

# *Bestandserhebung der Wiener Brutvögel*

**Ergebnisse der  
Spezialkartierung Waldvögel**

von Gábor Wichmann & Georg Frank



unter Mitarbeit von:  
Karin Donnerbaum und Thomas Zuna-Kratky



Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien

Wien im März 2003

## INHALT

<b>1. Einleitung</b>	<b>4</b>
<b>2. Methode</b>	<b>4</b>
<b>3. Ergebnisse - Hohltaube</b>	<b>8</b>
3.1. Verbreitung und Siedlungsdichte der Hohltaube in Wien	8
3.2. Brutbestand der Hohltaube auf Wiener Stadtgebiet	9
3.3. Habitatansprüche der Hohltaube	10
3.4. Diskussion	11
3.4.1. Naturschutzfachliche Bedeutung der Hohltauben-Vorkommen in Wien	11
3.4.2. Vergleichende Diskussion von Verbreitung, Brutbestand und Siedlungsdichte	11
3.4.3. Vergleichende Diskussion der Habitatansprüche	13
3.5. Managementmaßnahmen	15
3.5.1. Großwaldschutz	15
3.5.2. Naturwaldreservate und Altholzinseln in Wirtschaftswäldern	15
3.5.3. Überhälter und Höhlenbäume	16
3.5.4. Anhebung der Umtriebszeiten	16
3.5.5. Totholz	16
3.5.6. Erhaltung und Förderung der Nahrungshabitate	17
<b>4. Ergebnisse - Mittelspecht</b>	<b>18</b>
4.1. Verbreitung des Mittelspechtes auf Wiener Stadtgebiet	18
4.2. Bestand und Siedlungsdichte des Mittelspechtes	18
4.3. Bestandshochrechnung des Mittelspechtes für das Wiener Stadtgebiet	19
4.4. Habitatansprüche des Mittelspechtes	20
4.4.1. Grobborkige Bäume	21
4.4.2. Bestandsalter	21
4.5. Diskussion	23
4.5.1. Naturschutzfachliche Bedeutung der Mittelspechtvorkommen auf Wiener Stadtgebiet	23
4.5.2. Vergleichende Diskussion der Verbreitung und Siedlungsdichte des Mittelspechtes in Wien	24
4.5.3. Vergleichende Diskussion der Lebensraumansprüche	24
4.6. Managementmaßnahmen	26
4.6.1. Managementmaßnahmen in der Lobau	27
4.6.1.1. Bereits realisierte Außernutzungsstellung der Waldbestände im Nationalparkgebiet Donau-Auen	27
4.6.1.2. Förderung der Weichen Au durch Gewässervernetzung	27
4.6.1.3. Förderung der Naturverjüngung autochthoner, grobborkiger Baumarten	27
4.6.1.4. Umwandlung der Bestände standortsfremder Baumarten	27
4.6.1.5. Lebensraumverlust durch Entfernung von Gefahrenbäumen minimieren	28
4.6.2. Managementmaßnahmen im Wienerwald	28
4.6.2.1. Außernutzungsstellung großer Waldgebiete	28
4.6.2.2. Etablierung eines Netzwerks an Altholzinseln und Naturwaldreservaten	29
4.6.2.3. Förderung der Eiche in bewirtschafteten Beständen	30
4.6.2.4. Förderung grobborkiger (Laub-)Baumarten	30
4.6.3. Managementmaßnahmen im Prater	31

4.6.3.1. Erhaltung eines parkähnlichen Waldcharakters – Förderung grobborkiger Baumarten	31
4.6.3.2. Erhaltung möglichst ausgedehnter Waldbestände im Nahbereich der Altarm(relikte)	31
4.6.3.3. Lebensraumvernetzung mit anderen Vorkommensgebieten	31
4.6.4. Managementmaßnahmen in Parks, Weinbaugebieten, Kleingärten und Friedhöfen	31
<b>5. Ergebnisse – Zwergschnäpper</b>	<b>33</b>
5.1. Bestand und Dichte	33
5.2. Lebensraumanalyse	34
5.2.1. Faktorenanalyse	34
5.2.2. Logistische Regression der Faktoren	36
5.2.3. Logistische Regression der Rohvariablen	37
5.3. Diskussion	37
5.4. Zusammenfassung	43
5.5. Managementmaßnahmen	44
<b>6. Zusammenfassung der Schutzvorschläge für die Waldgebiete auf Wiener Stadtgebiet</b>	<b>45</b>
6.1. Schutzvorschläge für den Wienerwald	45
6.2. Schutzvorschläge für die Lobau	46
6.3. Schutzvorschläge für den Prater und die Alberner Au	46
6.4. Naturschutzfachliche Bedeutung der Maßnahmen	46
<b>7. Literatur</b>	<b>47</b>
<b>8. Anhang</b>	<b>52</b>

## 1. Einleitung

Die Hohltaube, der Mittelspecht und der Zwergschnäpper gehören zu den „streng geschützten prioritär bedeutenden“ Arten der Stadt Wien. Die Hohltaube und der Mittelspecht werden in der Roten Liste für Österreich als „NT“ also „potentiell gefährdet“ eingestuft (FRÜHAUF in Druck). Die Stadt verpflichtet sich nach § 15 des Wiener Naturschutzgesetzes aus dem Jahr 1998 Arten- und Lebensraumschutzprogramme (ALSP) durchzuführen. Die Umsetzung entsprechender Artenschutzmaßnahmen soll zur Erhaltung und Förderung der „streng geschützten prioritär bedeutenden“ Arten beitragen.

Sowohl Hohltaube als auch Mittelspecht und Zwergschnäpper werden vielfach als wichtige Leitarten für die Naturschutzplanung genannt (u.a. HOVESTADT et al. 1992, FLADE 1992). Aufgrund ihrer hohen Repräsentativität für die Lebensgemeinschaft der Laub- und Mischwälder und der engen Bindung an gewisse Strukturelemente und Habitatparameter kann entsprechend dem Zielartenkonzept durch die Umsetzung artspezifischer Schutzmaßnahmen gleichzeitig eine breite Palette weiterer Organismen mit gefördert werden (THOMAS 1979, HOVESTADT et al. 1992, MÜHLENBERG & HOVESTADT 1992, SCHERZINGER 1996). So brütet beispielsweise die Hohltaube fast ausschließlich in vom Schwarzspecht angelegten Höhlen. Schutzmaßnahmen für die Hohltaube müssen naturgemäß daher gleichzeitig auf die Erhaltung des Schwarzspechtes abzielen. Eiche und Weide wiederum gehören für den Mittelspecht zu den bevorzugten Baumarten für die Nahrungssuche und beherbergen gleichzeitig auch ein besonders artenreiches Spektrum an Totholzkäfern (ZABRRANSKY 1998, ZABRRANSKY 2003).

Eine wesentliche Grundvoraussetzung für die Ausarbeitung konkreter Schutzmaßnahmen ist ein ausreichender Kenntnisstand hinsichtlich Verbreitung, Bestand und Habitatansprüche der jeweiligen Zielarten (HOVESTADT et al. 1992, MÜHLENBERG & HOVESTADT 1992, SCHERZINGER 1996). Im Rahmen dieser Studie wurden großflächige Bestandserhebungen für Hohltaube, Mittelspecht und Zwergschnäpper durchgeführt, die jeweils artspezifischen Habitatansprüche herausgearbeitet und konkrete Managementmaßnahmen formuliert. Die spezifischen Lebensraumsansprüche dieser drei Vogelarten werden schlussendlich zusammengeführt, um einen umfassenden Maßnahmenkatalog für die auf Wiener Stadtgebiet liegenden Bereichen des Wienerwaldes und der Lobau sowie für den Prater zu erstellen.

Insbesondere für die im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie genannten Arten wie Mittelspecht und Zwergschnäpper werden auf europäischer Ebene konkrete Schutzmaßnahmen gefordert. Die Realisierung der vorgeschlagenen Artenschutzmaßnahmen kann einen wesentlichen Beitrag zur Umsetzung der Vogelschutzrichtlinie innerhalb der nach der Vogelschutzrichtlinie ausgewiesenen NATURA 2000 Gebieten bzw. der Important Bird Areas im Bereich Lobau, Lainzer Tiergarten, Liesing, Wienerwald und Bisamberg leisten.

## 2. Methodik

Um den Bestand zu ermitteln wurde eine Revierkartierung durchgeführt. Mit Hilfe der vorhandenen Daten der Punkttaxierung aus den Projektteil A ergänzten wir die Ergebnisse unserer Kartierungen und erhielten dadurch die Verbreitungsbilder für die einzelnen Arten.

29 Flächen von 1,5 km<sup>2</sup> wurden jeweils einmal im April und Mai begangen, wobei Siedlungsbereiche oder Teile der Probeflächen, die auf niederösterreichischem Gebiet liegen, weggelassen wurden. Dadurch ergibt sich eine Untersuchungsfläche von 3815 ha. Dies entspricht etwa 45 Prozent der gesamten Waldfläche des Wienerwald, des Praters und der Lobau. Kleinere Waldgebiete außerhalb der dieser drei großen Waldbereiche, Parks oder Gartensiedlungen wurden nicht gezielt auf Vorkommen von Hohltaube, Mittelspecht und Zwergschnäpper kartiert. Das vereinzelte oder sporadische Auftreten von Mittelspecht und Hohltaube in diesen Bereichen ist durch die vorliegenden Beobachtungsdaten der ebenfalls im Auftrag der MA 22 durchgeführten Punkttaxierung (Projektteil A der Wiener Brutvogelkartie-

rung) sowie der im Archiv von BirdLife Österreich vorliegenden Streudaten dokumentiert. Bei der Erstellung der Verbreitungskarten wurden diese Datenquellen mitberücksichtigt. Für die Auswertungen hinsichtlich Siedlungsdichte und Habitatnutzung wurden jedoch nur die aktuellen Daten der Revierkartierung sowie der Punkttaxierung innerhalb der Probeflächen berücksichtigt.

Insgesamt wurden auf den Probeflächen für Hohltaube und Mittelspecht 2 vollständige Kartierungen im April und Mai durchgeführt. Zusätzliche Daten wurden durch 3 fast die gesamten Probeflächen umfassenden Begehungen im Rahmen der oben erwähnten Punkttaxierung gewonnen. Aufgrund der späten Ankunft des Zwergschnäppers wurde diese Art nur einmal vollständig erfasst. Durch die Punkttaxierung ergab sich ähnlich wie bei den beiden anderen Arten eine weitere einen Teil der Probeflächen betreffende Begehung. Der Zwergschnäpper wurde nur auf den Probeflächen im Wienerwald erfasst, da er in der Lobau und im Prater fehlt. Die Hochrechnungen auf den Bestand beziehen sich hiermit nur auf den Wienerwald, der nach PILLMANN et al. (1990) in Wien eine Fläche von 5417 ha einnimmt.

Für jede Art wurden nach BIBBY et al. (1995) „Papierreviere“ ermittelt, die als Grundlage für unsere Hochrechnung auf den Wiener Bestand dienten. Randreviere wurden dabei als „halbe Reviere“ berücksichtigt. Zusätzlich wurde ein Korrekturfaktor für die Berechnung des Minimal- und Maximalbestandes eingeführt, da aufgrund der Größe der Untersuchungsfläche und der geringen Anzahl der Begehungen beim Zwergschnäpper Reviere übersehen worden sein könnten. Die Größe des Fehlers, der durch übersehene Reviere entstanden sein konnte, wurde mit Hilfe der durch die Punkttaxierung zusätzlich erhaltenen Reviere berechnet. Dazu wurde Anzahl der während der Punkttaxierung gefundenen Reviere durch die Gesamtzahl der Reviere dividiert. Der hochgerechnete Bestand wurde mit diesem Prozentwert multipliziert. Die Subtraktion bzw. Addition des erhaltenen Korrekturfaktors vom hochgerechneten Bestand ergab den Minimal- bzw. Maximalbestand der jeweiligen Art für Wien.

Strukturdaten wurden am Beobachtungspunkt aufgenommen. Eine Auflistung der erhobenen Variablen findet sich im Anhang 1. Da nicht alle Reviere vermessen werden konnten, wurde eine Zufallsauswahl durchgeführt. In Revieren mit mehr als einer Beobachtung wurde aber nur ein Punkt vermessen, damit es nicht zu Messwiederholungen kommt. Als Kontrollpunkte wurden die Waldpunkte der Punkttaxierung aus dem Projektteil A herangezogen, die ebenfalls durch Zufall ausgewählt worden waren. Es wurden an 34 Punkten in Hohltaubenrevieren, an 39 Punkten in Mittelspechtrevieren und an 52 Punkten in Zwergschnäpperrevieren Habitatstrukturen aufgenommen. Als Kontrollpunkte wurden 267 bei der Hohltaube, 258 beim Mittelspecht und 151 beim Zwergschnäpper vermessen. Um den Einfluss der Kartierer bei den Vegetationsaufnahmen zu minimieren, wurden die Strukturen nur von 3 Personen erhoben.

Es wurde versucht, die Aufnahme an die Parameter der Waldinventur der MA49 anzupassen (ECKMÜLLER et al. 2001). Dementsprechend wurden die Aufnahmen von Kronenschlussgrad, Anzahl an stehendem und Volumen von liegendem Totholz, Bodenbedeckung durch Vegetation und Anteil durch Schweine aufgewühlter Stellen nach diesen Maßgaben in einem 8 m Probekreis durchgeführt. Während beim stehendem Totholz alle Stämme unabhängig von ihrem Durchmesser gezählt wurden, wurden beim liegendem Totholz nur Stämme mit einem Mittendurchmesser über 20 cm vermessen. Bodenbedeckung durch Vegetation, Anteil offener Stellen und Kronenschlussgrad wurden in der Inventur nur geschätzt, wodurch systematischen Fehlern entstehen können. Um dies zu vermeiden, wurden die beiden Variablen mit

Krone 1	0 - 1,3 m
Krone 2	1,3 m – 1/3 der Oberhöhe
Krone 3	1/3 – 2/3 der Oberhöhe
Krone 4	2/3 – 3/3 der Oberhöhe

Tab. 1: Einteilung der verschiedenen Schichten zur Messung des Kronenschlussgrades. Die Oberhöhe entspricht der Höhe der 100 stärksten Gehölze im Bestand, der die Probefläche aufbaut (nach ECKMÜLLER et al. 2001).

Hilfe eines Okulartubuses ermittelt (CYR & OELKE 1976). Als Tubus diente eine Toilettenpapierrolle, an der an einer Öffnung ein Fadenkreuz angebracht war. Zum Abschätzen des Kronenschlusses wurde der Zufallspunkt am Rand des 8m-Kreises umgangen und etwa alle fünf Schritte durch das nach oben gerichtete Rohr geblickt. Je nachdem ob Blätter im Fadenkreuz erschienen oder nicht, wurde dies auf dem Protokollblatt „Krone geschlossen (J)“ oder „Krone nicht geschlossen (N)“ vermerkt. Diese Prozedur wurde 10 mal wiederholt, wobei die Kronenschlussgrad nach ECKMÜLLER et al. 2001 in 4 Schichten unterteilt wurde (Tab. 1). Bei der Hohltaube wurden die vier Schichten des Kronenschlussgrads und die weiter unten erklärte Einstrahlung in den unterschiedlichen Monaten mit Hilfe einer Faktorenanalyse auf jeweils eine Achse reduziert (Tab. 2). Auch die Bodenbeckung durch Vegetation und der Anteil aufgewühlter Stellen wurde mit Hilfe des Tubus ermittelt.

Die Entfernung von Lichtungen und Gräben wurden vor Ort oder mit Hilfe einer Karte ermittelt. Der Baumartenanteil wurde aus Operaten herausgelesen, die uns von der MA49, den Österreichischen Bundesforsten, dem Stift Schotten und von Stockert-Sjöngren-Wittgenstein zur Verfügung gestellt wurden.

Die Baumdichte für Bäume über 20 cm Brusthöhendurchmesser (BHD) wurde nach der PCQ (point-centered quarter)-Methode errechnet. Hier wird ein fiktives Kreuz über den Aufnahme-punkt gelegt und in jedem entstandenen Viertel die Entfernung zum nächsten Baum vermessen. Mit einer einfachen Formel wird dann die Baumdichte ermittelt. Eine genaue Beschreibung der Methode findet sich in KREEB (1983). Von den 4 Bäumen wurde neben der Entfernung, der BHD, der Kronenansatz und die toten Äste unter- und oberhalb des Kronenansatzes notiert. Weiters wurde beim Zwergschnäpper die Variable Jungwuchs eingeführt. Und zwar wurden nach der oben beschriebenen PCQ-Methode die nächsten 4 Bäume betrachtet. Zeigte mindestens ein Baum einen Durchmesser 10 - 20 cm wurde für den Punkt „Jungwuchs vorhanden“ notiert.

Um die Einstrahlung auf den verschiedenen Messpunkten zu erhalten, wurde die Einstrahlung, die auf der Hohen Warte durch Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik im Jahr 1992 gemessen wurde, mit einem Korrekturfaktor versehen. Da nicht der Absolutwert sondern der Relativwert von Bedeutung ist, wurde auf neue Daten über die Einstrahlung aus den letzten Jahren verzichtet. Der Korrekturfaktor ergibt sich aus Hangneigung und Exposition. Die Höhenlage wurde vernachlässigt, da es in Wien kaum Unterschiede gibt (BRUCK et al. 1983).

Zur Ermittlung der Habitatpräferenzen wurden multivariate Verfahren angewendet. Da die Variablen unterschiedliche Einheiten aufwiesen, wurden sie vor der Durchführung multivariater Analysen transformiert, und dadurch ihre Verteilung verbessert (FOWLER & COHEN o. J., SOKAL & ROHLF 1995). Die jeweils gewählte Art der Transformation ist in Anhang 1 zu finden. Anschließend wurden die Unterschiede zwischen Revieren und Kontrollpunkten durch eine vereinfachte Diskriminanzanalyse für den 2-Gruppenfall herausgearbeitet. Bei dieser Methode werden 2 Gruppen mit Hilfe einer - in unserem Fall - logistischen Regression getrennt (MANLY 1994, SOKAL & ROHLF 1995). Gegenüber der klassischen linearen Regression hat sie den Vorteil, dass es möglich ist, Schwellenwerte zu definieren bzw. zu erkennen, und auch binomial verteilte Variablen ohne Probleme in die Analyse einbeziehen zu können. Der Einsatz einer logistischen Regression war bei Hohltaube und Zwergschnäpper möglich, da man Revierpunkte – genauer gesagt Singwarten – und Negativpunkte gut trennen konnte. So singen die Männchen der Hohltaube in der Nähe der Bruthöhle (GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1980). Auch beim Zwergschnäpper konnten die Reviere gut abgegrenzt werden. Kontrollpunkte, die näher als 100 m zur Gesangswarte lagen, wurden aus der Analyse genommen, um deutliche eine Abgrenzung zwischen den Kontrollpunkten und den Revieren zu erhalten. Innerhalb von 100 m spielt sich der Großteil des Brutgeschehens und der Nahrungssuche ab. So berichtet TJERNBERG (1984), dass sich Zwergschnäpper zur Brutzeit innerhalb von 0,5 – 2 ha um das Nest aufhalten. Auch STEINFATT (1937) berichtet, dass der Zwergschnäpper bevorzugt im Umkreis von 30-50 m (max. 100 m) um das Nest jagt. PTUSHENKO & INOZEMT-

SEV (1968) beschreiben die Maximalgröße eines Reviers bei 2500 m<sup>2</sup>. Die Aussagekraft der Strukturvermessung, die um die Gesangswarte des Männchens stattfand, wird durch die Feststellung von TJERNBERG (1984) bekräftigt, da er keinen Unterschied in den Habitatvariablen zwischen singenden Männchen, möglichen Bruten und Revieren mit sicherem Bruterfolg finden konnte.

Auch beim Mittelspecht wurde der logistischen Regression der Vorzug gegeben. Ein Verlust an Freiheitsgraden entstand durch die manchmal etwas unklare Trennung zwischen Revieren und Kontrollpunkten. Da die Stichprobe aber groß genug war, ist diese Unschärfe bedeutungslos. Zusätzlich sind durch die Verwendung von Randomisierungen als Signifikanztest Messwiederholungen und abhängige Datenwerte zulässig.

Für die Analyse der Vegetationsmessungen beim Zwergschnäpper wurde neben der logistischen Regression noch eine Faktorenanalyse der Variablen vorgenommen, und anschließend die ermittelten Faktoren diskriminiert, um die Reviere von den Kontrollpunkten zu trennen. Die Anzahl der Faktorenachsen wurde nach BORTZ (1993) bestimmt. Dieser schlägt vor, alle Achsen mit einem Eigenwert über 1 zu interpretieren. Dadurch ergaben sich insgesamt 6 Achsen. Die Faktorenanalyse wurde hinzugezogen, um den Zusammenhang zwischen den Variablen zu erkennen, da eine alleinige Interpretation der logistischen Regression zu einer Missdeutung der Ergebnisse geführt hätte. Dementsprechend wurden in der Interpretation beide Analysen berücksichtigt. Die statistisch sauberste Vorgangsweise wäre im Falle des Zwergschnäppers eine Pfadanalyse gewesen. Diese Methode wurde aber aufgrund der hohen Zahl an Variablen und dem damit verbundenen Aufwand – etwa 144 Korrelationsvergleiche – verworfen. Ein Problem stellte der hohe Prozentsatz an Revieren im Lainzer Tiergarten dar. Durch die besonderen Gegebenheiten im Tiergarten wie z.B. hohe Wildschweindichte hätte es zu einer Verzerrung der Ergebnisse kommen können. Um den Einfluss des Vorkommens im Lainzer Tiergarten zu minimieren wurde eine Hilfsvariable eingeführt, indem sowohl Kontroll- wie auch Revierpunkte in Punkte innerhalb und außerhalb des Tiergartens geteilt wurden. Dann wurde der Einfluss der Hilfsvariable Lainz aus allen Variablen mit Hilfe einer linearen Regression auspartialisiert. Die Residuen wurden in der logistischen Regression und für die Faktorenanalyse weiterverwendet.

Die statistische Auswertung wurde mit Hilfe von SPSS und 2 Programmen von A.o. Prof. Dr. Leo Nemschkal (COVERMU, LOGIREG) durchgeführt. LOGIREG kam zur Ermittlung der logistischen Regression zum Einsatz. Die Signifikanz wurde mit Hilfe einer Randomisierung mit 2000 Durchgängen überprüft. Eine Berechnung der logistischen Regression mit SPSS ist unmöglich, da der Ausgangspunkt der Kurve aufgrund einer Voreinstellung immer im Nullpunkt liegt, wodurch das Programm für dieses Verfahren unbrauchbar ist. Diese Voreinstellung konnte nicht geändert werden. COVERMU kam bei der Faktorenanalyse der Zwergschnäpperdaten zum Einsatz. Die Bedeutung der einzelnen Variablen auf den Achsen – also wie signifikant sie auf die einzelnen Achsen laden – wurde mit diesem Programm durch Randomisierung mit ebenfalls 2000 Durchgängen bestimmt. Für jede Achse wurde die Bonferroni-Korrektur durchgeführt (SOKAL-ROHLF 1995). Variablen, die aufgrund der Bonferroni-Korrektur ausfielen, wurden zur Interpretation hinzugezogen, aber mit Vorsicht interpretiert.

a)

	Ladungen
Krone 1	0,849
Krone 2	0,629
Krone 3 4	-0,477

b)

	Ladungen
Einstrahlung April	0,295
Einstrahlung Mai	0,998
Einstrahlung Juni	0,972

Tab. 2: Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse für den Kronenschlussgrades und Einstrahlung bei der Hohltaube. Der Erklärungswert beim Kronenschlussgrad liegt bei 44,77% (Eigenwert=1,343). Krone 3 und 4 wurden zu einer Schicht zusammengeführt, indem das Maximum genommen wurde. Bei der Einstrahlung wurde ein Erklärungswert von 67,64% erhalten (Eigenwert=2,03).

### 3. Ergebnisse - Hohltaube

#### 3.1. Verbreitung und Siedlungsdichte der Hohltaube in Wien

Im Rahmen dieser Studie konnten insgesamt 65,5 Reviere der Hohltaube nachgewiesen werden. Beobachtungen liegen sowohl aus dem Wienerwald als auch aus dem Prater und aus der Lobau vor. Mit 57,5 Revieren stellt der Wienerwald jedoch eindeutig den Vorkommenschwerpunkt der Hohltaube im Wiener Stadtgebiet dar, wobei 22 Reviere der Wienerwald-Population auf den Lainzer Tiergarten entfallen. Bereits SACHSLEHNER (1995) und ZUNA-KRATKY & BERG (1995) betonen die nationale Bedeutung von Lainzer Tiergarten und Wienerwald für die Hohltaube.

In der Lobau konnten 6 Reviere nachgewiesen werden, aus dem Prater liegen Nachweise für weitere 2 Reviere vor.

Die mit Abstand höchsten Siedlungsdichten von 0,57 Reviere/10 ha erreicht die Hohltaube in Probeflächen im Wienerwald. Im Lainzer Tiergarten liegen die maximalen Siedlungsdichten bei 0,33 – 0,37 Revieren/10 ha. Ebenso ist die durchschnittliche Siedlungsdichte im Lainzer Tiergarten mit 0,17 Revieren/10 ha etwas unter dem Vergleichswert der umliegenden Wienerwaldfläche mit 0,22 Revieren/10 ha. Entsprechend dem geklumpten Verbreitungsbild der Hohltaube (MÖCKEL 1988) sind in allen Vorkommensgebieten die einzelnen Probeflächen in sehr unterschiedlicher Dichte besiedelt. Auch im Wienerwald und im Lainzer Tiergarten, wo kleinflächig die höchsten Siedlungsdichten erreicht werden, liegen von einigen Probeflächen keine oder nur sehr vereinzelte Hinweise auf ein Vorkommen der Hohltaube vor.

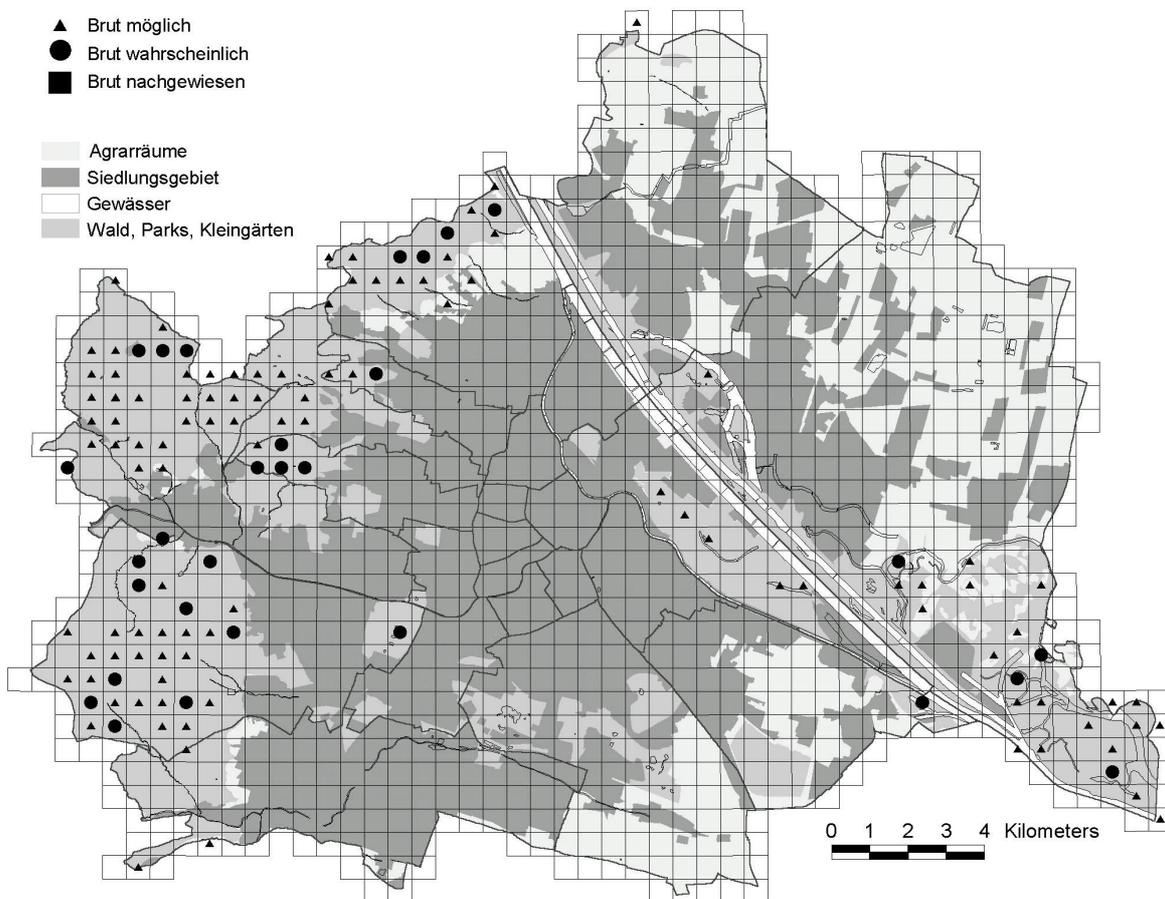


Abb. 1: Verbreitung der Hohltaube auf Wiener Stadtgebiet basierend auf gezielten Bestandserhebungen in 29 Probeflächen, der Punkttaxierung (Projektteil A der Wiener Brutvogelkartierung) sowie den Erhebungen zum Wiener Brutvogelatlas.

Die Siedlungsdichte im Prater erreicht mit 0,17 Revieren/10 ha einen vergleichsweise hohen Wert und entspricht somit der durchschnittlichen Siedlungsdichte im Lainzer Tiergarten. Entsprechend der vereinzeltten Nachweise der Hohltaube in der Lobau bleibt auch die Siedlungsdichte von 0,08/10 ha deutlich hinter dem Wienerwald und dem Prater zurück.

### 3.2. Brutbestand der Hohltaube auf Wiener Stadtgebiet

Die Hochrechnung auf Basis der jeweiligen Siedlungsdichten (Abb. 2) auf die Gesamtflächen der Naturräume ergibt für den Wienerwald einen kalkulierten Brutbestand von 105 Revieren, davon entfallen mit 22 Revieren knapp 21 % auf den Lainzer Tiergarten. Die Wienerwaldbestände außerhalb des Lainzer Tiergartens stellen somit das bedeutendste Vorkommensgebiet der Hohltaube in Wien dar. Die Teilpopulationen im Prater umfasst knapp 8 Brutpaare, die Lobau ist Lebensraum für weitere 12 Reviere der Hohltaube. Somit entfallen 84 % des Hohltauben-Vorkommens in Wien auf den Wienerwald und den Lainzer Tiergarten. Die Anteile des Praters mit 6 % und der Lobau mit 10 % am Gesamtbestand der Hohltaube in Wien sind vergleichsweise gering (Abb. 3). Nur sehr vereinzelt kommt die Hohltaube auch in größeren Parks vor, brutzeitliche Nachweise gibt es aus dem Schönbrunner Schlosspark, aus dem Donaupark sowie aus dem Bereich Gordonsiedlung. Der Brutbestand in Parks dürfte jedoch deutlich unter 10 Brutpaare liegen. Unter Berücksichtigung eines Korrekturfaktors (Kap. 3) liegt der Brutbestand der Hohltaube auf Wiener Stadtgebiet zwischen 115 und 133 Brutpaaren. Dies entspricht 11 % des Österreichischen Brutbestandes (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2000).

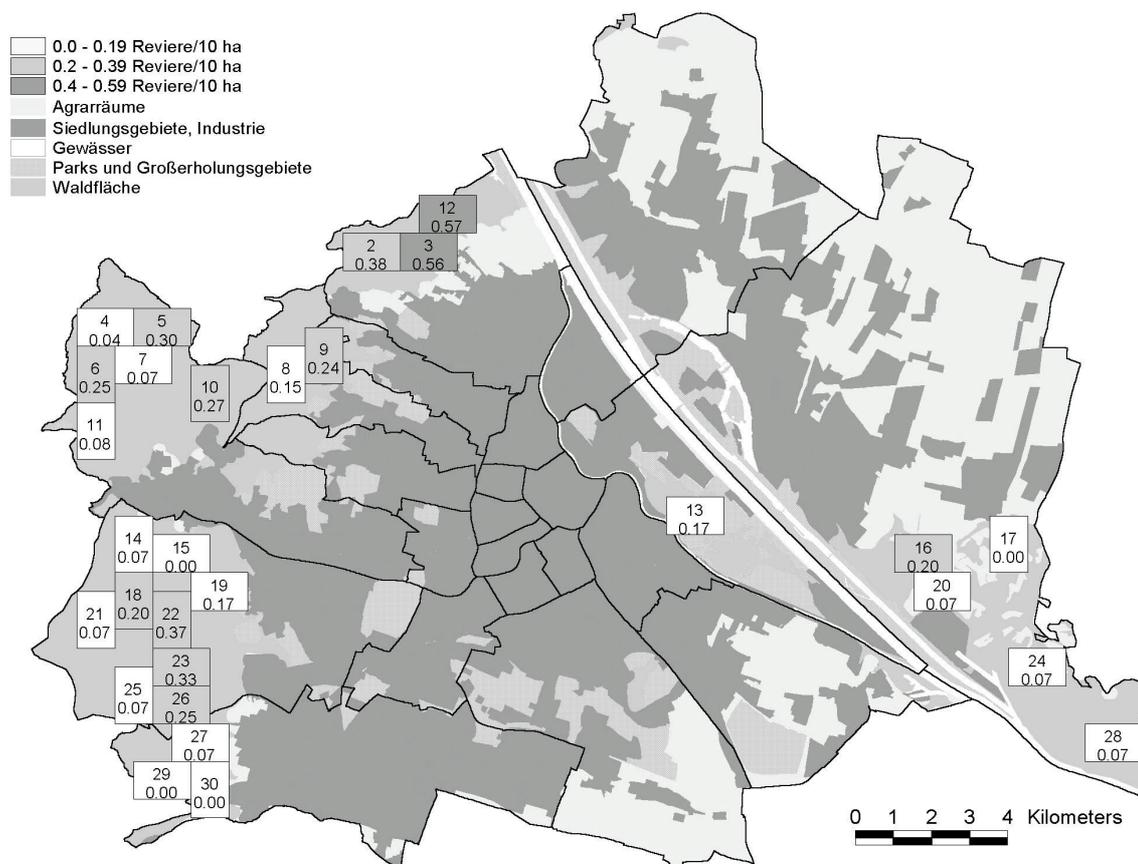


Abb. 2: Siedlungsdichten der Hohltaube in den zufällig verteilten 29 Probestellen mit jeweils 1,5 km<sup>2</sup> Flächengröße. Neben dem zentralen Bereichen des Lainzer Tiergartens stellen insbesondere die Wienerwaldflächen in den nördlichen Stadtgebieten Kernareale der Hohltaube dar.

### 3.3. Habitatsprüche der Hohltaube

Bei der Wahl ihres Brutplatzes stellt die Hohltaube sehr spezifische Ansprüche an den Waldbestand. Insbesondere zeigt die Hohltaube eine klare Präferenz für Waldbestände, deren bestandsbildenden Bäume eine höchst signifikant mächtigeren Bruthöhendurchmesser aufweisen als die Vergleichswerte der zufällig verteilten Kontrollpunkte ( $p < 0,001$ ; Tab. 3). Im Lebensraum der Hohltaube beträgt der BHD der Bäume im Mittel  $56 (\pm 14)$  cm, der Vergleichswert an den Kontrollpunkten liegt im Mittel bei  $42 (\pm 15)$  cm). Die Dickstämmigkeit der Bäume korreliert weitgehend mit dem Bestandsalter, folglich kann die Hohltaube im Wienerwald in Waldbeständen erst ab der Altersklassen 80-120 Jahre regelmäßig als Brutvogel nachgewiesen werden (Abb. 5). Für die Lobau zeigt die Hohltaube in ihrer Verbreitung einen deutlichen Trend zu Beständen älter als 70 Jahre, wenngleich aufgrund der geringen Stichprobe keine statistisch abgesicherte Auswertung möglich ist.

Weiters zeichnen sich Vorkommensgebiete der Hohltaube durch ein signifikant höheres Angebot an liegendem Totholz ( $p = 0,004$ ; Tab. 1) sowie durch einen geringen Kronenschlussgrad in den Schichten 3 und 4 aus. Dementsprechend sind die unteren beiden Schichten insbesondere die Strauchschicht deutlich geschlossener (vgl. Tab. #).

Die Hohltaube zeigt hinsichtlich ihrer Bruthabitate eine tendenzielle Bevorzugung buchen-dominierter Waldbestände ( $p < 0,058$ ; Tab. 3). Der Anteil der Buche beträgt in Revieren 50 %, an den Kontrollpunkten liegt der Buchenanteil hingegen nur bei 25 % (Tab. 3).

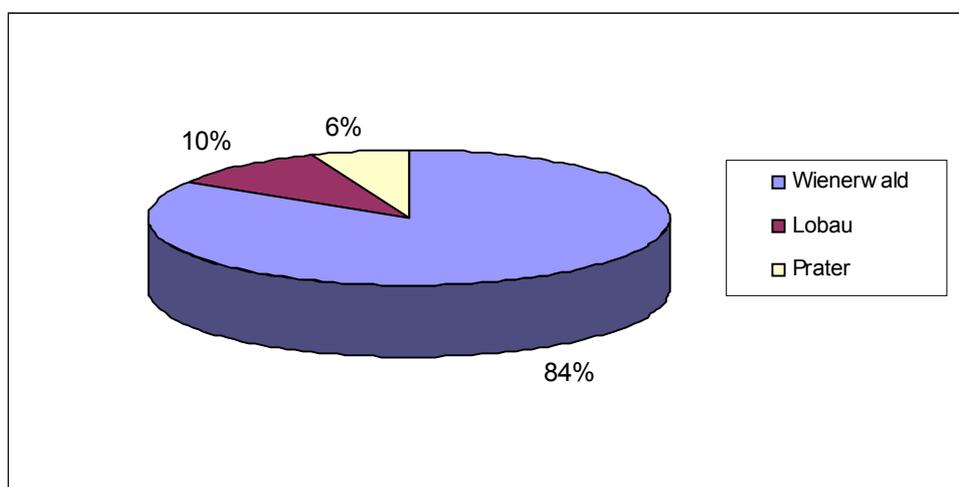


Abb. 3: Verteilung der Hohltaubenreviere auf die einzelnen Naturräume. Der Wienerwald stellt mit einem Anteil von 84 % aller Reviere das Kernareal der Hohltaube in Wien dar. Neben den Vorkommen in der Lobau (10 %) und im Prater (6 %) gibt es Einzelvorkommen auch in größeren Parks.

### 3.4. Diskussion

#### 3.4.1. Naturschutzfachliche Bedeutung der Hohltauben-Vorkommen in Wien

MÖCKEL (1988) zeigt die hohe Bedeutung von Rotbuchen-Beständen für die Hohltaube und erklärt dies v.a. durch die hohe Attraktivität der Buche als Höhlenbaum für den Schwarzspecht. Dem Wienerwald, eines der ausgedehntesten Buchen- und Eichenwaldgebiete Mitteleuropas, kommt aus naturschutzfachlicher Sicht eine herausragende Bedeutung in der Erhaltung von Charakterarten der Buchenwälder zu (SCHERZINGER 2001, ARGE WIENERWALD 2002, ZUNA-KRATKY & BERG 1995). Die Hohltaube hat im Wienerwald und im Lainzer Tiergarten ein national bedeutendes Vorkommensgebiet. Auch aus globaler Sicht zeigen zahlreiche Vogelarten des Buchenwaldes in Mitteleuropa einen Vorkommensschwerpunkt, auch die Hohltaube ist in ihrem Vorkommen im wesentlichen auf Europa beschränkt. In der Roten Liste Österreichs (FRÜHAUF in Druck) wird die Hohltaube als „potentiell gefährdet“ eingestuft. Neben der Verringerung des Nahrungsangebotes durch Intensivierung der Landwirtschaft gilt insbesondere der Nistplatzverlust durch anhaltenden Schwund und Bestandsumwandlung buchenreicher Althölzer als Gefährdungsursache (BERG 1997, SACKL & SAMWALD 1997).

Aufgrund der national bedeutenden Populationen im Wienerwald und im Lainzer Tiergarten, des auf Mitteleuropa konzentrierten Verbreitungsschwerpunktes und der Eignung der Hohltaube als Zielart für Naturschutzmaßnahmen (FLADE 1994) stellt die Umsetzung der vorgeschlagenen Schutzmaßnahmen einen wichtigen Schritt für den Naturschutz insbesondere im Wienerwald dar.

#### 3.4.2. Vergleichende Diskussion von Verbreitung, Brutbestand und Siedlungsdichte

Der Wienerwald und der Lainzer Tiergarten werden bereits von BERG & ZUNA-KRATKY (1991) sowie SACHSELEHNER (1995) als national bedeutende Vorkommensgebiete der Hohltaube beschrieben. SCHNEIDER (1981) weist auf die bedeutende Population im Prater hin. Auch die Wiener Biotopkartierung von BÖCK (1983) weist den Lainzer Tiergarten als Kernareal aus und bestätigt die Bedeutung des Praters. Im Gegensatz zur aktuell vorliegenden Studie erbrachte die Biotopkartierung jedoch für den nördlichen Wienerwald eine sehr schütterere Besiedelung durch die Hohltaube. Der Schlosspark Schönbrunn und größere Baumbestände

	<b>beta</b>	<b>p</b>
<b>beta 0</b>	-15,708	0,002
Entfernung Nichtholzbodenfläche	-0,444	0,348
Entfernung Weg	0,600	0,156
Bestandesdichte	0,449	0,566
<b>BHD</b>	<b>7,449</b>	<b>&lt;0,001</b>
Anzahl Totholz stehend	-9,938	0,698
<b>Volumen Totholz liegend</b>	<b>3,490</b>	<b>0,004</b>
Deckungsgrad Vegetation	-2,305	0,824
Boden aufgewühlt in %	1,031	0,326
Anteil Eiche	-1,391	0,222
<b>Anteil Buche</b>	<b>1,859</b>	<b>0,058</b>
Anteil Hainbuche	-6,030	0,734
Anteil div. Laubbäume	-7,484	0,656
<b>Kronenschlußgrad</b>	<b>-0,569</b>	<b>0,024</b>
Globaleinstrahlung	0,180	0,476
Entfernung Graben	-3,382	0,942

Tab. 3: Ergebnis der logistischen Gleichung der Rohvariablen für die Hohltaube. Devianz (saturiertes-beobachtetes Modell) im einseitigen Test  $p < 0,001$ . Log-Likelihood-Funktion (beobachtetes Modell) im einseitigen Test  $p < 0,001$ . Signifikante Variablen sind fett gedruckt. Der Anteil der Buchen zeigt tendenziell einen signifikanten Unterschied. p...Irrtumswahrscheinlichkeit. beta...Prädiktoren. n=301.

Teilpopulationen der Hohltaube beherbergt haben. Während die lückenhaften Kartierungsergebnisse im nördlichen Wienerwald bei BÖCK (1983) vermutlich auf eine im Vergleich zur aktuellen Bestandserhebung wesentlich geringere Bearbeitungsintensität zurückzuführen sein dürfte, scheint sich die Hohltaube aus ehemals verinselten Einzelvorkommensgebieten tatsächlich weitgehend zurückgezogen zu haben. In Parks ist die Hohltaube aktuell nur sehr vereinzelt anzutreffen.

Die Angaben zur Siedlungsdichte zeigen bei der Hohltaube aufgrund ihres geklumpten Verbreitungsbildes eine extreme Abhängigkeit von der Ausdehnung der jeweils untersuchten Probefläche und ist bei unterschiedlich großen Bezugsräumen nur bedingt möglich.

Nach MAUERHOFER (zit. in SACKL & SAMWALD 1997) können kleinräumig in Optimalhabitaten Siedlungsdichten von bis zu 3-4 Paaren/ha erreicht werden. Der Abstand zwischen gleichzeitig benutzten Bruthöhlen kann dann oft nur 25-30 Meter betragen. Großflächige Angaben bleiben aus methodischen Gründen hingegen meist unter den im Rahmen dieser Studie festgestellten Siedlungsdichten und liegen für Deutschland, Schweiz und Polen meist zwischen 0,2 und 4,5 BP/10 km<sup>2</sup>, dies entspricht 0,002 bis 0,045 BP/10 ha (vgl. Zusammenstellung in MÖCKEL 1988).

Im Rahmen dieser Studie konnten die höchsten Siedlungsdichten in Altholzbeständen im Wienerwald und im Lainzer Tiergarten mit bis zu 0,58 Revieren/10 ha festgestellt werden. Nach GLUTZ & BAUER (1980) werden Abundanzen von mehr als 0,5 BP/km<sup>2</sup> nur in sehr günstigen Habitaten erreicht. Vergleichswerte aus dem Wienerwald bleiben, auch aus methodischen Gründen, deutlich hinter diesen hohe Siedlungsdichten zurück. Im zentralen Wienerwald konnten in einem 10 km<sup>2</sup> großen Untersuchungsgebiet in der Gruberau 11 Paare nachgewiesen werden (ZUNA-KRATKY, BERG & ZELZ unpubl.) dies entspricht einer Siedlungsdichte von 0,11 Rev./10 ha. Kleinflächigere Revierkartierungen in Naturwaldreservaten erbrachten wesentlich höhere Siedlungsdichten. Im buchendominierten Naturwaldreservat „Gaisberg“ konnte auf einer Fläche von 39,3 ha 1 Brutpaar nachgewiesen werden. In dem nahegelegenen Schwarzkiefern-Naturwaldreservat in Merkenstein mit einem Buchenanteil von 40 % ist die Hohltaube auf 21,2 ha ebenfalls mit einem Brutpaar vertreten. Die entspricht einer Siedlungsdichte von 0,4 bzw. 0,5 BP/10 ha (STEINER 1994, STEINER & KAUTZ 1997). Nach der Einschätzung von STEINER (1997) stellt das ÖBF-Revier Merkenstein im südlichen Wienerwald mit 20 Brutpaaren auf 10,55 km<sup>2</sup>, dies entspricht einer Abundanz von knapp 0,2 BP/10 ha, eines der bedeutendsten Vorkommen der Hohltaube im Wienerwald dar.

Auwälder an der Donau sind laut MÖCKEL (1988) für die Hohltaube nur von untergeordneter Bedeutung und vergleichsweise dünn besiedelt. In den Donauauen östlich von Wien fehlte

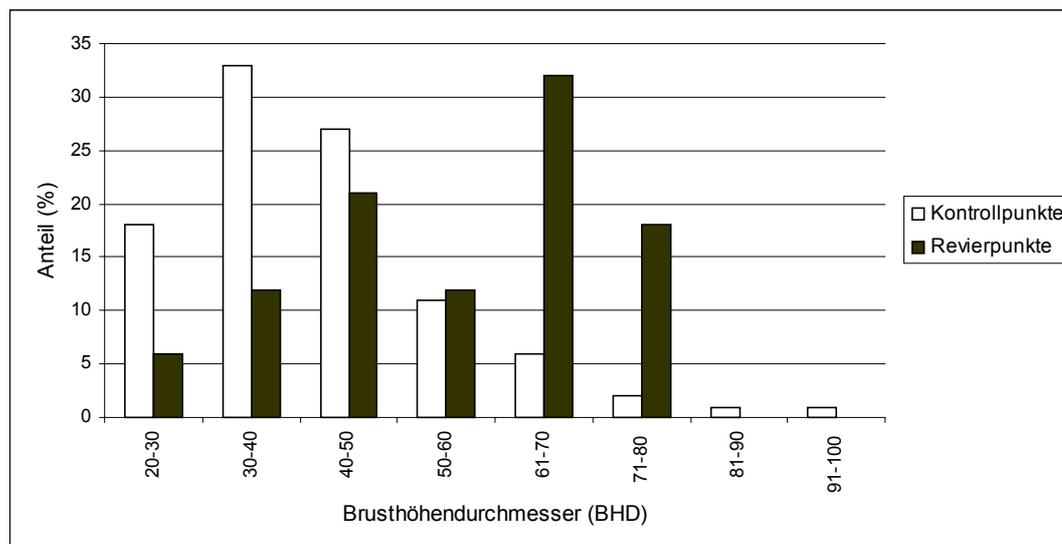


Abb. 4: Die Bruthabitate der Hohltaube befinden sich in Waldbeständen mit signifikant dickstämmigeren Bäume. Die schwache Nutzung der Klasse zwischen 50 – 60 cm ist vermutlich auf die geringe Stichprobengröße zurückzuführen.

die Hohltaube großräumig und konnte von KOLLAR & SEITER (1989) nur in 2 von 19 Probeflächen nachgewiesen werden. Die Nachweise konzentrieren sich auf eine als „Buchenurwald“ charakterisierte Probefläche sowie einen reich gemischten Ufersaum. Aufgrund der sehr kleinen Probeflächen (4,5 bzw. 6,56 ha) können die Siedlungsdichte-Angaben von 1,5 bzw. 6,7 BP/10 ha nicht sinnvoll mit großflächigen Abundanzwerten verglichen werden. Die vorliegende Studie zeigt für die Auwaldgebiete in der Lobau eine dünne Besiedelung durch die Hohltaube, die maximal zwar bis zu 0,2 BP/10 ha erreichen kann, durchschnittlich jedoch bei etwa 0,08 BP/10 ha liegt. Vergleichsweise dicht besiedelt ist der Prater mit 1,7 Revieren/km<sup>2</sup>. SCHNEIDER (1981) konnte für die Hohltaube 1979 bzw. 1980 eine Abundanz von 9,3 bzw. 27,6 BP/km<sup>2</sup> nachweisen, die von DVORAK et al. (1993) „im großräumigen Vergleich als außergewöhnlich“ bezeichnet wird. Die im Rahmen dieser Studie für den Prater gewonnenen Ergebnisse mit einer Siedlungsdichte von 1,7 Reviere/km<sup>2</sup> bleiben weit hinter den Angaben bei SCHNEIDER (1981) zurück. Einerseits ist es sicher in den letzten Jahren zu einem Rückgang des Bestands im Prater gekommen (vgl. BÖCK 1993), andererseits sind die Angaben von SCHNEIDER (1981) mit gewisser Vorsicht zu betrachten, da sie auch im europäischen Vergleich ungewöhnlich hohe Dichten darstellen (GLUTZ & BAUER 1980).

In zahlreichen Großstädten Europas brütet die Hohltaube auch in Parkanlagen (MÖCKEL 1988). In Großbritannien dürften etwa 4 % der gesamten Hohltauben-Population in Parks brüten (O'CONNOR & MEAD 1984). Für diese Studie wurden gezielte Erhebungen der Hohltaube ausschließlich in Waldgebieten durchgeführt. Potentielle Lebensräume der Hohltaube in Parks oder Friedhöfen wurden nicht kartiert, allerdings gibt es aktuell aus diesen Lebensraumtypen nur sehr vereinzelte Hinweise auf Brutvorkommen (Abb. 1). In der Kartierungsperiode 1982 bis 1986 konnten im Schönbrunner Schlosspark noch 6-14 Brutpaare festgestellt werden, dies entspricht einer Siedlungsdichte von 4,3 – 10,1 BP/km<sup>2</sup> (SZIEMER 1988). In den letzten Jahren dürfte der Brutbestand jedoch maximal 1-2 Paare betragen (Archiv BirdLife).

### 3.4.3. Vergleichende Diskussion der Habitatansprüche

Als Brutstandort bezieht die Hohltaube im Untersuchungsgebiet fast ausschließlich die Höhlen des Schwarzspechtes, dementsprechend zeigen Hohltaube und Schwarzspecht ähnliche Ansprüche an ihren Brutplatz:

Der Schwarzspecht errichtet seine Bruthöhle ausschließlich in dickstämmigen Bäumen mit einem Brusthöhendurchmesser von mindestens 40 cm (BLAB 1984). Nach STEINER (1997) Höhlen im Wienerwald ausschließlich in Wäldern mit einem Bestandsalter über 100 Jahre errichtet, fast 90 % aller Höhlen liegen in Beständen in den Altersklassen über 140 Jahre. Folglich konzentrieren sich auch die Brutvorkommen der Hohltaube auf Altholzbestände (Abb. 5) mit einem signifikant höherem BHD der bestandsbildenden Bäume (Abb. 4). Nach MÖCKEL (1988) sind für die Hohltaube ausschließlich Altholzbestände ab 100-120 Jahren bedeutend, wenn die bestandsbildenden Bäume einen Brusthöhendurchmesser von mindestens 27 cm erreicht haben. Auch die Habitatanalysen für das Wiener Vorkommensgebiet bestätigen eine Präferenz für Waldbestände mit dickstämmigen Bäumen und zeigen eine eindeutige Bevorzugung von Beständen mit einem durchschnittlichen BHD von 40-80 cm der bestandsbildenden Bäumen (Abb. 4). Die zweigipfelige Häufigkeitsverteilung mit einer scheinbar schwachen Nutzung der Bestände mit einem BHD von 50 – 60 cm ist vermutlich auf die geringe Stichprobe, und nicht auf ein tatsächliches Meideverhalten dieser Bestände durch die Hohltaube zurückzuführen.

Der Schwarzspecht zeigt im Wienerwald für die Anlage seiner Höhlen eine klare Präferenz für die Rotbuche (STEINER 1997). Dies entspricht auch weitgehend den Angaben in der Literatur (u.a. Übersicht in MÖCKEL 1988). Daraus erklärt sich auch die im Rahmen dieser Studie nachgewiesene Tendenz zur Besiedelung von buchendominierten Waldbeständen, wobei sich aber keine signifikante Bevorzugung erkennen ließ (Tab. 3). Dass keine eindeutige Bindung an die Buche zu erkennen war, liegt wahrscheinlich an den Lebensräumen ohne Buchenvorkommen wie beispielsweise in der Lobau und im Prater, wo Schwarz- und Silber

pappel als Höhlenbaum genutzt werden (vgl. SCHNEIDER 1981). Die enge Bindung der Hohltaube an die Buche zeigt sich in weiten Bereichen des Vorkommensgebietes der Hohltaube (u.a. BERG 1997, DVORAK ET AL. 1985) und FLADE (1994) schlägt die Hohltaube als Leitart für die verschiedensten Ausprägungsformen des Buchenwaldes vor.

Die von der Hohltaube auf Wiener Stadtgebiet besiedelten Waldbestände zeichnen sich durch ein signifikant höheres Angebot an liegendem Totholz aus (Tab. 3). Da die Hohltaube aufgrund ihrer ökologischen Ansprüche keine direkte Bindung an Totholz vermuten lässt, ist auch dieser Parameter offensichtlich durch die stärkere Nutzung totholzreicher Waldbestände durch den Schwarzspecht zu erklären (PECHACEK 1995). Weiters zeigt sich ein klarer Zusammenhang zwischen Totholzangebot und dem Bestandsalter (vgl. Zwergschnäpper Kap. 6). Die Bevorzugung totholzreicher Waldbestände durch die Hohltaube bestätigt somit die Präferenz für Altholzbestände.

Schwarzspechthöhlen zeichnen sich durch eine freie Anflugmöglichkeit aus, weshalb insbesondere Bäume mit geradschaftiger, astreiner Stammsäulen und im Nahbereich zu Grenzlinien stehende Bäume bevorzugt werden (BLAB 1984, STEINER 1997). Einschichtige Buchenhallen entsprechen den Ansprüchen der Hohltaube an ihren Brutplatz. Entscheidend ist insbesondere eine ungehinderte An- und Abflugmöglichkeit zur Bruthöhle, eine gute Übersicht sowie der frei nutzbare Flugraum im oberen Stammdrittel für Balzflüge, weshalb sich nach MÖCKEL (1988) weit herabreichende Beastung und dichter Unterwuchs nachteilig auf die Brutplatzqualität auswirken. Im Rahmen dieser Studie bestätigt sich die Präferenz der Hohltaube für Waldbestände mit aufgelockertem Kronendach (Tab. 3). MÖCKEL (1988) beschreibt Waldbestände mit einem Kronenschlussgrad von 0,7 bis 0,8 als Optimalhabitat der Hohltaube. Ein dichter Unterwuchs dürfte sich hingegen negativ auf die Brutplatzwahl der Hohltaube auswirken. Im Untersuchungsgebiet konnte bezüglich kein Einfluss auf die Verbreitung der Hohltaube festgestellt werden, vielfach weisen die Reviere durch den geringen Kronenschlussgrad sogar einen stärkeren Bewuchs in der Strauchschicht auf.

Die vorliegenden Ergebnisse lassen keine Rückschlüsse auf die Nahrungsökologie der Hohltaube zu. In der Regel beträgt der Aktionsradius etwa 1-4 km (PLINZ 1981), allerdings werden auch noch wesentlich weiter entfernt liegende Nahrungshabitate angefliegen (MÖCKEL

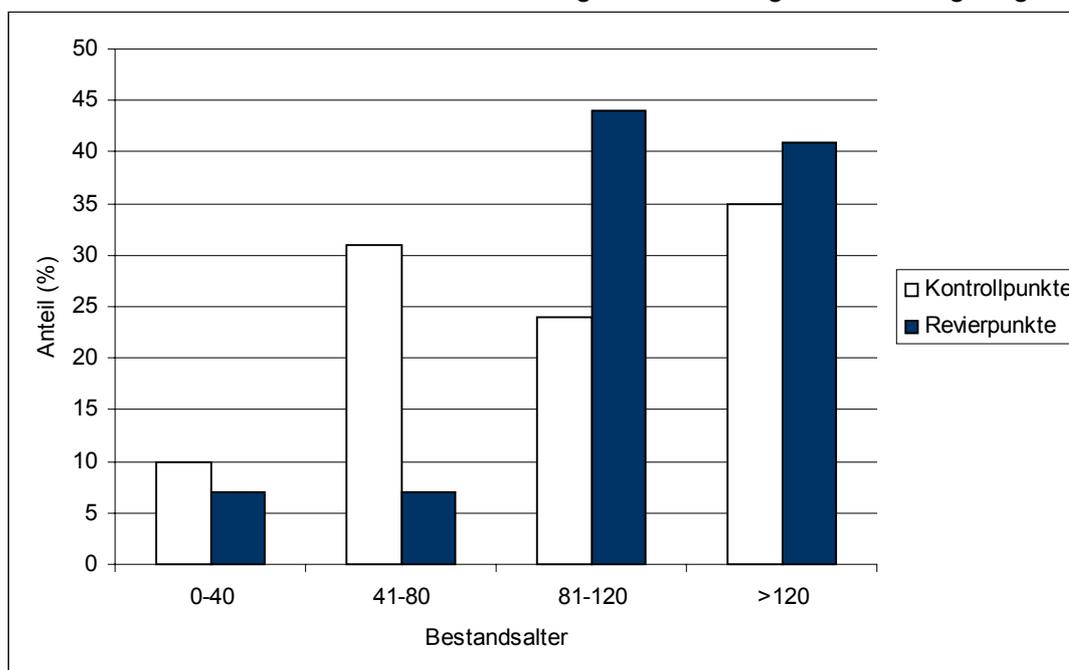


Abb. 5: Waldbestände unter 80 Jahren sind für die Hohltaube als Höhlenstandort weitgehend ungeeignet. Als Nachnutzer von Schwarzspechthöhlen ist sie auf Bestände in den Altersklassen ab 80 Jahre, bevorzugt jedoch über 100 Jahre angewiesen.

1988). Es überrascht daher wenig, dass der Nähe zu Nichtholzbodenflächen bei der Nistplatzwahl keine Bedeutung zukommt (Tab. 3).

### 3.5. Managementmassnahmen

Entsprechend den Lebensraumsansprüchen der Hohltaube müssen Schutzmassnahmen insbesondere auf die Erhaltung und Förderung von Altholzbeständen abzielen. Dafür stehen in Abwägung mit diversen Nutzungsinteressen und weiteren Natur- und Artenschutzzielen unterschiedliche Managementmassnahmen zur Verfügung. Insbesondere die Kombination der verschiedenen Massnahmen sichert einen umfangreichen Schutz der Hohltaube und einer standortstypischen Waldvogelzönose (vgl. SCHERZINGER 1996):

#### 3.5.1. Großwaldschutzgebiete

Aufgrund der engen Bindung der Hohltaube an Buchenbestände wäre die Einrichtung eines großflächigen Buchenwald-Reservates im Wienerwald auch aus Sicht des Hohltaubenschutzes wünschenswert (vgl. ARGE WIENERWALD, SCHERZINGER 2002). Im Gegensatz zu kleinflächigen Waldschutzgebieten gewährleistet die großflächige Dimensionierung von Reservaten das Ablaufen der unterschiedlichen Waldentwicklungsstadien in kleinen „patches“ nebeneinander, wofür in Tiefland-Buchenwäldern ein Flächenbedarf von etwa 10 km<sup>2</sup> kalkuliert wird (HEINRICH 1997, SCHERZINGER 1996).

Allerdings zeigen großflächige Erhebungen im Wienerwald, dass aufgrund des geklumpten Vorkommens der Hohltaube selbst große Buchen-Altholzkomplexe oft nur einen sehr geringen Bestand der Hohltaube beherbergen (vgl. Kap.4.4.). Zweifelsohne würde jedoch die dauerhafte Außernutzungsstellung großer Waldgebiete die Ausbildung von Höhlenzentren (BLUME 1993) begünstigen und so erst konzentrierte Vorkommen der Hohltaube oder anderer Nutzer von Schwarzspechthöhlen wie Waldkauz (*Strix aluco*) oder Dohle (*Corvus monedula*) ermöglichen.

Die Einrichtung des Nationalparks Donauauen und die Außernutzungsstellung der Waldfläche in der Lobau wird zweifelsohne die Habitatqualität für die Hohltaube verbessern und somit mittelfristig zu einer höheren Siedlungsdichte führen.

#### 3.5.2. Naturwaldreservate und Altholzinseln in Wirtschaftswäldern

Während die bislang im Wienerwald ausgewiesenen Naturwaldreservate für fast alle anspruchsvollen Waldvögel weitaus zu kleinflächig dimensioniert sind, kann die Hohltaube bereits durch ein Netzwerk an kleineren Altholzinseln positiv in ihrem Bestand gefördert werden (ZUNA-KRATKY 1994, STEINER 1997).

Die Etablierung eines Altholzinsel-Programms könnte somit ein geeignetes Instrument zur Förderung der Hohltaube sein. Ein engmaschiger Biotopverbund an Altholzinseln könnte für die Hohltaube im Wirtschaftswald zu einer nachhaltigen Substanzverbesserung auf der gesamten Fläche führen. Die Einrichtung kleinerer Waldreservate sollte gezielt auf für die Waldavizönose besonders wertvollen Standorten betrieben werden. Aus Sicht des Hohltaubenschutzes bieten sich im Wienerwald insbesondere Buchen-Altholzbestände an. JEDICKE (1997) fordert für Buchen-Altholzinseln aus vogelkundlicher Sicht eine Mindestgröße von 5 ha, MÖCKEL (1988) nennt als Schutzmaßnahme für die Hohltaube die Einrichtung von Altholzinseln zwischen 0,5 und 5 ha.

Die Hohltaube nutzt im Untersuchungsgebiet fast ausschließlich große Spechthöhlen. Der Schwarzspecht ist somit auch für den Schutz der Hohltaube eine „Schlüsselart“ (vgl. MEYER & MEYER 2001) und Managementmassnahmen für die Hohltaube müssen auch auf die Förderung des Schwarzspechtes als wichtigster Höhlenlieferant abzielen. Aufgrund der Ansprüche des Schwarzspechtes bzw. auch der Hohltaube an die Dickstämmigkeit der Bäume (Abb. 4)

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://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 1 1-15](#)