 50 Jahren arm an Nistplätzen für Zwergschnäpper sind und daher unbesiedelt bleiben. Inwieweit im Untersuchungsgebiet das bestehende Angebot an Nistplätzen limitierend beispielsweise auf die Siedlungsdichte wirkt, kann mit dem vorhandenen Datenmaterial nicht geklärt werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Der Lainzer Tiergarten stellt ein national bedeutendes Vorkommensgebiet des Zwergschnäppers dar und zeichnet sich insbesondere durch die hohen Siedlungsdichten dieser gefährdeten Vogelart aus. Die Analyse der Habitatansprüche des Zwergschnäppers zeigt klar, warum gerade der Lainzer Tiergarten den Lebensraumansprüchen des Zwergschnäppers sehr gut entspricht. Sehr alte Waldbestände sind im Untersuchungsgebiet weitgehend auf den Lainzer Tiergarten beschränkt, gerade Wälder über 200 Jahren beherbergen aber 65 % der nachgewiesenen Reviere. Während an den Kontrollpunkten im Lainzer Tiergarten etwa 20 % der Bestände über 200 Jahre sind, erreichte keiner der vermessenen Waldbestände außerhalb vom Lainzer Tiergarten dieses Alter. Der Anteil der Hainbuchen im Lainzer Tiergarten ist weit höher als außerhalb, und insbesondere ausgesprochen alte Exemplare finden sich fast ausschließlich im Lainzer Tiergarten. Die Entwicklung der Sträucher wird bis zu einer Höhe von 1,5 m durch die hohen Dichten an Wild gehindert. Wenngleich zahlreiche Organismen von einer derart hohen Wilddichte negativ beeinflusst werden, dürfte der Zwergschnäpper davon durchaus profitieren.
Insgesamt entsprechen die Waldbestände im Lainzer Tiergarten dadurch den Anforderungen des Zwergschnäppers, wobei eine Beeinflussung der Ergebnisse durch den hohen Bestand im Lainzer Tiergarten ausgeschlossen werden kann, da der Einfluss des Lainzer Tiergartens aus jeder Variable auspartialisiert wurde.

5.4. Zusammenfassung

In Wien liegt der Bestand des Zwergschnäppers bei 153-240 Brutpaaren, wobei etwa 80 % des Bestandes sich im Lainzer Tiergarten konzentrieren. Der Zwergschnäpper bevorzugt alte Bestände, die mindestens 44 Jahre alt sein müssen. 43 % der Reviere wurden in Beständen über 200 Jahren gefunden. Alten Wäldern kommt auch des hohen Totholzanteils und der großen Phytomasse ein zentraler Stellenwert im Lebensraum des Zwergschnäppers zu. Die Bedeutung des Totholzes ist vielschichtig und kann von der Erhöhung des Insektenangebots bis zur Förderung des Jungwuchses reichen. Eine hohe Phytomasse ist für die Jagd von Bedeutung, da ein Großteil der Nahrung von den Blättern abgelesen wird. Die Höhe der nutzbaren Kronenschicht spielt keine Rolle. So kann sich der Kronenbereich in Buchenwäldern in den obersten Schichten befinden. In Eichen-Hainbuchen-Buchenwäldern bzw. Eichen-Hainbuchenwäldern dagegen werden die mittleren Kronenschichten, die durch die Hainbuche und auch Buche gebildet werden, genutzt. Ein Auslichten der Bestände und damit die Entnahme von Hainbuchen, wie es zur Zeit stattfindet, wirkt sich negativ auf die Population des Zwergschnäppers aus.

Weiters bevorzugt der Zwergschnäpper Bestände mit gering ausgeprägter Strauchschicht, da der Zwergschnäpper auch die Bereiche unterhalb der Krone bis zum Erdboden zum Jagen nutzt. Der Gründe für das Fehlen einer Strauchschicht sind unterschiedlich. In jungen Beständen und in Buchenwäldern wird die Entwicklung durch einen hohen Kronenschlussgrad verhindert. In Buchenwäldern wirken sich zusätzlich toxische Inhaltsstoffe des Laubstreues negativ auf das Aufkommen von Sträuchern aus. Eine weitere Ursache, die besonders im Lainzer Tiergarten zu tragen kommt, ist die hohe Dichte des Wildes, welche durch Verbiss kein Aufkommen einer Strauchschicht ermöglicht.

Gerne wurden Reviere in Grabennähe angelegt. Einerseits führt der Strukturreichtum der grabennahen Bestände zu einer Vergrößerung der nutzbaren Kronenfläche, andererseits wird durch die an diesen Standorten erhöhte Feuchtigkeit das Aufkommen von Sträuchern gehemmt.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

5.5. Managementmaßnahmen

Der Bestand in Wien hat hohe Bedeutung für die gesamte österreichische Population. Somit haben Schutzmassnahmen für den Zwergschnäpper aus ornithologischer Sicht hohe Priorität. Im folgenden sollen kurz die Maßnahmen skizziert werden, die für eine langfristige Sicherung des Zwergschnäpperbestands in Wien notwendig sind.

In alten Beständen, die über 200 Jahre alt sind, sollte kein Eingriff stattfinden (Kap. 6.2.). Derzeit befinden sich vergleichbar alte Waldbestände fast ausschließlich im Lainzer Tiergarten. Entweder sind das Eichen-Hainbuchenwälder mit alten und mächtigen Hainbuchen, oder es handelt sich um Bestände mit einzelnen „Uralteichen“, die die Funktion von Überhältern innehaben, und unter denen sich der Wald verjüngt. Diese Verjüngung findet vor allem durch Hainbuchen und Buchen statt, und diese Bestände sollten nicht durchforstet werden. Hiermit stellt der Lainzer Tiergarten ein national bedeutendes Vorkommensgebiet für den Zwergschnäpper dar. Die großflächige Außernutzungsstellung des Lainzer Tiergartens wäre ein entscheidender und dauerhafter Beitrag zum Schutz des Zwergschnäppers. Es wäre zumindest erforderlich, zentrale Buchenwaldbereiche in denen Zwergschnäpper vorkommen, aus der Nutzung zu nehmen. In erster Linie betrifft das die Bestände entlang des Halterbachs, des Moosgrabens, des Hainbachs bei Hinterhainbach sowie die Buchenbestände des Augustiner Waldes. Auch die Buchen- und Eichen-Hainbuchenbestände am Kasgraben sollten gesichert werden. Aufgrund der Bevorzugung von Grabensituationen durch den Zwergschnäpper stellt die Etablierung eines Netzwerks an forstwirtschaftlich ungenutzten Waldbeständen in Grabensituationen ein geeignetes Schutzinstrument dar. Zusätzlich würde der Wiener Anteil des Wienerwalds durch die Schaffung eines Netzwerks an kleinflächigen Altholzinseln von wenigen ha an Wert für den Naturschutz gewinnen und langfristig wichtige Strukturelemente für den Zwergschnäpper darstellen können (STEIN 1978, SCHERZINGER 1996). Aufgrund der kleinen Reviergrößen kann das Stehenlassen von Eichenüberhältern langfristig positive Auswirkungen auf das Vorkommen des Zwergschnäppers haben.
Wie oben erwähnt wirken sich Durchforstungsmaßnahmen ausgesprochen negativ auf den Bestand des Zwergschnäppers aus. Diese Maßnahmen stellen für das gesamte Ökosystem Wald eine gravierender Eingriff dar, da die Wälder gleichaltrig bleiben, strukturell verarmen und es zu einer gleichmäßigen, unnatürlichen Förderung von Bäumen führt. Die Entnahme von krummen und verwachsenen Stämmen mindert den Strukturreichtum wesentlich, da diese Bäume als Brut- und Nahrungsbäume einen hohen Wert haben (SCHERZINGER 1996). In diesem Zusammenhang sollten jene Maßnahmen überdacht werden, die der Förderung der Eiche im Wienerwald dienen. So wird die Eiche auf Kosten der Hainbuche gefördert. Für den Zwergschnäpper bedeutet diese Förderung einen klaren Lebensraumverslust. Das großräumige Fehlen des Zwergschnäppers außerhalb des Lainzer Tiergartens ist zu einem Teil dieser Maßnahme zuzuschreiben.

Das Belassen von Totholz im Bestand wird z.T. von der MA 49 schon praktiziert. Trotz allem sollte auf die Bedeutung des Totholzes aufmerksam gemacht werden. So werden z.B. noch immer Dürrlinge und tote, aber noch stehende Stämme ausgeschnitten. Diese sollten im Bestand stehen bleiben und dem natürlichen Abbau überlassen werden. Mit steigendem Bestandsalter nimmt auch das Totholzangebot zu. Hier ist noch enormer Handlungsbedarf von Seiten des Naturschutzes gegeben.

Um den Erfolg der Managementmaßnahmen überprüfen zu können, ist ein regelmäßiges Monitoring des Zwergschnäpperbestands und das stichprobenhafte Überprüfen des Bruterfolgs unerlässlich.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

6. Zusammenfassung der Schutzvorschläge für die Waldgebiete auf Wiener Stadtgebiet

6.1. Schutzvorschläge für den Wienerwald

In Mitteleuropa wurden der submontane Buchenwald sowie der Buchen-Eichenwald bislang völlig unzureichend in Wald-Großschutzgebieten erfasst. Aufgrund der hohen überregionalen Bedeutung des Wienerwaldes für den Schutz buchen- und eichenwaldtypischer Waldvögel kommt der Etablierung eines Großwaldschutzgebietes im Wienerwald zentrale Bedeutung zu (SCHERZINGER 1996).
Wegen der unterschiedlichen Lebensraumansprüche der einzelnen gefährdeten Zielarten im Wald, aber auch aufgrund der Vorreiterrolle, die der Wienerwald als Buchen- und Eichenwald-Großschutzgebiet in Mitteleuropa übernehmen könnte, ist die großflächige Außernutzungsstellung des Lainzer Tiergartens anzustreben. Sowohl der Zwergschnäpper als auch der Mittelspecht besitzen im Lainzer Tiergarten ein national bedeutendes Vorkommensgebiet und könnten durch die Ausweisung des Lainzer Tiergartens als Totalreservat nachhaltig geschützt werden. Die Fläche des Lainzer Tiergartens von etwa 2.200 ha entspricht weitgehend dem Flächenanspruch einer überlebensfähigen Population des Mittelspechtes und des Zwergschnäppers (JEDICKE 1994) und würde aufgrund der großflächigen Dimensionierung einen wichtigen Beitrag für den Prozessschutz im Wienerwald leisten. Zweifelsohne stellt die hohe Wilddichte im Lainzer Tiergarten ein schwerwiegendes Problem hinsichtlich der Verjüngungsfähigkeit außer Nutzung gestellter Waldflächen dar. Eine künstliche Aufrechterhaltung einer derart hohen Wilddichte widerspricht somit den Zielsetzungen eines Großwaldschutzgebietes und ist unbedingt aufzugeben.

Sowohl der Mittelspecht als auch der Zwergschnäpper, insbesondere aber die Hohltaube besitzen in den Wienerwaldflächen außerhalb des Lainzer Tiergartens bedeutende Vorkommen. Um die überregionale Bedeutung des Wienerwaldes als Vorkommensgebiet für diese Charakterarten der Buchen- und Eichenwälder zu gewährleisten, müssen Artenschutzmassnahmen ergriffen werden, die auf der gesamten Wienerwaldfläche wirksam sind. In diesem Zusammenhang wird für die einzelnen Arten die Etablierung eines Netzwerks an mittelgroßen und kleinflächigen Totalreservaten in Form von Naturwaldreservaten und Altholzinseln empfohlen. Für die Ausweisung der Reservatsflächen sollten entsprechend der Habitatansprüche der einzelnen Zielarten geeignete Bestände und wichtige Vorkommensgebiet dieser Arten herangezogen werden, wobei keinesfalls nur schlechtwüchsige Böden berücksichtigt werden sollten, da Naturschutzziele vielfach nur in Waldbeständen mit hoher Bonität erreicht werden können (JEDICKE 1997). Aufgrund der Lebensraumansprüche von Mittelspecht, Zwergschnäpper und Hohltaube könnte insbesondere die Außernutzungsstellung der Waldbestände entlang der im Wienerwald weit verzweigten Grabenzüge und Bäche eine zielführende Managementmaßnahme sein. Bei der Dimensionierung der kleinflächigen Waldschutzgebiete ist einerseits eine ausreichende Flächengröße anzustreben, wobei anzumerken ist, dass die bestehenden Naturwaldreservate für viele anspruchsvolle Waldvögel zu kleinflächig dimensioniert sind (ZUNA-KRATKY 1994). Andererseits kann auch eine enge Vernetzung mehrerer kleinflächiger Totalreservate einen wichtigen Beitrag für den Artenschutz leisten. In diesem Zusammenhang soll auch auf die unbedingt anzustrebenden Vernetzungsmaßnahmen auf der „durchschnittlichen“ Wirtschaftswaldfläche außerhalb der Reservate hingewiesen werden. Insbesondere Vogelarten mit hohem Flächenanspruch (z.B. Schwarzspecht, Weißrückenspecht) können nur durch Trittsteinbiotope verteilt auf der gesamten Fläche erhalten werden. Auf Basis der Ergebnisse dieser Studie können das Belassen von kleinen Baumgruppen, Alteichen und (Eichen-)Überhältern in forstwirtschaftlich bewirtschafteten Beständen, die Erhaltung von Höhlenbäumen und Höhlenzentren des Schwarzspechtes, die Erhöhung der Umtriebszeiten sowie die Anreicherung der Bestände mit Totholz als wesentliche Zielsetzungen formuliert werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

6.2. Schutzvorschläge für die Lobau

Durch die Ausweisung der Lobau als Nationalpark wurde ein wichtiger Schritt zur Erhaltung und Förderung der Waldvögel in diesem Naturraum gesetzt. Für eine nachhaltige Sicherung der Auwaldzönose ist eine Einbindung der Lobau in das Überschwemmungsgebiet der Donau anzustreben. Negative Auswirkungen auf den Waldlebensraum sind durch die Gefahrenbaum-Problematik gegeben, weshalb die Umsetzung eines Wegekonzeptes auf Basis vogelkundlicher Daten anzustreben ist. Aufgrund des nicht nationalparkverträglich hohen Wildbestandes und der daraus resultierenden und in der Oberen Lobau besonders massiven Beeinträchtigung der natürlichen Waldverjüngung (REIMOSER et al. 2003) müssen aus Sicht des langfristigen Waldvogelschutzes dringend Maßnahmen ergriffen werden, die zu einer „natürlichen“ Wilddichte führen (z.B. Auflassung von Fütterungen).

6.3. Schutzvorschläge für den Prater und die Alberner Au

Der Prater zeichnet sich durch eine sehr hohe Siedlungsdichte des Mittelspechtes aus, der aufgrund des parkähnlichen Charakters gute Lebensraumbedingungen vorfindet. Dieser Charakter sollte in dieser Flächenausdehnung bewahrt werden. Im Nahbereich der Altarme sowie in der Alberner Au sollte eine möglichst naturnahe Waldentwicklung angestrebt werden.

6.4. Naturschutzfachliche Bedeutung der Maßnahmen

Die Umsetzung der Managementmaßnahmen könnte in der Lobau, im Lainzer Tiergarten und im Wienerwald ein wesentlicher Beitrag zur Erfüllung der Verpflichtungen im Rahmen von NATURA 2000 sein. Auch in der Konzeption eines Biosphärenparks im Wienerwald (ARGE Wienerwald 2002) wurde auf die hohe Bedeutung der auf Wiener Stadtgebiet liegenden, ausgedehnten Eichen- und Buchenbestände zum Schutz der typischen Zönose hingewiesen. Ein Einbringen großer Flächen des Wiener Stadtgebietes in die Konzeption des Biosphärenparks ist wünschenswert und aufgrund der hier konzentrierten Schutzinhalte, beispielsweise eben Mittelspecht, Zwergschnäpper und auch Hohltaube, als notwendig zu erachten. Neben der Finanzierung sowohl der großflächigen Reservatsflächen als auch der kleineren Schutzgebiete sollten insbesondere Finanzmittel für die Umsetzung von artenschutzrelevanten Managementmaßnahmen auf der Gesamtfläche des Wienerwaldes zur Verfügung stehen. Das Anreicherung des Waldes mit Totholz sowie das Stehenlassen von Überhältern und Höhlen- und auch Horstbäumen sollte jedoch im Zuge einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung in der forstlichen Praxis auf der gesamten Wirtschaftswaldfläche Berücksichtigung finden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

7. Literatur

ARGE WIENERWALD (2002): Machbarkeitsstudie Wienerwald. Eignung des Wienerwaldes für einen Nationalpark oder Biosphärenpark. Im Auftrag der NÖ Landesregierung, Abteilung Forstwirtschaft und der Magistratsabteilung 49, Forstamt der Stadt Wien.

ASCHENBRENNER, L. & H. PETERS (1958): Über die Verbreitung des Zwergschnäppers (*Ficedula parva*) in der Umgebung Wiens und sein Vorkommen in Österreich. Egretta 1, 17-21.

BALEN, J. H. VAN, BOOY, C. J. H., FRANKEKER, J. A. VAN, & E. R. OSIECK (1982): Studies on hole-nesting birds in natural nest sites. 1. Availability and occupation of natural nest sites. Ardea 70: 1-24.

BECKER, M. & HEYNE, K.-H. (1994): Verbreitung und Bestand des Mittelspechtes *(Dendrocopos medius)* im Raum Trier, westliche Rheinland-Pfalz. Dendrocopos. Faunistik, Floristik und Naturschutz im Regierungsbezirk Trier. 21: 17-27 + Anhang.

BERG, H.-M. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Vögel (*A ves*), 1. Fassung 1995. NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wien, 184pp.

BERG, H.-M. & ZUNA-KRATKY (1992): Die Brutvögel im Wienerwald. Eine kommentierte Artenliste (Stand August 1991). Vogelkundl. Nachr. Ostösterr. 3/1: 1-11.

BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Ulmer Verlag, Stuttgart, 350 pp.

BIBBY C. J., BURGESS N. D., HILL D. A. (1995): Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag, Radebeul.

BLAB, J. (1984): Grundlagen für den Biotopschutz für Tiere. Kilda-Verlag, Greven.

BLUME, D. (1991): Die Bedeutung des Alt- und Totholzes für heimische Spechte – Folgerungen für die Forstwirtschaft. Natursch. Zentr. Nordrh. Westf. Seminarber. 10: 48-50.

BLUME, D. (1993): Die Bedeutung von Alt- und Totholz für unsere Spechte. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege in Bad,-Württ. 67, 157-162.

BÖCK, F. (1983): Biotopkartierung der MA 22 - Vogelkartierung. Studie im Auftrag der MA 22.

BORTZ, J. (1993): Statistik für Sozialwissenschaftler. Springer Verlag. Berlin-Heidelberg-New York.

BRUCK, M., N. HAMMER, F. NEUWIRTH & G. SCHAFFAR (1983): Meteorologische Daten und Berechnungsverfahren. Österr. Ges. Sonnenenergie und Weltraumfragen (ASSA).

BROGGI, M. & G. WILLI (1993): Waldreservate und Naturschutz. Beitr. Naturschutz in der Schweiz 13.

BRULAND, W. (1993): Über Lebensräume und Verbreitung des Mittelspechtes (Dendrocopos medius) in Baden-Würtenberg. Beih. Veröff. Naturschutz. Landschaftspflege Bad.-Württ. 76, 5-8.

BÜHLMANN, J. (1991): Erinnerung an eichenreiche Zeiten – Mehr Mittelwälder für den Mittelspecht. Ornis 2, 29-31.

BÜHLMANN, J. (1993): Nachhaltige Bewirtschaftung von Eichenwäldern – Grundlage für den für den Schutz des Mittelspechtes (*Dendrocopos medius*). Beih. Veröff. Naturschutz. Landschaftspflege Bad.-Württ. 67, 163-169.

BÜHLMANN, J. & PASSINELLI, G. (1996): Beeinflussen kleinflächige Waldnutzung und Wetter die Siedlungsdichte des Mittelspechtes *Dendrocopos medius*. Ornithol. Beob. 93: 267-276.

BURSCHEL, P. & M. WEBER (1990): Wald und Treibhauseffekt – wird die Rolle von Forst- und Holzwirtschaft unterschätzt? In: Stiftung Wald in Not, Band 5: 16-44.
Wien und Zentralanst. Meteorologie und Geodynamik

CYR, A. & OELKE, H. (1976): Vorschläge zur Standardisierung von Biotopbeschreibungen bei Vogelbestandsaufnahmen im Waldland. Vogelwelt 97: 161-175.

DÖRRIE, H. H. (2001): Der Mittelspecht *Picoides medius* in Süd-Niedersachsen – Bilanz einer qualitativen Bestandsaufnahme im Frühjahr 2000 mit Anmerkungen zu seiner Naturgeschichte Naturkundl. Ber. Fauna Sü-Niedersachs. 6: 122-140.

DVORAK, M., RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Ergebnisse

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

der Brutvogelkartierung 1981-1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde. Umweltbundesamt Wien. 527pp.

ECKMÜLLER, O., W. FLECK, C. FRAISSL, B. POSCH & F. REIMOSER (2001): Naturrauminventur (Wald) im Nationalpark Donau-Auen. Stichprobeninventur 1998/99. Wien.

FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlang/Eching. 879pp.

FLADE, M. (2001): Aktuell laufende Untersuchungen an Spechten in den Großschuztgebie ten Brandenburgs – unter besonderer Berücksichtigung des Mittelspechtes *Picoides medius*. Vortrag, International Woodpecker Symposium, Berchtesgaden.

FLESCH, P. & FRAISSL, C. (1994): Naturwaldreservate im Wienerwald. Vorstudie. Im Auftrag der MA 49, Forstamt der Stadt Wien.30pp + Anhang.

FOWLER, J. & L. COHEN (O. J.): Statistics for Ornithologists. BTO Guide No 22.

FRANK, G. & BERG, H.-M. (2001): Verbreitung und Schutz des Schwarzstorches im Wiener wald. Projektbericht an die Österreichischen Bundesforste. 32pp + Anhang.

FUXA, H. (1991): Habit und Habitat des Kleinen Fliegenschnäppers, Muscicapa parva, besonderlich in den Waldungen des Lainzer Tiergartens bei Wien. Eigenverlag. Wien.

GLÜCK, H. (1895): Die Vogelwelt des Praters. Schwalbe.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 13/I: 85-118.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9, 1.148pp.

GÜNTHER, E. (1992): Untersuchung zum Brutbestand, zur Bestandsentwicklung und zum Habitat des Mittelspechtes (*Dendrocopos medius)* im nordöstlichen Harz (Sachsen-Anhalt). Orn. Jber. Mus. Heineanum 10:31-53.

GÜNTHER, E. & HELLMANN, M. (1997): Der Mittelspecht und die Buche: Versuch einer Inter pretation seines Vorkommens in Buchenwäldern. Ornithol. Jber. Mus. Heineanum 15: 97-108.

GUSTAFSSON, L. (1988): Inter- and intraspecific competition for nest holes in a population of Collared Flycatcher *Ficedula albicollis*. Ibis 130: 11-16.

HAGEMEIER, M. (2002): Funktionale Kronenarchitektur mitteleuropäischer Baumarten am Beispiel von Hängebirke, Waldkiefer, Traubeneiche, Hainbuche, Winterlinde und Rotbuche. Dissertationes Botanicae, Band 361. Gebr. Borntraeger. Stuttgart.

HARDING, P. & F. ROSE (1986): Pasture woodlands in lowland Britain. A review of their importance for wildlife conservation. Ins. Terr. Ecology Huntingdon.

HEINRICH, C. (1997): Konzeption zum Schutz und zur Entwicklung naturbelassener Laubwaldökosysteme in großflächigen Waldschutzgebieten im Bundesland Hessen. Vogel und Umwelt 9: 139-159.

HEINZE, J. (1995): Der Mittelspecht (Dendrocopos medius) und die Gefährdung seines Lebensraumes im nordwestlichen Teil des Hildesheimer Waldes. Naturkdl. Mitt. Orn. Verein Hildesheim 16: 103-118.

HEISS, G. (1991): Notwendigkeit und Bedeutung von Waldschutzgebieten für Arten- und Ökosystemschutz unter Berücksichtigung von Altholz- und Totholzzönosen. Natursch. Zentr. Nordrh. Westf., Seminarber. 10: 62-67.

HOCHEBNER, T. (1993): Siedlungsdichte und Lebensraum einer randalpinen Population des Mittelspechtes (*Picoides medius*) im niederösterreichischen Alpenvorland. Egretta 36, 25-37.

HOCHEBNER, T. & SAMWALD, O. (1996): Untersuchungen zu Schlafplatzverhalten und Aktionsraum der Hohltaube (*Columba oenas*) in Wien. Egretta 39, 1-54.

HOVESTADT, T., ROESER, J. & MÜHLENBERG, M. (1992): Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. Ber. Aus der Ökol. Forschung 1, Forschungszentrum Jülich, Jülich.

IMHOF, G. (1999): Ökologische Entwicklungsziele für den Nationalparkteil Lobau. Zusammen-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

fassender Bericht des gleichnamigen Arbeitskreise im Hinblick auf das Projekt „Hochwasserschutz Lobau“ des verbesserten Hochwasserschutzes von Wien. Unter Mitarbeit von Goldschmied, U., Michlmayr, F., Baumgartner, C. & Lazowski, W.

JEDICKE, E. (1994): Biotopverbund. Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. Eugen Ulmer, Stuttgart, 287pp.

JEDICKE, E. (1997): Buchen-Altholzinseln als Naturschutz-Instrument im Wald. Avifauna und Habitatstruktur im Vergleich mit Wirtschaftswäldern – Erfolgskontrolle eines Schutzprogrammes an Beispielen aus Nordwesthessen. Vogel und Umwelt 9, 93-117.

JENNI, L. (1977): Zur Bestandsentwicklung und Biotopwahl von Mittelspecht und Buntspecht, *Dendrocopos medius* und *major*, im Allschwiler-Wald bei Basel. Der Ornthologische Beobachter 74, 62-70.

KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. Ulmer Verlag/Stuttgart.

KNAPP, H. & L. JESCHKE (1991): Naturwaldreservate und Naturwaldforschung in den ostdeutschen Bundesländern. Schriftenr. Vegetationskunde/Bonn 21: 21-54.

KOLLAR, H.-P. & SEITER, M. (1989): Biotopstruktur und Vogelfauna in den Donau-Auen östlich von Wien. Studie im Auftrag der Österreichischen Donaukraft AG. 43pp + Anhang.

KREEB, K. H. (1983): Vegetationskunde. Ulmer Verlag Stuttgart.

LEIBUNDGUT, H. (1978): Über die Dynamik europäischer Urwälder. Allg. Forst Z./München 33: 686-688, 690.

LEIBUNDGUT, H. (1981): Europäische Urwälder der Bergstufe, dargestellt für Forstleute, Naturwissenschaftler und Freunde des Waldes. Haupt Verlag/Bern-Stuttgart.

LIESEN, J. (1994): Aspekte der Verwendung des Mittelspechtes (Picoides medius) als Leitart für die Bewertung ehemaliger Mittelwälder. Verlag Natur in Buch und Kunst, Neunkirchen. 91pp.

LÖHRL, H. (1957): Populationsökologische Untersuchungen beim Halsbandschnäpper (*Ficedula albicollis*). Bonn. Zool. Beitr. 5: 130-177.

MANLY, B. F. J. (1994): Multivariate Statistical Methods. 2. Edition. Chapman & Hall.

MASER CH., ANDERSON, R., CROMACK, K., WILLIAMS, J. & R. MARTIN (1979): Dead and down woody material. In: Thomas: Wildlife habitats in managed forests. USDA Forest Agric. Handbook 553: 78-95.

MEYER, W. & MEYER, B. (2001): Bau und Nutzung von Schwarzspechthöhlen in Thüringen. Abh. Ber. Mus. Heineanum 5. Sonderheft, 121-131.

MICHALEK, K. (1998): Die Rolle der Geschlechter bei Buntspecht (Picoides major) und Mittelspecht (Picoides medius). Dissertation, Universität Wien.131pp.

MICHALEK, K.G., AUER, J., GROßBERGER, H., SCHMALZER, A. & WINKLER, H. (2001): Die Einflüsse von Lebensraum, Witterung und Waldbewirtschaftung auf die Brutdichte von Bunt- und Mittelspecht (*Picoides major* und *P. medius*) im Wienerwald. Abh. Ber. Mus. Heineanum 5. Sonderheft, 31-58.

MIESLINGER, N. (1992): Der Zwergschnäpper *Erythrosterna parva* im Naturschutzgebiet „Östliche Chiemgauer Alpen“. Monticola Bd. 7: 19-20.

MÖCKEL, R. (1988): Die Hohltaube. Die Neue Brehm-Bücherei, 1. Auflage. 199pp.

MÖLLER, G. (1991): Schutz- und Entwicklungskonzepte für holzbewohnende Insekten in Berliner Forsten am Beispiel des Spandauer Stadtparkes. Berliner Naturschutzbl. 35: 143-158.

MÜHLENBERG, M. & T. HOVESTADT (1992): Das Zielartenkonzept. Nord. Natursch. Akad. (NNA)/Schneverdingen, Ber. 5: 36-40.

MÜLLER, S. (1970): Das Brutvorkommen des Zwergschnäppers bei Warnemünde 1964-1968. Falke 17: 76-82.

NÉMETH, C. (2000): A kis légykapó (Ficedula parva) élöhelyválasztása a Köszegi-hegységben. Ornis Hungarica 10: 79-85.

NITSCH, H. (1935): Steppenheide oder Eichenwald. Eigenverlag/Weimar.

O´CONNOR, R. J. & MEAD, C. J. (1984): The Stock Dove in Britain 1930 - 80. Brit. Birds 77: 181-201.

OTTE, J. (1989): Ökologische Bedeutung von Wildwurfflächen für die Insektenfauna. Teil I =

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Waldhygiene 17: 193-247; Teil II= Waldhygiene 18: 1-36.
PASSINELLI, G. (1999): Relations between Habitat Structure, Space Use and Breeding Success of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius*. Dissertation, Universität Zürich. 93pp.
PECHACEK, P. (1995): Spechte im Nationalpark Berchtesgaden. Forschungsbericht 31. 183pp.
PERZINA, E. (1891): Der Zwergfliegenschnäpper im Wiener Prater. Orn. Jahrbuch Bd. II: 238.
PETTERSSON, B. (1983): Foraging behaviour of the middle spotted woodpecker in Sweden. Holarct. Ecol. 6, 263-269.
PILLMANN, W., K. KELLNER, G. MANNSBERGER, M. HOLZWIESER & H. MAUSER (1990): Waldzustand Wienerwald im Stadtgebiet Wien. Im Auftrag d. MA22.
PLINZ, W. (1981): Die Hohltaube (Columba oenas) im Kreise Lüchow-Dannenberg. – Lüchow-Dannenb. Orn. Jb. 8: 15-54.
PTUSHENKO & INOZEMTSEV (1968): In Cramp, S. (ed.) (1985): Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Vol. 4. Oxford University Press, Oxford.
RAUH, J. (1993): Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen. Naturwaldreservate/Schriftenr. Bayer. Staatsmin. ELF 2.
REIMOSER, F., REIMOSER, S., LEITNER, H. & SCHEIDERBAUER, B. (2003): Wildtierökologisches Monitoring im Nationalpark Donau-Auen im Jahr 2002. Unveröffentlichter Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie der Veterinärmedizinischen Universität, Wien.
REMMERT, H. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. Laufener Seminarbeiträge 5, 5-15.
RIESS, W. (1986): Konzepte zum Biotopverbund im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern. Laufener Seminarbeitr. 10, 102-115.
RUGE, K. & GÖRZE, H.-J. (2001): Populationsstudien am Mittelspecht *Picoides medius* in einem Eichenhudewald (Baden-Württemberg). Abh. Ber. Mus. Heineanum 5. Sonderheft, 95-106.
SACHSLEHNER, L. M. (1992): Zur Siedlungsdichte der Fliegenschnäpper (Muscicapinae s. str.) auf stadtnahen Wienerwald-Flächen Wiens mit Aspekten des Waldsterbens und der Durchforstung. Egretta 35: 121-153.
SACHSLEHNER, L. (1995): Lainzer Tiergarten. In: Dvorak, M. & Karner, E.: Important Bird-Areas in Österreich. Monographien Bd. 71. Wien. Umweltbundesamt. 77-86.
SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Mitt. Landesmuseum Joanneum Zoologie, Graz. 432pp.
SANDSTRÖM, U. (1992): Cavities in trees: their occurence, formation and importance for hole nesting birds in relation to silvicultural pracise. Dissertation, Univ. Uppsala.
SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 447pp.
SCHERZINGER, W. (2002): Tagung „Schutz des Wienwaldes“ der Österreichischen Naturfreunde am 19.4.2002, Wien. Vortrag.
SCHNEIDER, H. (1981): Die Avifauna des Wiener Praters und der Alberner Au. Hausarbeit Univ. Wien. 76pp.
SEEWITZ, A. & KLAUS, S. (1999): Bestandsentwicklung und Bruterfolg des Schwarzstorches *Ciconia nigra* in Thürigen. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 36: 48-54.
SOKAL, R. R. & F.J. ROHLF (1995): Biometry. Third Edition. W. H. Freeman and company. New York.
SPERBER, G. (2000): Buchen-Eichen-Urwälder und die Megaherbivoren. Forstliche Reiseeindrücke aus dem Iran. LWF-Bericht 27.
SPITZNAGEL, A. (1993): Warum sind Spechte schwierig zu erfassende Arten? Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 59-70.
STAUFER, R. (1996): Waldbauliche Erfahrungen mit der Hainbuche im Forstamt Arnstein. LWF-Bericht Nr. 12. Bayer. Landesanstalt f. Wald u. Forstwirtschaft.
STEIN, J. (1981): Biotopschutzprogramm Altholzinseln im hessischen Wald. Beih. Veröff. Na

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

tursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 20, 91-110.
STEINBACH, J. (1989): Der Wald in ökösozialen Zeiten. Natursch Steiermark 29: 3-8.
STEINER, M. (1994): Ergebnisse einer Brutvogelkartierung in einem Schwarzkiefern-Naturwaldreservat im südlichen Wienerwald. Vogelk. Nachr. Österr. 4, 113-119.
STEINER, M. & KAUTZ, W. (1997): Brutvogelkartierung im Naturwaldreservat „Gaisberg" bei Merkenstein im Jahr 1996. Vogelkundl. Nachr. Österr. 1, 1-6.
STEINFATT, O. (1937): Beobachtungen über das Brutleben des Zwergfliegenschnäppers in der Rominter Heide. Orn. Mber. 45, 1-7.
STURM, A. (1986): Der Zwergschnäpper, *Ficedula parva*, in der Sächsischen Schweiz. Beitr. Vogelkd. 32: 1-12.
SZIEMER, P. (1988): Beiträge zur Ethologie und Ökologie der Hohltaube, *Columba oenas L, 1758*. Dissertation Universität Wien. 131pp.
THOMAS, J. (Hrsg.: 1979): Wildlife habitats in managed forests – the Blue Mountains of oregon and Washington. USDA Forest Service, Agirc. Handbook 553.
TJERNBERG, M. (1984): Mindre flugsnapparens *Ficedula parva* biotopval I Östra Svealand. Var Fagelvärld 43: 275-282.
TOMIAŁOJĆ, L., WESOŁOWSKI, T. & W. WALANKIEWICZ (1984): Breeding bird community of a primaeval temperate forest (Bialowieza National Park, Polan). Acta orn. 20: 241-310.
WALANKIEWICZ (1991): Do secondary cavity-nesting birds suffer more from competition or from predation in a primeval deciduous forest? Nat. Areas J. 11: 203-212.
WALTER, H. (1971): Biosphäre, Produktion der Pflanzendecke und Stoffkreislauf in ökologisch-geographischer Sicht. G. Z. 59 (2): 116-130.
WEBER, H. (1958): Beobachtungen am Nest des Zwergschnäppers. J. Orn. 99, 1958, 160-172.
WEIHS, U. (1999): Waldpflege - Ein geeignetes Instrument zur Steuerung der vielfältigen Waldfunktionen. FHS Hildesheim/Holzminden, Fb. Forstwirtschaft u. Umweltmanagement. Göttingen.
WEISS, J. (1984): Ein Netz von Buchen-Altholzinseln als Beispiel eines Biotop-Verbundsystems. LÖLF Mitt. 9: 38-43.
WEISS, J. (1991): Ökologische Bedeutung von Alt- und Totholz in Wald und Feldflur. Natursch. Zentr. Nordrh. Westf., Seminarbericht 10: 4-5.
WESOLOWSKI, T. (1989): Nest-sites of hole-nesters in a primaeval temperate forest (Bialowieza National Park, Poland). Acta Orn. 25: 321-351.
WICHMANN, G. & K. DONNERBAUM (2001): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel Ergebnisse der Gartenvogelkartierung Wendehals (Jynx torquilla, L.) und Gartenrotschwanz (Phoenicurus phoenicurus, L.). Studie i. Auftr. d. MA 22-Wien.
WINKLER, H., CHRISTIE, D. A. & NURNEY, D. (1995): Woodpeckers – A Guide to Woodpeckers, Piculets and Wrynecks of the World. Mountfield.
ZABRANSKY, P. (1998): Der Lainzer Tiergarten als Refugium für gefährdete xylobionte Käfer (Coleoptera). Z.Arb. Gem. Öst. Ent. 50 (3/4): 95-117.
ZABRANSKY, P. (2003): Bedeutung von Totholz und Strukturvielfalt für die Biodiversität im Nationalpark Donau-Auen an Beispielen selten gewordener Käfer (Insecta: Coleoptera). Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
ZAHNER, V. (1993): Höhlenbäume und Forstwirtschaft. Allg. Forst Z./München 1993/11: 538-540.
ZUNA-KRATKY, T. (1990): Die Bedeutung des Areals um das Körnerschlössel für die heimische Vogelwelt. Zusammenstellung u. Kartierungsbericht. 1990.
ZUNA-KRATKY (1990): Beobachtungen zur Brutzeit 1990. Vogelkundl. Nachr. Ostösterr. 4:21-26.
ZUNA-KRATKY, T. (1994): Die Bedeutung von Naturwaldreservaten im Wienerwald für bedrohte Waldvögel. In: Urwälder für die Zukunft: Naturwaldreservate im Wienerwald. Arbeitstagung 1994 in Purkersdorf. Freunde der Wienerwaldkonferenz (Hrsg.), Pur kersdorf. 83-90.
ZUNA-KRATKY, T. & BERG, H.-M. (1995): Wienerwald. In: Dvorak, M. & Karner, E.: Important BirdAreas in Österreich. Monographien Bd. 71. Wien. Umweltbundesamt. 127-133.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

8. Anhang

Anhang 1: Liste der Variablen, die in die Analyse der Habitatpräferenzen eingingen. In der zweiten Spalte ist die Art der Transformation, die durchgeführt worden ist, zu finden.

HOHLTAUBE

Variablen	Art der Transformation
Entfernung zur nächsten Nichtholzbodenfläche	Logarithmische Transformation
Entfernung zum nächsten Weg	Logarithmische Transformation
Baumdichte (∅ > 20 cm)	Logarithmische Transformation
Mittlerer Brusthöhendurchmesser (BHD)	Logarithmische Transformation
Anzahl toter aufrecht stehender Stämme	Wurzeltransformation
Volumen liegender Stämme (∅ > 20 cm)	Logarithmische Transformation
Bedeckungsgrad Vegetation	Arcsin-Transformation
Anteil aufgewühlter Stellen	Arcsin-Transformation
Anteil Eiche	Arcsin-Transformation
Anteil Buche	Arcsin-Transformation
Anteil Hainbuche	Arcsin-Transformation
Anteil diverser Laubhölzer	Arcsin-Transformation
Kronenschlussgrad	Wurzeltransformation
Einstrahlung	Logarithmische Transformation
Entfernung zum nächsten Ackerland	Logarithmische Transformation

MITTELSPECHT

Variablen	Art der Transformation
Anzahl toter Äste (∅ > 20 cm)	Wurzeltransformation
Baumdichte (∅ > 20 cm)	Logarithmische Transformation
Mittlerer Brusthöhendurchmesser (BHD)	Logarithmische Transformation
Anzahl toter aufrecht stehender Stämme	Logarithmische Transformation
Anteil grobborkiger Bäume	Arcsin-Tranformation
Alter des Bestandes	Logarithmische Transformation
Kronenschlussgrad in oberster Schicht	Arcsin-Tranformation
Mittlere Einstrahlung	Keine Transformation

ZWERGSCHNÄPPER

Variablen	Art der Transformation
Entfernung zum nächsten Graben	Logarithmische Transformation
Baumdichte (∅ > 20 cm)	Keine Transformation
Mittlerer Brusthöhendurchmesser (BHD)	Logarithmische Transformation
Krone 1	Arcsin-Tranformation
Krone 2_3	Arcsin-Tranformation
Krone 4	Arcsin-Tranformation
Anzahl toter aufrecht stehender Stämme	Wurzeltransformation
Volumen toter, liegender Stämme (∅ > 20 cm)	Logarithmische Transformation
Anzahl toter Äste am Baum	Wurzeltransformation
Jungwuchs	Keine Transformation
Mittlere Höhe des Kronenansatzes	Logarithmische Transformation
Anteil aufgewühlter Stellen	Arcsin-Tranformation
Anteil Eiche	Arcsin-Tranformation
Anteil Buche	Arcsin-Tranformation
Anteil Hainbuche	Arcsin-Tranformation
Alter der Bestände	Logarithmische Transformation
Mittlere Einstrahlung	Keine Transformation

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Anhang 2: Ergebnis der Faktorenanalyse der Habitatparameter des Zwergschnäppers. In der oberen Hälfte sind die Faktorenladungen zu finden. In der unteren Hälfte der Tabelle sind die Signifikanzen aufgelistet. Die Signifikanzen wurden mit Hilfe einer Randomisierung überprüft. Für jede Achse wurde die Bonferroni-Korrektur durchgeführt. Fett sind jene Variablen, welche auch nach der Bonferroni-Korrektur noch Signifikanzen aufweisen, kursiv jene, die zwar signifikant auf die Achse laden, aber aufgrund der Bonferroni-Korrektur mit Vorsicht zu interpretieren sind. n=193.

Variable	Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4	Achse 5	Achse 6
Entfernung zum nächsten Graben	**0,255**	0,107	-0,092	**0,242**	**0,445**	**-0,587**
Baumdichte (∅ > 20 cm)	**0,415**	**-0,346**	**-0,173**	**0,247**	**0,287**	**0,208**
Mittlerer Brusthöhendurchmesser (BHD)	**-0,775**	**0,287**	*0,152*	0,074	-0,081	0,1
Krone 1	-0,025	**0,229**	**-0,438**	**-0,27**	**-0,439**	**-0,208**
Krone 2_3	**0,367**	**0,349**	**0,183**	**-0,404**	0,059	**0,212**
Krone 4	*0,164*	**-0,454**	0,133	**0,387**	0,007	0,077
Anzahl toter aufrecht stehender Stämme	**0,658**	0,024	**0,395**	-0,109	**-0,303**	-0,096
Volumen toter, liegender Stämme (∅ > 20 cm)	**-0,228**	**0,34**	**0,21**	**-0,399**	**0,275**	-0,011
Anzahl toter Äste am Baum	-0,122	**0,291**	**0,485**	**0,371**	**-0,444**	-0,091
Anteil Eiche	-0,006	**0,456**	**-0,247**	**0,626**	-0,003	-0,093
Anteil Buche	**-0,421**	**-0,634**	**0,217**	**-0,44**	0,116	-0,012
Anteil Hainbuche	**0,319**	**0,389**	**0,234**	**0,209**	**0,417**	**0,283**
Alter der Bestände	**-0,542**	**0,484**	**0,259**	0,118	**0,151**	**0,205**
Mittlere Einstrahlung	**0,308**	**0,16**	**-0,394**	-0,067	-0,079	**0,606**
Jungwuchs	**0,577**	0,132	**0,512**	-0,081	**-0,275**	-0,024
Mittlerer Kronenansatz	**-0,256**	**-0,481**	0,067	**0,445**	**-0,283**	**0,247**
Anteil aufgewühlter Stellen	-0,059	**-0,225**	**0,697**	0,087	**0,205**	0,008
Entfernung zum nächsten Graben	**0,000**	0,144	0,204	**0,001**	**0,000**	**0,000**
Baumdichte (∅ > 20 cm)	**0,000**	**0,000**	**0,012**	**0,000**	**0,000**	**0,002**
Mittlerer Brusthöhendurchmesser (BHD)	**0,000**	**0,000**	*0,034*	0,288	0,270	0,172
Krone 1	0,744	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,005**
Krone 2_3	**0,000**	**0,000**	0,017	**0,000**	0,410	**0,002**
Krone 4	**0,026**	**0,000**	0,062	**0,000**	0,911	0,289
Anzahl toter aufrecht stehender Stämme	**0,000**	0,740	**0,000**	0,144	**0,000**	0,200
Volumen toter, liegender Stämme (∅ > 20 cm)	**0,000**	**0,000**	**0,004**	**0,000**	**0,001**	0,893
Anzahl toter Äste am Baum	0,096	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**	0,212
Anteil Eiche	0,954	**0,000**	**0,000**	**0,000**	0,983	0,223
Anteil Buche	**0,000**	**0,000**	**0,001**	**0,000**	0,107	0,822
Anteil Hainbuche	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,005**	**0,000**	**0,000**
Alter der bestände	**0,000**	**0,000**	**0,001**	0,089	**0,025**	**0,000**
Mittlere Einstrahlung	**0,000**	**0,024**	**0,000**	0,354	0,278	**0,000**
Jungwuchs	**0,000**	0,080	**0,000**	0,251	**0,000**	0,717
Mittlerer Kronenansatz	**0,000**	**0,000**	0,325	**0,000**	**0,000**	**0,000**
Anteil aufgewühlter Stellen	0,407	**0,003**	**0,000**	0,232	**0,006**	0,904

Anhang 3: Kennwerte der Faktorenanalyse. n=193.

Achse	Eigenwert	Varianzanteil	Kumulierter Varianzanteil
1	2,57	15,12	15,12
2	2,11	12,43	27,55
3	1,88	11,05	38,61
4	1,68	9,88	48,49
5	1,26	7,42	55,91
6	1,07	6,29	62,20

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Natur und Naturschutz - Studien der Wiener Umweltschutzabteilung (MA 22)

Jahr/Year: 2003

Band/Volume: 55

Autor(en)/Author(s): Wichmann Gábor, Frank Georg

Artikel/Article: Bestandserhebung der Wiener Brutvögel, Ergebnisse der Spezialkartierung Waldvögel - Bericht 2003 - Teil 2 16-53