©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

EGRETTA

VOGELKUNDLICHE NACHRICHTEN AUS ÖSTERREICH

Herausgegeben von der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde, Wien I, Burgring 7

35. JAHRGANG 1992 HEFT 2

EGRETTA 35, 121–153 (1992)

Zur Siedlungsdichte der Fliegenschnäpper *(Muscicapinae s. str.)* auf stadtnahen Wienerwaldflächen Wiens mit Aspekten des Waldsterbens und der Durchforstung

Von Leopold M. Sachslehner

1. Einleitung

Erst vor kurzem haben Landmann et al. (1990) in dieser Zeitschrift darauf hingewiesen, wie sehr es in Österreich an systematischen Bestandserhebungen einzelner Vogelarten und ganzer Vogelgemeinschaften mangelt. Dies gilt leider im besonderen für Wälder. Aber gerade die mitteleuropäischen Waldgesellschaften sind durch rücksichtslose Forstmaßnahmen, verantwortungslos hohe Wilddichten und zerstörerische Luftschadstoffe (Folge: Waldsterben!) schwerstens bedroht (z. B. Fischer-Kowalski, 1988) und verändern sich derzeit offenbar mehr oder weniger stark. Qualitative und quantitative Veränderungen der Waldavizönosen sind nachgewiesen (skizzenhafte Zusammenfassung bisheriger Kenntnisse bei Bauer, 1988) und weiter zu erwarten bzw. zu befürchten. Um so bedeutungsvoller erschiene unter diesen Umständen ein spezielles Monitoring (mit laufender Erfassung der Vegetationsstruktur) im Rahmen des Euromonitoring auch für österreichische Waldflächen, das auf Grund seiner Wichtigkeit auch von staatlichen Stellen finanziell gefördert werden sollte (vgl. z. B. Naeff-Daenzer & Blattner, 1989). Als ein solches Projektgebiet für ein umfangreiches Monitoring in Österreich würde sich wohl kein Waldgebiet besser anbieten als der Wienerwald. Aktuelle Studien der OAG Wienerwald (ÖGV) könnten mit als Grundlage dienen, geeignete Probeflächen auszuwählen (siehe Bauer, 1990; Berg & Zuna-Kratky, 1992).

Für das ausgedehnte Gebiet des Wienerwaldes (zirka 1200 Quadratkilometer, als Important Bird Area für Europa ausgezeichnet, Grimmet & Jones, 1989) und seine Randbereiche zur Großstadt Wien liegen derzeit nur wenige Arbeiten mit Angaben zu Vogelbestandsgrößen vor. Ursprung (1981) hat die Vogelgemeinschaften des Schloßparks Schönbrunn untersucht, Wolf (1981) gibt für den östlichen Wienerwald die Brutbestände von Eisvogel, Wasseramsel und Gebirgsstelze an. In

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

den Arbeiten von Sziemer (1988) und Schmalzer (1990) finden sich Daten zu Hohltaube bzw. Buntspecht, Mittelspecht und Kleiber. Weitere Einzelangaben sind nach H.-M. Berg (mündl. Mitt.) verstreut (neuerdings etwa in den Vogelkundlichen Nachrichten aus Ostösterreich, z. B. Zuna-Kratky, 1990).

Ich nehme das Manko an grundlegendem Datenmaterial – auch unter obigem Aspekt – zum Anlaß, die im Laufe meiner Dissertation an der Universität Wien (Sachslehner, in Vorber.) von 1988 bis 1990 auf mehreren Waldflächen des Lainzer Tiergartens speziell zu den drei hier regelmäßig brütenden Vertretern Grauschnäpper *(Muscicapa striata),* Halsbandschnäpper *(Ficedula albicollis)* und Zwergschnäpper *(Ficedula parva)* aus der Gruppe der Fliegenschnäpper *(Muscicapinae s. str.)* gewonnenen Siedlungsdichtedaten hier gesondert vorzulegen und im Zusammenhang mit aufgenommenen Vegetationsstrukturparametern zu diskutieren.

Alle vier mitteleuropäischen Fliegenschnäpperarten brüten in den letzten großen Urwäldern Europas, im Bialowieza-Gebiet, gemeinsam in Schwarzerlen-Eschen-Sumpf-Wäldern und in Eichen-Hainbuchen-Wäldern (Tischler, 1942; Tomialojc et al., 1984; Tomialojc & Wesolowski, 1990). Sie sind auf ein hohes Höhlenangebot (v. a. Halsband- und Trauerschnäpper) bzw. Halbhöhlen-/Nischenangebot (Grau- und Zwergschnäpper) sowie Totholz im allgemeinen angewiesen. Ein besonderes Augenmerk wird daher in dieser Untersuchung auch auf die Erscheinungen des Waldsterbens und die Reaktionen der Forstwirtschaft gelegt werden müssen. Inwieweit sich Unterschiede und Veränderungen in der Waldstruktur auf das Vorkommen und die Dichte der Schnäpper auswirken, soll schwerpunktmäßig in dieser Arbeit gezeigt werden.

Anregungen zu dieser Arbeit verdanke ich vor allem Dr. A. Grüll und H.-M. Berg. Univ.-Doz. Dr. G. Spitzer ließ zwei Computer-Literaturrecherchen durchführen. H.-M. Berg versorgte mich in perfekter Weise mit Literatur und den immer aktuellsten Informationen. Spezielle Literatur zur Thematik des Waldsterbens stellte Dr. F. Spitzenberger zur Verfügung. A. Schmalzer überließ mir unpublizierte Daten zum Halsbandschnäpper, unterstützte mich bei der Feldarbeit und lieferte wie G. Huemer wertvolle Diskussionsbeiträge. Konstruktive Kritik steuerte Dr. K. Bauer bei. Weiters waren die Hilfestellungen von Oberforstrat Janda (Forstverwaltung Lainz) und Oberförster Boder (Revier Auhof), von H. C. Grillitsch, N. Auer, H. Fuxa, H. Leitner, K. Nadler, Dr. H. Nemeschkal, U. Schacherl, C. Stofner und Dr. R. Wytek äußerst nützlich. Ihnen allen möchte ich an dieser Stelle aufrichtig danken. Besonderer Dank gilt Dr. K. Bauer, Dr. A. Grüll und Dr. A. Landmann für die kritische Durchsicht früherer Manuskriptfassungen.

2. Methodik

2.1 Untersuchungsgebiet und Probeflächen (PF)

Das Untersuchungsgebiet liegt am Westrand des Siedlungsbereichs von Wien zwischen der extrem verkehrsreichen Westeinfahrt und dem Hackenberg. Es stellt ein weitgehend zusammenhängendes Waldgebiet des Flyschwienerwaldes im Lainzer Tiergarten dar, das jedoch durch Wiesen und Roßkastanienalleen gegliedert ist. Somit befindet es sich in einer mehr oder weniger typischen stadtnahen Wienerwald-Wald-Wiesenlandschaft (Abb. 1).

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

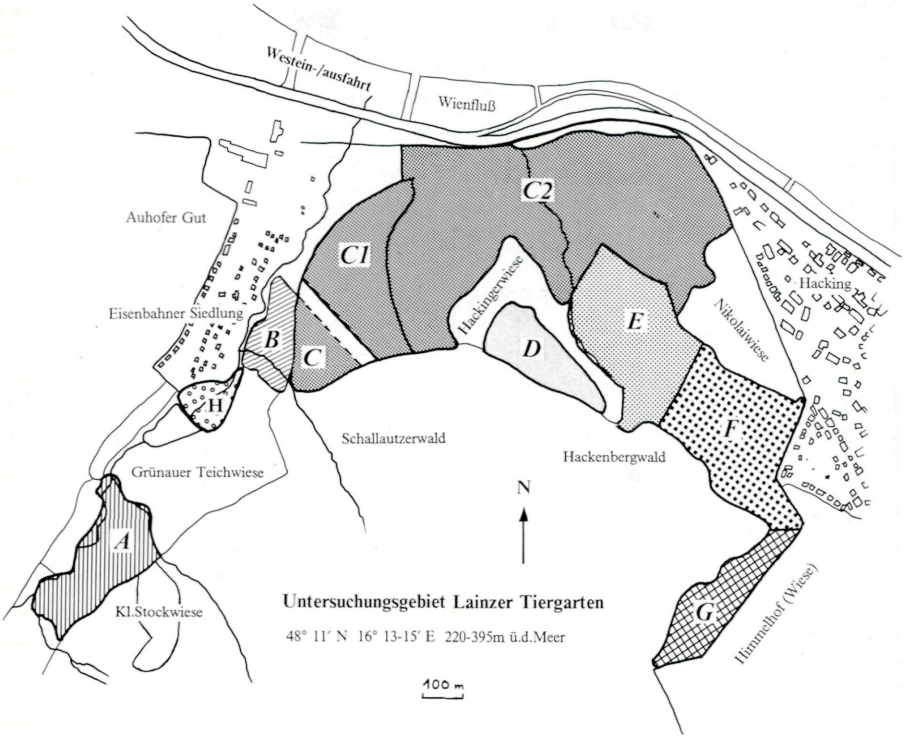

Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebietes mit den einzelnen Probeflächen. Siehe auch Text

Auf dem gesamten Untersuchungsareal (1988 64,4 ha, 1989–1990 69,4 ha) wurden acht Waldprobeflächen (PF) und zwei Teilflächen nach den Kriterien Baumartenzusammensetzung, Bestandsalter und Einheitlichkeit abgegrenzt. Sie werden in alphabetischer Reihenfolge A, B, C (Ausschnitte davon sind C1 und C2), D, E, F, G und H bezeichnet. Lage zueinander und Form der PF sind aus Abb. 1 ersichtlich, die wichtigsten Charaktere der einzelnen PF sind in den Tab. 1a und 1b zusammengefaßt.

Insgesamt wurden fünf Buchen-Traubeneichen-Bestände, ein Buchenwald, ein Traubeneichenwald (aber auch C2 ist äußerst eichenreich) und ein Schwarzerlen-Bachgehölz (mit eingebrachten alten Roßkastanien) untersucht, alle können nach Wilmans (1978) der Klasse der Querco-Fagetea zugeordnet werden.
C2 ist eine heterogene PF, auf der auf Grund des vielfältigen Reliefs manchmal sehr kleinflächig Eichen oder Buchen dominieren, Laubmischwald herrscht aber großflächig vor. Der Übergang zu C1 ist fließender als bei anderen benachbart liegenden PF. Der westlich einer Hochspannungsleitung liegende Mischbestand (2,0 ha) geht nur in die Gesamt-PF C ein. Die PF G und H wurden nur 1989 und 1990 untersucht.

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Tabelle 1a: Die einzelnen Probeflächen (PF), ihre Größe (in ha), durchschnittliches Bestandsalter (nach dem Forstoperat 1980 des Forstreviers Auhof errechnet), Lage, Hauptexposition, durchschnittliche Neigung und ihre dominierende Waldgesellschaft nach Jelem & Mader (1972). Siehe auch Text.

PF	ha Größe	J. Alter	Höhe ü. Meer	Exposition	Grad Neigung	Waldgesellschaft
A	5,2	170	250 m	NW	8	Buchen-Traubeneichen-Wald
B	2,3	170	240 m	W	13	Buchen-Traubeneichen-Wald
C	37,2	109	220–300 m	N	14	Buchen-Traubeneichen-Wald
C1	6,7	108	230–290 m	NNW	12	Buchen-Traubeneichen-Wald
C2	28,5	110	220–300 m	N	15	Buchen-Traubeneichen-Wald
D	3,2	108	270–295 m	NNO	15	Buchen-Traubeneichen-Wald
E	8,3	125	250–265 m	NNO	16	Buchen-Traubeneichen-Wald
F	8,2	110	250–330 m	NO	20	Buchen-Wald
G	3,8	108	330–395 m	ONO	11	Traubeneichen-Wald
H	1,2	?	240 m	N	4	Roßkastanien-Schwarzerlen-Bachgehölz

Tabelle 1b: Die einzelnen Probeflächen (PF), ihre Randlinienlänge gesamt, Randlinie zu Wiesen (RLWIE) in Prozent, Randlinie zu Wald (RLWA) in Prozent, Randlinie zu Sonstigem (Gebüsch, Westeinfahrt, Siedlung) (RLSO) in Prozent, Länge von Wegen und „Hofjagdschneisen" = W/S (beides sind zirka 7 bis 15 m breite und baumstammfreie Bereiche, die aber im Kronenbereich einen hohen Schlußgrad aufweisen) innerhalb der PF. (Zahl in Klammer: Siedlung grenzt über einen dazwischenliegenden Waldstreifen an). Weiters sind Bachindex, BI = Länge Bach/Randlinie gesamt, der Grenzlinienindex nach Zenker (1982), GI = Umfang zum Quadrat/4 × Π x Fläche, und die Anzahl Lichtungen/ha (LI) angegeben.

PF	Randlinie	RLWIE	RLWA	RLSO	W/S	BI	GI	LI
A	1200 m	69	31	–	–	0,58	2,2	1,73
B	725 m	21	79	(38)	–	0,21	1,8	1,30
C	3700 m	36	49	15	2000 m	0,12	2,9	0,56
C1	1220 m	22	78	–	300 m	0,00	1,8	0,75
C2	3080 m	29	52	19	1700 m	0,15	2,6	0,70
D	900 m	61	39	–	180 m	0,00	2,0	0,63
E	1250 m	42	58	–	450 m	0,32	1,5	1,08
F	1500 m	30	53	17	–	0,00	2,2	1,10
G	1100 m	48	52	–	150 m	0,00	2,5	0,79
H	550 m	36	22	42	–	0,37	2,0	0,83

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Die sehr kleinen PF B und H wurden vor allem 1989 sehr früh von Halsbandschnäppern besiedelt und sind hauptsächlich unter dem Aspekt der Habitatqualität in die Untersuchung miteinbezogen worden. Dem Autor ist klar, daß ein Teil der Probeflächen auf Grund der geringen Flächengröße (kleiner 10 ha) nicht den Empfehlungen für standardisierte Siedlungsdichteuntersuchungen entspricht. Anderseits wurde den landschaftlichen Gegebenheiten entsprochen. Alte, reich strukturierte Waldbestände (wie PF A und B) sind leider – wenn überhaupt – nur noch kleinflächig vorzufinden.

2.2 Erhebung der Vegetationsstruktur

Die Vegetationsparameter der einzelnen PF wurden, erweitert nach Cyr & Oelke (1976), im September 1990 in zirka 63 Arbeitsstunden erhoben. Außer den dort angeführten Vegetationsmerkmalen Baumart, Durchmesserklasse, Sträucher, Dekkungsgrad der Krautschicht, Kronenschluß und maximale Baumhöhe wurden auf 54 Meßkreisen (Radius 11,28 m) die Anzahl geeignet scheinender Höhlen, das liegende Totholz (in Durchmesserklassen und Längen), die Anzahl von Stümpfen umgeschnittener Bäume und die Anzahl toter Äste pro Baum (zwei Umkreisungen eines jeden Baumes, wobei im ersten Durchgang alle rasch faßbaren Totäste eines Durchmessers größer 3 cm, im zweiten tote Zweigsysteme kleiner/gleich 3 cm Durchmesser gezählt wurden) erfaßt. Weiters wurden die Höhe des Kronenansatzes (tiefste Hauptverzweigung) und die Ansatzhöhe des tiefsten (Stamm-)Ästchens abgeschätzt. Mit derselben Methode wurden bereits 1988 22 Halsbandschnäpper-Revierzentren vermessen, wobei als Meßkreismittelpunkt der Brut(Höhlen-)baum-Mittelpunkt diente (etwa 44 Arbeitsstunden). Für die PF C2 wurde 1990 für 260 Bäume (13 Meßkreise) der Kronenzustand in Schadstufen (0 = gesund, 1 = kränkelnd [11 bis 25 Prozent Blattverlust], 2 = krank [26 bis 60 Prozent Blattverlust], 3 = sehr krank [über 60 Prozent Blattverlust] und 4 = abgestorben) in Anlehnung an Hölzinger & Kroymann (1984) eingeschätzt.

2.3 Erhebung der Siedlungsdichten

Da das Hauptaugenmerk der ganzen Untersuchung auf Habitat, Populationsökologie und Brutfürsorge (speziell auch Brutaufteilung) des Halsbandschnäppers gerichtet war (Sachslehner in Vorber.), wurden Beobachtungszeitraum und Begehungsmodus ganz auf diese Art ausgerichtet. Von 10. April bis 5. Juli betrug für alle PF zusammen die Beobachtungszeit 1988 231 Stunden (verteilt auf 39 Tage), 1989 465 Stunden (60 Tage) und 1990 295 Stunden (53 Tage). Die unterschiedlichen Beobachtungszeitsummen ergaben sich auch aus den unterschiedlichen Abundanzen des Halsbandschnäppers und dem daraus resultierenden stark differierenden Kontroll- und Beobachtungsaufwand an Bruthöhlen! Jede PF wurde wöchentlich ein- bis fünfmal begangen (die größeren PF meist in Etappen). Alle Beobachtungen wurden an Ort und Stelle genau protokolliert und alle revieranzeigenden Verhaltensweisen (Gesang, Balz, Auseinandersetzungen, Nestbau, Brüten, Jungenfütterung, Warnen, ausfliegende Jungvögel, aber auch längeres Rufen und Jagen an ein und demselben Ort) in eine Karte (1:5000) eingetragen. Auf die Flächenzugehörigkeit jeder

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Beobachtung wurde genauestens geachtet, angrenzende Bestände wurden randlich mitkartiert (vgl. z. B. Oelke, 1980; Tomialojc, 1980; Williamson, 1964).
Zu betonen ist, daß die Reviere von Grau- und Zwergschnäppern zwar konsequent mitaufgenommen wurden, aber leider selten Zeit zur Nestersuche blieb. Dagegen wurde für den Halsbandschnäpper versucht, sofort alle bei der Revierbesetzung von Männchen gezeigten Höhlen (Löhrl, 1951) zu registrieren, um später gezielte Kontrollen und intensive Beobachtungen an den Bruthöhlen durchführen zu können. Der Prozentsatz gefundener Höhlen dürfte für 1989 und 1990 bei etwa 90 bis 95 Prozent liegen. Lediglich 1988 wurde auf den Flächen C1, D und F erst ab dem 25. Mai mit der gezielten Nestersuche begonnen, erfolglos gebliebene Erstbrutversuche wurden daher unter Umständen übersehen, sind aber sicher kein ausschlaggebender Grund für die niedrigen Siedlungsdichtewerte dieses Jahres (siehe 4.2).
1989 und 1990 wurden außerdem alle Brutnachweise (Brutablöse, Füttern der Altvögel, Betteln der Jungen aus der Höhle) aller Höhlenbrüter auf den PF (Hohltaube, Grünspecht, Grauspecht, Schwarzspecht, Buntspecht, Mittelspecht, Kleinspecht, Sumpfmeise, Blaumeise, Kohlmeise, Kleiber und Star sowie von Garten- und Waldbaumläufer) in eine eigene Karte eingetragen. Der Erfassungsgrad ist jedoch nur bei Bunt- und Mittelspecht sowie dem Star zufriedenstellend.

2.4 Auswertung

2.4.1 Auswertung der Vegetationserhebung

Die gewonnenen Daten zur Vegetationsstruktur wurden nach den bei Cyr & Oelke (1976) angegebenen Methoden ausgewertet. Ebenso errechnete ich das Höhlenangebot/ha (dabei wurde angenommen, daß die Zahl der von mir als geeignet eingestuften Höhlen sehr hoch mit den tatsächlich zum Brüten tauglichen Höhlen korreliert), Stümpfe gefällter Bäume/ha und Totäste (schwach, stark und gesamt) pro ha und einzelnem Baum. Mittlere Kronenansatzhöhe und Stammästchenansatzhöhe (jeweils Mediane) wurden für jede Baumart und PF berechnet. Der „Range" dieser zwei Parameter wurde auch als Maß für den Schichtenreichtum herangezogen. Für das liegende Totholz wurden die gemessenen Baumstücklängen je nach Durchmesserklasse mit einem Faktor (< 7,5 cm Durchmesser 1, 7,5 bis 15 cm 2, 15 bis 23 cm 3 usw.) multipliziert und für jeden Meßkreis addiert und daraus ein Index für 1 ha errechnet.
Für viele Vegetationsmerkmale war eine gegenseitige Abhängigkeit anzunehmen (z. B. Baumdurchmesser, Höhlenangebot usw. vom Bestandsalter), das Ausmaß dieser Abhängigkeit war aber gerade unter dem Aspekt des Waldsterbens unklar. Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman (siehe z. B. Zöfel, 1988) wurden im SPSS-Programm auf der Großrechenanlage (IBM 3090-400E) des Rechenzentrums der Universität Wien gerechnet.

2.4.2 Auswertung der Siedlungsdichteerhebung

Es wurde für alle drei Schnäpperarten versucht, Teilsiedler exakt zuzuordnen. Der hohe, mit üblichen Siedlungsdichtearbeiten nicht vergleichbare Arbeitsaufwand und

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

die Beschränkung auf nur drei Vogelarten erlaubten eine Zuordnung der Revieranteile auf den erstellten Artkarten in 0,25-Einheiten bei Halsbandschnäpper und Zwergschnäpper. Der Grauschnäpper erwies sich als schwierigster Schnäpper, für diese Art wurden wie in anderen Siedlungsdichteuntersuchungen üblich Randsiedler als 0,5 Reviere eingerechnet.
Beim Halsbandschnäpper treten zusätzlich die Komplikationen einer polygynen Vogelart (Löhrl, 1949 und 1959) auf. Da nur ein kleiner Teil der Population farbberingt werden konnte, beruht die Unterscheidung von unverpaarten Männchen (Gesangsaktivität meist höher) gegenüber zweit- bzw. drittrevierenden Männchen (fliegen bei längerer Beobachtung ins Erstrevier ab) hier auf hohen Wahrscheinlichkeiten. In dieser Untersuchung wird ein brütendes bzw. ein fütterndes Halsbandschnäpper-Weibchen als Brutpaar (werden als BP/10 ha angegeben) gewertet. Brutpaare plus konstante Reviere unverpaarter Männchen (als solche wurden mindestens 10 bis 14 Tage hindurch im selben Revier singende, unverpaarte Männchen eingestuft) werden gesamt als Reviere (REV/10 ha) angegeben und sind somit mit den Revierangaben/10 ha für Grau- und Zwergschnäpper vergleichbar. Zusätzlich werden Brutpaare plus konstante Reviere unverpaarter Männchen plus Zweit- und Drittreviere plus kurzfristig errichtete Reviere (herumstreunende Männchen) gesamt als „Stellen" (ST/10 ha) geführt. Letztere Angabe soll auf das Potential noch vorhandener unbesetzter und möglicherweise tauglicher Bruthöhlen hinweisen (siehe 3.3).
Die erhaltenen Siedlungsdichtewerte wurden für alle drei Schnäpperarten in Beziehung zu den aufgenommenen Waldstruktur- und Probeflächenparametern gesetzt. Sowohl C als auch C1 und C2 gingen in die Analysen mit ein. Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman wurden im SPSS-Programm für die Mittelwerte 1988 bis 1990 sowie für jedes einzelne Untersuchungsjahr berechnet. Das Datenmaterial von den acht bzw. zehn PF reichte nicht für weitergehende statistische Analysen aus, die Korrelationskoeffizienten können aber (trotz zahlreicher Interkorrelationen, siehe Anhang 2) zusätzlich zu den Feldbeobachtungen Hinweise zu den Habitatpräferenzen der einzelnen Arten geben. Klarerweise sind die in dieser Wald-Wiesen-Landschaft gewonnenen Abundanzwerte nicht auf geschlossene Waldgebiete übertragbar, Edge-Effekte dürften durch alle kleinen PF „durchwirken" (vgl. z. B. Tomialojc et al., 1984). Außerdem beeinflussen sich benachbarte Probeflächen gegenseitig.

3. Ergebnisse

3.1 Waldstruktur

3.1.1 Baumartenzusammensetzung und Schichten

Die wichtigsten Merkmale der Vegetationsstruktur sind in der Tab. 2 zusammengefaßt. Die PF A, B, C, D und E sind typische Laubmischwaldflächen, die sich nur graduell in der Baumartenzusammensetzung unterscheiden. Auf allen PF ist großflächig nur eine (hohe) Baumschicht ausgebildet. Die ältesten Buchen-Traubeneichen-Wälder A (Abb. 2) und B sind teilweise parkartig und am reichsten strukturiert. Sie weisen vor allem im Bereich der Bäche eine niedrigere zweite Baumschicht auf.

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 2: Blick in den 170jährigen Laubmischbestand der Probefläche A im Frühherbst

Abb. 3: Ausschnitt der Probefläche C2 (110jähriger Laubmischbestand) im April

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 4: Blick in den eichenreichen Bestand C1 (108 Jahre) im Frühherbst

Räumlich eng begrenzte Hainbuchendickungen befinden sich vor allem auf A, B, C2 (Abb. 3) und H. C1 (Abb. 4) ist der eichenreichste Ausschnitt aus der Laubmischwaldfläche C. Der weniger geschichtete Buchenwald F (Abb. 5) enthält einige eingestreute Traubeneichen und anspruchsvollere Laubhölzer am Waldrand zur Nikolaiwiese und im Übergangsbereich zur PF E (Abb. 6). Der Traubeneichenwald der PF G ist vergleichsweise ebenfalls gering geschichtet. Das Bachgehölz H mit alten eingebrachten Roßkastanien (die sich aber auch naturverjüngt haben) weist wie A und B einen mäßigen Strauchanteil auf, während für alle PF (mit teilweiser Ausnahme von A und B), die Krautschicht durch Wildschweinhorden schwer devastiert ist. Nur im Frühjahr ist im Ostteil des Mischbestandes C (C2) eine geschlossene Bärlauchdecke vorhanden, kleinflächiger und lückiger auch auf A, D und E. Bis Anfang Juli ist auch davon kaum noch etwas übrig.

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 5: Die Stammregion des Buchenwaldes F (110 Jahre) im Frühherbst

Abb. 6: Der 125jährige Laubmischbestand E im Frühherbst

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Tabelle 2: Die Probeflächen (PF) und ihre Waldstruktur: Anzahl der Bäume/ha (B/ha), Dominanz der Querschnittsfläche für die vier wichtigsten Baumarten (gerundete Werte in Prozent in Klammer), Kronenschluß in Prozent, Anzahl der Sträucher/ha, Deckungsgrad der Krautschicht in Prozent, Index Totholz liegend, tote Bäume/ha, Totäste gesamt/ha, Höhlen/ha, Durchforstung (DF) in den letzten vier Jahren, Stümpfe umgeschnittener Bäume/ha und Stammästchenansatzhöhe (in m). Bu = Buche *(Fagus sylvatica)*, Hbu = Hainbuche *(Carpinus betulus)*, Zei = Zerreiche *(Quercus cerris)*, Tei = Traubeneiche *(Qu. petraea)*, Stei = Stieleiche *(Qu. robur)*, Es = Esche *(Fraxinus excelsior)*, Fah = Feldahorn *(Acer campestre)*, Ro = Roßkastanie *(Aesculus hippocastaneum)* und Schw = Schwarzerle *(Alnus glutinosa)*. n gibt die Anzahl der Meßkreise pro PF an. Verwendete Kürzel siehe Anhang 1. Siehe auch Text.

PF	B/ha	Hauptbaumarten	KRS	STR	DGK	ITL	TB	TÄG	HÖ	DF	UB	STÄAH	n
A	321	Bu(34)Zei(23)Hbu(19)Stei(10)	76	161	29	1903	11	5811	79	–	4	2,3	7
B	350	Bu(40)Zei(38)Tei(14)Hbu(8)	68	313	33	1734	8	5683	92	–	8	2,2	3
C	498	Zei(38)Bu(19)Hbu(17)Tei(10)	74	27	5	1822	29	12429	45	+	27	3,2	21
C1	525	Zei(63)Hbu(12)Stei(10)Bu(7)	62	13	6	1407	44	11458	13	+	19	5,0	4
C2	494	Zei(31)Bu(22)Hbu(17)Tei(11)	75	34	4	1884	27	13030	53	+	23	2,8	16
D	506	Bu(31)Es(25)Zei(24)Hbu(11)	76	0	1	2011	31	9988	50	–	25	4,2	4
E	421	Bu(50)Zei(23)Hbu(9)Es(7)	74	21	2	1886	13	10004	46	–	25	3,4	6
F	288	Bu(70)Tei(11)Hbu(10)Fah(4)	81	0	3	2730	17	6463	67	+	75	5,0	6
G	450	Tei(39)Zei(31)Hbu(15)Es(7)	70	6	1	1712	31	11913	63	+	69	3,0	4
H	600	Ro(48)Schw(31)Hbu(10)Fah(5)	82	150	8	1979	25	13575	50	–	0	2,3	3

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

3.1.2 Waldsterben, Totholzangebot und -entwicklung

Alle 8 PF (samt den zwei Teilflächen) sind mehr oder weniger massiv vom Waldsterben betroffen. Um sich eine genauere Vorstellung über das Ausmaß des Waldsterbens machen zu können, sind in der Tab. 3 die Ergebnisse der Kronenzustands-Einschätzung für die am stärksten geschädigte Laubmischwald-Teilfläche C2 angeführt (siehe auch die Spalte „Totäste" in Tab. 2).

Tabelle 3: Ergebnis der Kronenzustandsinventur 1990 auf der Probefläche C2 (110jähriger Laubmischbestand; Durchmesserklassen zusammengefaßt). 1 = kränkelnd, 2 = krank, 3 = sehr krank, 4 = abgestorben. Kein einziger Baum wurde als völlig gesund eingestuft. Siehe auch Methodik unter 2.2.

Baumart	n	%-Anteil von n Schadstufe 1	2	3	4
Fagus sylvatica	58	32,8	39,7	22,4	5,2
Quercus cerris	56	26,8	53,6	17,9	1,8
Quercus petraea	23	8,7	60,9	17,4	13,0
Carpinus betulus	42	47,6	40,5	4,8	7,1
Fraxinus excelsior	33	9,1	57,6	30,3	3,0
Acer pseudo-platanus	28	39,3	28,6	17,9	14,3
Acer campestre	12	16,7	58,3	8,3	16,7
Sonstige	8	12,5	50,0	37,5	0,0
Gesamt	260	28,1	46,9	18,5	6,5

Die Tab. 3 spricht trotz relativ geringer Anzahl untersuchter Bäume für sich, auf eine nähere Erörterung wird zunächst hier verzichtet, es soll nur die Subjektivität einer solchen Kronenzustandserhebung (Ausnahme Kategorie 4) betont werden.
Totholz (Tab. 2) ist auf allen PF reichlich vorhanden. Das liegende Totholz ist negativ mit dem Gesamteichenanteil korreliert ($r_S = -0{,}89$, $p < 0{,}01$, $n = 10$), was auf Durchforstungsmaßnahmen zurückzuführen ist (siehe 3.1.3). Die Anzahl toter Bäume pro ha ist auf PF mit hohem Gesamteichenanteil größer, eine signifikante Korrelation ergab sich aber nicht, weil sowohl durch Waldsterben als auch „natürlicherweise" auch andere Baumarten wie Rotbuche, Hainbuche, Feldahorn usw. absterben (Abb. 7, Tab. 3). Außerdem hängt die Zahl toter Bäume/ha von der Zahl der Bäume/ha überhaupt ab ($r_S = 0{,}68$, $p < 0{,}05$, $n = 10$).

Die Anzahl toter Äste pro ha hat (auch pro Baum für alle Hauptbaumarten selbst) seit 1988 (1989 und 1990 waren trockene Jahre) signifikant zugenommen (Sachslehner in Vorber.). Die Gesamtzahl toter Äste pro ha steht in Beziehung zu der Anzahl der Bäume pro ha ($r_S = 0{,}71$, $p < 0{,}05$, $n = 10$), was nicht verwundert, ist doch jeder einzelne Baum bereits mehr oder weniger stark geschädigt. Inwieweit abnorme Zweigabwürfe (Wimmer, 1989) die zukünftige Totholzentwicklung beein-

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

flussen werden, wird zu berücksichtigen sein. Pillmann & Mannsberger (1989) wiesen von 1984 auf 1986 eine Zunahme der Kronenverlichtung für Eichen im Maurer Wald nach. Eine solche Verlichtungszunahme und Absterben einzelner Bäume und Baumgruppen von außen nach innen und von oben nach unten wurden vor allem 1989 und 1990 auch für Rotbuche und Hainbuche immer häufiger (auch mündl. Mitt. F. Spitzenberger), wobei nicht nur die sehr nahe an der Westeinfahrt gelegene PF C betroffen war. Der Kronenschluß ist auf PF mit hohem Gesamteichenanteil geringer (im Aufnahmejahr 1990: $r_S = -0{,}92$, $p < 0{,}01$, $n = 10$; vgl. auch Naef-Daenzer & Blattner, 1989).

3.1.3 Durchforstung

Auf in den letzten vier Jahren durchforsteten (v. a. 1987, randlich Frühjahr 1989) PF gibt es mehr Stümpfe umgeschnittener Bäume (Tab. 2). Schlägerungen auf eichenreichen Flächen wurden schon seit längerem verstärkt (das Waldsterben aber lange Zeit verleugnet). Die Anzahl der Stümpfe pro ha korreliert mittelmäßig v. a. mit dem Traubeneichenanteil ($r_S = 0{,}55$, $p < 0{,}05$, $n = 10$). Die forcierten Eichenfällungen führen zu einem geringeren Totholzangebot am Boden (siehe 3.1.2) und vermindern sowohl das aktuelle als auch das potentielle Höhlenangebot der nächsten Jahre. Damit bringen solche „Notschlachtungen" einen starken Strukturverlust mit sich (vgl. Bauer, 1988).

Abb. 7: Abgestorbene Buchengruppe im April 1988 auf der Probefläche C2

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

3.1.4 Höhlenangebot

Die Anzahl der Höhlen/ha (Tab. 2) steigt mit dem Bestandsalter ($r_S = 0{,}62$, $p < 0{,}05$, $n = 9$; vgl. Van Balen et al., 1982). Es konnte leider nur eine Fläche im Alter zwischen 110 und 170 Jahren untersucht werden, so daß Werte für mittlere Bestandsalter weitgehend fehlen. Das Höhlenangebot ist interessanterweise negativ mit der Gesamtanzahl toter Äste pro ha ($r_S = -0{,}58$, $p < 0{,}05$, $n = 10$) und der Anzahl toter Bäume pro ha ($r_S = -0{,}65$, $p < 0{,}05$, $n = 10$) korreliert. Vor allem auf den PF C und G wurden viele tote Eichen ohne eine einzige Höhle vorgefunden. Das 1990 aufgenommene Höhlenangebot ist mit Ausnahme von C1 durchwegs sehr hoch. Van Balen et al. (1982) geben für (Laub-)Misch- und Nadelbestände bei anderer (viel kritischerer und hauptsächlich auf die untersten 7 m eines Baumes beschränkter) Aufnahmemethodik 6,2 bis 30 Höhlen pro ha an.

3.2 Siedlungsdichten

3.2.1 Grauschnäpper *(Muscicapa striata)*

Die Siedlungsdichten des Grauschnäppers sind der Tabelle 4 zu entnehmen.

Läßt man die kleinen PF B und H einmal außer acht, so schwanken die Abundanzen im Untersuchungsgebiet zwischen 2,1 und 4,8 REV/10 ha (jährlich 1,8 bis 5,8 REV/10 ha). Der alte, reich strukturierte Laubmischbestand der PF A weist die höchste Siedlungsdichte auf, die buchenreichen, relativ jüngeren PF D und F die niedrigsten. Die eichendominierten und vergleichsweise stärker durchforsteten PF C1 und G liegen bei gleichem Bestandsalter in der Mitte. Nach Mosimann et al. (1987) ist die Stetigkeit des Grauschnäppers in Schweizer Wäldern mit 87 bzw. 86 Prozent für Buchen- und Eichenbestände fast ident.
Was Siedlungsdichtewerte betrifft, existiert für den häufig auch im Kulturland brütenden Grauschnäpper bereits reichlich Literatur. Bezzel (1982) gibt als durchschnittliche mitteleuropäische Abundanz für den Grauschnäpper 2,4 REV/10 ha (n = 283) an. In Eichen-Hainbuchen-Wäldern des einzigen großen Urwaldgebiets Europas, den Wäldern von Bialowieza, lag die auf durchwegs großen Flächen erhobene Dichte für den Grauschnäpper von 1975 bis 1984 zwischen 0,3 und 1,0 Brutpaaren/10 ha (Maximum z. B. 1975 1,2). In Schwarzerlen-Galeriewäldern wurden 1,3 bis 2,4 Brutpaare/10 ha (Maximum z. B. 1978 3,0) und in Nadel-Laubmischwäldern 0,2 bis 0,4 Brutpaare/10 ha erreicht (Tomialojc et al., 1984; Tomialojc & Wesolowski, 1990). In den Auwäldern östlich von Wien werden für besonders reichgegliederte (oft kleinere) Altbestände *(Salix alba* dominiert) mit ähnlichen Edge-Effekten wie auf PF A bis H Dichten bis zu 5,5 REV/10 ha (Steiner & Windig, 1988) bzw. 10,1 (!) REV/10 ha für eine 6,9 ha große Altholzinselkette (Kollar & Seiter, 1989) angegeben. Die von mir ermittelten Grauschnäpper-Abundanzen erreichen v. a. ersteren Maximalwert auf den sehr alten Buchen-Traubeneichen-Flächen. In vielen älteren Siedlungsdichteuntersuchungen (z. B. Alpers et al., 1976; Brennecke, 1971 und 1972; Flössner, 1964; Niebuhr, 1949) kommt dagegen der Grauschnäpper entweder gar nicht oder nur in geringer Zahl in Eichen- und Traubeneichen-Buchen-

Tabelle 4: Abundanzen der drei untersuchten Fliegenschnäpperarten auf stadtnahen Wienerwald-Flächen (PF) des Lainzer Tiergartens, Wien (Einzeljahreswerte und Mittelwerte 1988–90; Viertelreviere gerundet). Erklärungen BP, REV und ST siehe unter 2.4.2. BAB = flächenbereinigte Abundanz (Bezzel, 1982).

PF	A	B	C	C1	C2	D	E	F	G	H
Grauschnäpper										
REV 1988	3,0	1,0	13,5	2,5	9,5	–	3,5	4,0		
REV 1989	2,0	1,5	14,5	2,3	11,0	1,0	3,0	1,5	1,5	1,0
REV 1990	2,5	1,5	13,0	1,5	11,0	1,0	3,0	1,5	1,0	1,5
REV/10 ha 88–90	4,8	(5,8)	3,7	3,1	3,7	2,1	3,8	2,8	3,3	(10,4)
BAB	1,20	0,80	4,13	0,96	3,38	0,37	1,38	1,01	0,67	0,88
Halsbandschnäpper										
BP 1988	1,0	1,0	10,0	–	9,0	–	4,0	3,0		
BP 1989	5,0	2,5	24,0	4,5	18,5	2,0	3,0	4,8	1,3	1,0
BP 1990	4,0	–	20,0	4,5	14,5	1,0	5,0	3,0	2,0	–
BP/10 ha 88–90	6,4	5,1	4,9	4,5	4,9	3,1	4,8	4,4	4,3	4,2
Maxima BP/10 ha	9,6	(10,9)	6,5	6,7	6,5	6,3	6,0	5,8	5,3	(8,3)
REV 1988	2,0	1,0	13,0	–	12,0	–	4,0	3,0		
REV 1989	6,0	2,5	26,0	4,5	20,5	2,0	4,0	5,8	2,0	1,0
REV 1990	6,0	1,0	22,0	6,0	15,0	1,0	7,0	4,0	3,0	–
REV/10 ha 88–90	8,9	6,5	5,5	5,2	5,6	3,1	6,0	5,2	6,6	4,2
ST 1988	3,0	2,0	25,5	1,5	22,5	1,0	8,0	3,0		
ST 1989	7,0	3,3	37,3	7,5	27,5	3,0	4,0	7,8	3,5	2,0
ST 1990	11,0	2,0	33,0	6,0	25,0	3,0	8,0	7,5	3,5	2,0
ST/10 ha 88–90	13,5	10,5	8,6	7,2	8,8	7,3	10,4	7,4	9,2	(16,7)
Zwergschnäpper										
REV 1988	1,0	–	4,0	0,1	3,9	–	0,5	–		
REV 1989	2,0	1,0	4,5	0,5	3,5	0,3	1,0	0,8	–	–
REV 1990	–	–	3,0	0,3	2,8	1,0	0,8	1,0	–	–
REV/10 ha 88–90	1,9	1,4	1,0	0,4	1,2	1,3	0,9	0,7	(fehlt)	(fehlt)
Schnäpper gesamt										
REV/10 ha 88–90	15,7	13,8	10,2	8,8	10,4	6,5	10,7	8,7	9,9	14,6

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Wäldern vor. In einer Trendanalyse (Flade & Steiof, 1988), in die auch 40 Eichen-Hainbuchen-Wälder eingingen, wird für 1950 bis 1985 eher eine Zu- als eine Abnahme angenommen.

40 (1990) bis 60 (1988) Prozent der von mir kartierten Grauschnäpper-Reviere lagen nahe oder direkt am Waldrand. Eine hohe positive Korrelation mit der Gesamtrandlinienlänge ergab sich erst für nach Bezzel (1982) flächenbereinigte Abundanzen (r_S = 0,83, $p < 0,01$, n = 10; siehe auch 4.1.3). Für den Grauschnäpper bieten alte Bestände die besten Siedlungsmöglichkeiten (Abb. 8, siehe auch Tab. 5). Durchforstung (Anzahl umgeschnittener Bäume/ha) beeinflußt die Siedlungsdichte des Grauschnäppers negativ, während das Vorhandensein von Bächen offensichtlich höhere Abundanzen ermöglicht (siehe Tab. 5).

Tabelle 5: Abgesicherte Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN von Probeflächen- bzw. Habitatparametern mit den Abundanzen (BP bzw. REV/10 ha) der drei Schnäpperarten und der Gesamtdichte aller Schnäpper (Musc. ges.) (wenn nicht anders angemerkt, Abundanzmittelwerte 1988–1990). * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, n.s. = nicht signifikant. Anmerkung [1]: Korrelation für Abundanzwerte 1989. Abkürzungen siehe Anhang 1, Korrelationen innerhalb der Variable siehe Anhang 2.

	r_S				
	Musc. str.	Fic. alb.	F. parva	Musc. ges.	N
Bestandsalter	0,82**	0,80*	0,63*	0,83**	9
KAH	–0,91**	–0,63*	n.s.	–0,95**	10
STÄAH	–0,84**	–0,60*[1]	n.s.	–0,84**	10
Seehöhe	–0,89**	–0,78*[1]	n.s.	–0,85**	10
STR	0,91**	0,70*	n.s.	0,91**	10
DGK	0,70*	0,62*	n.s.	0,69*	10
UB	–0,71*	–0,84**[1]	n.s.	–0,72**	10
BI	0,90**	n.s.	n.s.	0,96**	10
RSTÄAH	n.s.	n.s.	0,65*	n.s.	10
RKAH	n.s.	n.s.	0,77*	n.s.	10
LI	n.s.	n.s.	n.s.	0,55*	10
Fic.alb. ST/10 ha	0,92**	–	n.s.	n.s.	10
F.parva REV/10 ha	n.s.	0,64*	–	n.s.	10

Hohe Ansatzhöhen von Stammästchen und Kronen können die Bodenjagd für Fliegenschnäpper erschweren. Negative Korrelationen mit der Abundanz ergaben sich für Grau- und Halsbandschnäpper (Tab. 5). Neben Stammästchen werden außerdem v. a. vom Halsbandschnäpper liegendes Totholz, Stümpfe gefällter Bäume, bodennahe Rindenstrukturen (hauptsächlich von Eichen) und Wurzelknorren sehr häufig zur Wartenjagd über und auf dem Boden benutzt.

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

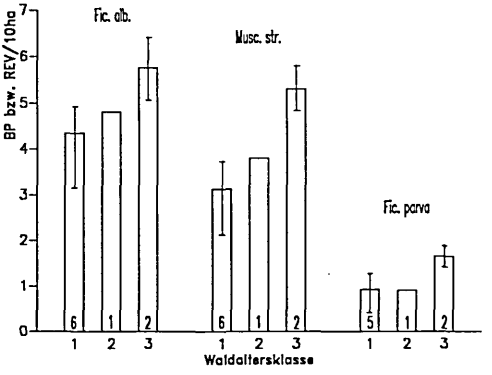

Abb. 8: Abundanzen (Mittelwerte 1988–90) des Halsband-, Grau- und Zwergschnäppers auf Waldflächen unterschiedlicher Altersklassen (1 = 105–115 Jahre, 2 = 120–130 Jahre, 3 = > 160 Jahre). Die Zahl in den Balken entspricht der Anzahl untersuchter Flächen. Siehe auch Tab. 5

3.2.2 Halsbandschnäpper *(Ficedula albicollis)*

Bei Betrachtung der Abundanzwerte in der Tab. 4 fällt auf, daß in den meisten Beständen die jährliche Siedlungsdichte stärker als beim Grauschnäpper schwankt. Die größeren PF werden konstanter besiedelt. Die höchsten Werte werden für BP, REV und ST (siehe 2.4.2) auf fast allen PF 1989 erreicht (siehe auch Abb. 11 und 4.2). Insgesamt schwanken die Abundanzen der BP/10 ha des Halsbandschnäppers zwischen 3,1 und 6,4 für die drei Untersuchungsjahre (Minimum 1988 auf A 1,9, Maximum 1989 9,6 auf A bzw. 10,9 auf B), die der REV/10 ha zwischen 3,1 und 8,9 (Minimum 3,5 auf C 1988, Maximum 11,5 auf A 1989). Wie auch schon beim Grauschnäpper werden die höchsten Dichten in den ältesten Laubmischbeständen erreicht (siehe auch Abb. 8). Die durch stärkere Durchforstungsmaßnahmen charakterisierten Eichenbestände C1 und G rangieren ziemlich weit hinten. Daß jedoch in Eichenwäldern ähnlich hohe Abundanzen wie in Laubmischwäldern vorkommen, zeigt die Tabelle im Anhang 3. In einem kaum durchforsteten, mehr als 160 Jahre alten (allerdings recht kleinen) Traubeneichen-Zerreichen-Bestand am Gallitzinberg werden 9,6 REV/10 ha erreicht (vergleiche mit PF A). Weitere Untersuchungen im Wienerwald sind aber dringend nötig.
Im Gegensatz zum Grauschnäpper fand nie eine Brut des Halsbandschnäppers in den außerhalb der PF liegenden 1,1 km langen Roßkastanienalleen statt. Dagegen konnte ich 1988 (mindestens) ein Brutpaar in einer Roßkastanienbaumreihe beim Hohenauer Teich (Lainzer Seite des Lainzer Tiergartens) feststellen (auch mündl. Mitteilung H. Fuxa, A. Grüll). Dabei dürfte die Nähe zu einem größeren Baumbestand mit Weiden am Lainzer Teich ausschlaggebend gewesen sein. Auch die Brutpaare einer kleinen Obstbaumnistkastenpopulation bei Schönegg (unterstes Ybbstal, westliches NÖ.) nutzten zum Nahrungserwerb hauptsächlich ein direkt benachbartes Bachgehölz. In einem einzigen Fall (Schwarzenbergpark in Neuwaldegg,

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Wien) sang ein unverpaartes Halsbandschnäpper-Männchen etwa eine Stunde lang in einer etwas isoliert stehenden großen Kastanie.
Die Siedlungsdichten des Halsbandschnäppers der PF vom Lainzer Tiergarten (und vom Gallitzinberg) lassen sich trotz Edge-Effekt gut in das bisher Bekannte einordnen. Tomialojc et al. und Tomialojc & Wesolowski (1990) geben für 1975 bis 1984 in Eschen-Erlen-Sumpf-Wäldern 3,2 bis 4,0 (Maximum 1976 4,4), in Eichen-Hainbuchen-Wäldern 4,5 bis 6,0 (Maximum 1975 9,2) und in Nadelmischwäldern 0,1 Brutpaare/10 ha an, jedoch muß dabei berücksichtigt werden, daß oft in denselben Beständen der Trauerschnäpper mit 0,6 bis 2,2 bzw. 0,2 bis 0,9 bzw. 0,1 bis 0,2 Brutpaaren/10 ha und zusätzlich noch Mischpaare Trauer-Halsbandschnäpper brüten. Verschiedene Auwaldflächen (Weiden- und Pappelalthölzer) östlich von Wien werden mit 1,6 bis 7,3 Revieren/10 ha (Steiner & Winding, 1988) bzw. 1,2 bis 5,8 Revieren/10 ha (Kollar & Seiter, 1989) besiedelt. Der mit Buchen und Eichen bestandene Hartwald (Südsteiermark) wies im Mai 1989 5,0 Brutpaare/10 ha auf (Landmann et al., 1990) und liegt damit im guten Durchschnitt. In einem Edelkastanien-Eichen-Wald (800–940 m Seehöhe!) des Bergells (Schweiz) wurden von 1971 bis 1984 durchschnittlich 3,6 (Maximum 6,7 1972 und 1975) Halsbandschnäpper-Reviere/10 ha vorgefunden (Maurizio, 1987). Nicht vergleichbar sind obige Abundanzen klarerweise mit Nistkastenpopulationen, z. B. kommen auf tschechischen Teichdämmen bis zu 14 Brutpaare/10 ha vor (Stastny, 1982). Kral (1982) gibt als Maximalwert sogar 2,64 Paare/1 ha an.
Betrachtet man die Zeile der „Stellen"/10 ha in Tabelle 4, so wird bestätigt, daß die ältesten PF A, B und E auch den höchsten „Höhlenvorrat" aufweisen (vgl. 3.1.4). Die vergleichsweise hohen Abundanzen dieser Wälder sind auch ein Effekt dieses höheren Höhlenangebots. Daß die Verfügbarkeit von Höhlen für Halsbandschnäpper-Populationen stark limitierend sein kann, ist bekannt (z. B. Gustafsson, 1988). Hinweise zur Einflußnahme anderer PF-Parameter auf Halsbandschnäpper-Abundanzen sind der Tab. 5 zu entnehmen. Den größten positiven Einfluß übt hohes Bestandsalter aus, mit dem auch unter anderem das Höhlenangebot (siehe 3.1.4), die Anzahl Sträucher/ha und der Deckungsgrad der Krautschicht positiv korreliert sind (siehe Anhang 2). Den größten negativen Einfluß stellt zunehmende Durchforstung (Anzahl umgeschnittener Bäume/ha) dar. Allerdings ist der Umfang des Datenmaterials noch gering und die untersuchten Waldflächen unterscheiden sich in der Baumartenzusammensetzung, so daß die Bedeutung einzelner Parameter noch unklar ist. Nach meinen Beobachtungen werden z. B. die ersten Reviere jährlich an Bächen besetzt und fast jedes Halsbandschnäpper-Brutpaar zeigt in der Nestlingsphase einen starken Bezug zu Lichtungen, abgesicherte Korrelationen für Bachindex und Lichtungen/ha errechneten sich aber nicht.

3.2.3 Zwergschnäpper *(Ficedula parva)*

Ein erster Blick auf die zusammengefaßten Siedlungsdichten (Tab. 4) zeigt bereits, daß die PF G und H überhaupt nicht besiedelt wurden, andere, darunter auch der durchschnittlich 170 Jahre alte Laubmischbestand A, nur in einzelnen Jahren. Größere PF sind für diese Art also unbedingt erwünscht! Trotzdem hält auch beim

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Zwergschnäpper die PF A den Spitzenwert (Mittelwert 1,9, Maximum 1989 mit 3,8 REV/10 ha). Stark eichendominierte Wälder meidet der Zwergschnäpper (z. B. PF G, auf C1 nur randlich im stärker buchendurchsetzten Bereich). Das Optimum liegt auch für diese Art in Laubmischbeständen (siehe auch Abb. 9; vgl. auch Aschenbrenner & Peters, 1958 und Fuxa, 1991).

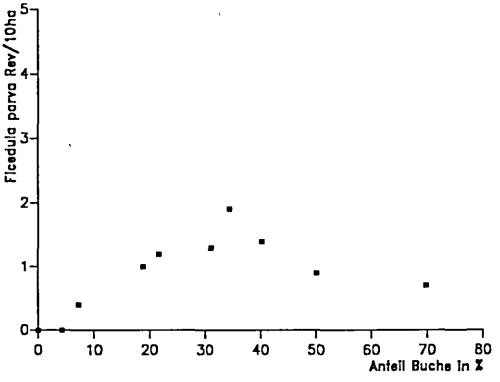

Abb. 9: Beziehung Buchen*(Fagus sylvatica)*-Anteil und Zwergschnäpper-Abundanzen (Mittelwerte REV/10 ha) auf stadtnahen Wienerwaldflächen Wiens 1988–90

Nach H. Fuxa (mündl. Mitt.) schwankten bei intensiverer Untersuchung auf zirka 40 ha Wald (mit unterschiedlichem Buchen-, Eichen- und Hainbuchenanteil und guter Altersklassenverteilung; Lainzer Tiergarten, St. Veiter-Seite) von 1984 bis 1986 die Revierzahlen zwischen 6 und 13. Das ergäbe 1,5 bis 3,3 REV/10 ha. Schmalzer & Sachslehner (unpubl.) stellten 1988 auf der Mischwaldfläche M2 (siehe Anhang 3) 1 Revier fest (ergibt für den gesamten 13,4 ha großen Mischwaldbereich 0,7 REV/10 ha) und im Buchenwald B (Anhang 3) 1 bis 1,5 Reviere (maximal 1,4 REV/10 ha). Eine weitere Angabe aus dem Wienerwald (Zuna-Kratky, 1990) von 0,1 REV/10 ha stammt von einer 1000 ha großen Buchenwaldfläche. Damit ergeben sich nach bisheriger Kenntnis für den Wienerwald Zwergschnäpper-Abundanzen von 0,1 bis maximal 3,8 REV/10 ha. Letztere lokal in reichstrukturierten, alten Laubmischbeständen (vgl. Abb. 8). Ähnliche Dichtewerte weisen ein Traubeneichen-Buchen-Wald in Mark-Brandenburg (0,6 REV/10 ha nach Flössner, 1964) und die schon mehrmals zum Vergleich herangezogenen großen Eschen-Erlen-Sumpf-Wälder (0,2 Brutpaare/10 ha), Eichen-Hainbuchen-Wälder (0,6 bis maximal 1,7 Brutpaare/10 ha) und Nadel-Laubmisch-Wälder (0,2 bis 0,5 Brutpaare/10 ha) des Bialowieza-Gebietes (Tomialojc et al., 1984) auf.
In den drei Untersuchungsjahren fanden sich 35 (1990) bis 60 (1988) Prozent der Reviere an Bächen, wobei diese „Bachreviere" (höhere bzw. früher erreichte Habitatqualität durch Vegetationsvorsprung und damit verbunden höherem Nahrungsangebot (?), (vgl. Lundberg et al., 1981) von den erstankommenden Männchen besetzt wurden (vgl. Aschenbrenner & Peters, 1958 und Fuxa, 1991). Die Kor-

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

relation für die Zwergschnäpper-Abundanzmittelwerte (1988–1990) mit dem Bachindex (Tab. 1b) ist gering und nicht abgesichert (r_S = 0,34, p = 0,167, n = 10). Die weiteren Korrelationen (siehe Tab. 5) weisen auch für diese Art auf die Bevorzugung alter, reichgegliederter Mischbestände hin.

3.2.4 Siedlungsdichte Schnäpper gesamt

Die Abundanzmittelwerte für alle drei Schnäpper zusammen sind ebenfalls in der Tab. 4 angeführt. Für die untersuchte Gilde der Fliegenschnäpper insgesamt ergibt sich aus der Tab. 5, daß sie ihre höchsten Abundanzen in den ältesten Laubmischbeständen (vgl. Abb. 8) mit den im Untersuchungsgebiet meisten Sträuchern und Lichtungen, mit dem höchsten Deckungsgrad der Krautschicht, mit den größten Bachlängen und vergleichsweise niedrigen Stammästchen- und Kronenansatzhöhen erreicht (vgl. Scherzinger, 1989). Ferner zeichnen sich diese Flächen durch geringe Seehöhe und geringen Durchforstungsgrad aus.

3.2.5 Hinweise zu einigen anderen Arten

Die besetzten Bruthöhlen pro PF und pro 10 ha sind für Buntspecht, Mittelspecht und Star in der Tab. 6 aufgelistet. Auf eine Angabe von Revieren/10 ha wird verzichtet, weil für diese Arten auch keine Revierkartierung durchgeführt wurde (vgl. 2.3). Die starke Abundanzzunahme des Buntspechts von 1989 auf 1990 wird in der Diskussion im Zusammenhang mit dem Waldsterben und der Siedlungsdichte des Halsbandschnäppers besprochen.

Tabelle 6: Anzahl der vom Buntspecht *(Picoides major)*, Mittelspecht *(Pic. medius)* und Star *(Sturnus vulgaris)* auf stadtnahen Wienerwaldflächen 1989 und 1990 besetzten Bruthöhlen je Probefläche (PF) und 10 ha. Brutbäume am Bestandesrand in Klammer; + (bei den Spechten) bedeutet, die Art wiederholt auf der PF festgestellt, jedoch kein Brutnachweis.

PF	A	B	C	C1	C2	D	E	F	G	H
Buntspecht										
Bruthöhlen 89	2	0	9	2	6(1)	1	1	3(1)	1(1)	1
Bruthöhlen 90	4	1(1)	19(2)	4(1)	14(1)	1	4	3(1)	2	1
Bruthöhlen/10 ha 89	3,8	+	2,4	3,0	2,1	3,1	1,2	3,7	2,6	(8,3)
Bruthöhlen/10 ha 90	7,7	4,3	5,1	6,0	4,9	3,1	4,8	3,7	5,3	(8,3)
Mittelspecht										
Bruthöhlen 89	0	0	3	1	2	0	0	0	0	0
Bruthöhlen 90	0	0	5(1)	1	2	1	0	0	1	1
Bruthöhlen/10 ha 89	+	+	0,8	1,5	0,7	+	+	+	+	+
Bruthöhlen/10 ha 90	+	+	1,3	1,5	0,7	3,1	+	+	2,6	(8,3)
Star										
Bruthöhlen 89	2	1	4	1	3	0	0	0	0	0
Bruthöhlen 90	2	1	2	0	2	0	0	1	1	0
Bruthöhlen/10 ha 89	3,8	4,3	1,1	1,5	1,1	–	–	–	–	–
Bruthöhlen/10 ha 90	3,8	4,3	0,5	–	0,7	–	–	1,2	2,6	–

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Die Hohltaube kam 1988 mit einem Brutpaar (BP) auf der buchendominierten PF D vor und in allen drei Untersuchungsjahren mit (1-)2 BP im Altbestand der Laubmischwaldfläche A. Eine rufende Turteltaube fand sich jährlich ebenfalls auf A und 1990 zusätzlich auch eine auf C2. Eine Errechnung von Brutpaaren pro 10 ha erscheint jedoch so wie beim Grünspecht (jährlich 2[-3] Brutpaare auf allen PF zusammen) auf Grund des großen Aktionsradius dieser Arten nicht sinnvoll. Der Wendehals fehlte in allen Jahren, rief aber 1989 und 1990 regelmäßig außerhalb der PF B und H im Randbereich der Siedlungen.
Der Erfassungsgrad der Meisen ist wie unter 2.3 schon erwähnt sicher zu gering, bemerkenswert ist jedoch eine 1990 zirka doppelt so hohe Blaumeisendichte als 1989, was sich auch in der Besetzung von 7 Prozent der 1989 vom Halsbandschnäpper benutzten Bruthöhlen (n = 43) ausdrückte. Eine Tannenmeise sang 1990 in einem eichenreicheren Teil der PF C2, eine Brut konnte jedoch nicht nachgewiesen werden. Auf Grund der fast überall im Lainzer Tiergarten fehlenden Strauchschicht, ist etwa die Gartengrasmücke auf keiner der PF vorhanden gewesen, Mönchsgrasmücke und Rotkehlchen nur spärlich. Die Feststellung einer Halbhöhlen-/Höhlenbrut eines Rotkehlchens (zirka 3 m hoch in einem toten Buchenstumpf) auf der Trauben-Zerreichen-Fläche G ist in diesem Zusammenhang bemerkenswert. Der Gartenrotschwanz berührte nur in einzelnen Jahren die siedlungsnahen PF B und F randlich, während er in den Siedlungen selbst jährlich brütete.

4. Diskussion

4.1 Methodische Fragen

4.1.1 Erhebung der Halsbandschnäpper-Abundanzen

Wie bereits unter 2.3 ausgeführt wurde, konnten auf Grund des hohen Zeitaufwands und die spezielle Konzentration auf den Halsbandschnäpper für diese Art Brutpaare, unverpaarte Männchen, Zweit- bzw. Drittreviere und herumstreunende Männchen mehr oder weniger gut erfaßt werden. In üblichen Siedlungsdichteuntersuchungen mit sechs bis zwölf Begehungen wird das kaum möglich sein. Vor allem polyterritoriale Männchen des Halsbandschnäppers (für Waldlaubsänger, Zilpzalp, Zaunkönig und Star siehe z. B. Pinxten et al., 1989; Temrin, 1986 und Wesolowski, 1987) machen Schwierigkeiten. Von etwa Anfang bis nach Mitte Mai singt ein Teil (1990 zirka 40 Prozent) der bereits verpaarten Männchen im mehr oder weniger weit entfernten Zweit- bzw. Drittrevier (vgl. z. B. Alatalo & Lundberg, 1984; Revierfragen siehe auch Löhrl, 1951), der Grad der tatsächlichen Polygynie (soweit an großteils unmarkierten Vögeln feststellbar) beträgt für die untersuchte Naturhöhlenpopulation aber jährlich nur 0 bis 4,2 Prozent (Sachslehner in Vorber.). Eine Nestersuche ist bei dieser Art unbedenklich und unbedingt zu empfehlen (siehe Tomialojc, 1980). Brütende Weibchen und deren Männchen zeichnen sich durch hohes Flügelzucken im Nestbereich aus, die Bruthöhle wird meist kurz darauf angeflogen. Altvögel füttern ihre Nestlinge im Wienerwald hauptsächlich zwischen dem 18. Mai und 20. Juni (Spätbruten ausgenommen), der Höhepunkt wird Ende Mai/Anfang Juni erreicht.

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

4.1.2 Kartierung ausgeflogener Jungvögel

Bettelnde flügge Junge werden in vielen Siedlungsdichtearbeiten als Ergänzung zur Revierkartierung mitaufgenommen. Bei allen drei hier behandelten Fliegenschnäpperarten scheint mir dabei aber große Vorsicht angebracht zu sein; denn oft verlassen die eben erst ausgeflogenen Jungvögel den ehemaligen Revierbereich sehr rasch (vgl. z. B. Epprecht, 1985; Maurizio, 1987; Stadler, 1929; mündl. Mitt. H. Löhrl und eigene Beobachtungen) und tauchen dann in entfernteren Waldteilen oder Baumbeständen auf, wo vielleicht höchstens einmal ein Fliegenschnäpper gesungen hat, aber nie eine Brut stattgefunden hat. Es kommen dadurch wohl immer wieder „falsche Brutnachweise" von Bruten zustande, die in Wirklichkeit außerhalb des Untersuchungsgebietes abliefen. Noch dazu kann der Fehler bei Halsband- und Zwergschnäpper doppelt ausfallen, denn v. a. erstere Art teilt im Wienerwald beim/nach dem Ausfliegen ihre Brut auf (Sachslehner in Vorber.; vgl. auch Maurizio, 1987), aber auch beim Zwergschnäpper kommt diese Brutaufteilung häufig vor (Stastny, 1970; Fuxa, 1991 und eigene Beobachtungen; für den Grauschnäpper siehe z. B. Epprecht, 1985). Flügge junge Schnäpper sollten daher bei der Auswertung von Siedlungsdichteuntersuchungen nur bei völliger Klarheit des Brutnachweises (Beobachtung des Ausfliegens) zur Revierabsicherung miteinbezogen werden. Dies sollte auch bei Brutvogelkartierungen berücksichtigt werden.

4.1.3 Flächenbereinigte Abundanz des Grauschnäppers

Bezzel (1982) gibt für mitteleuropäische Vogelarten eine Formel und Werte zur Berechnung sogenannter flächenbereinigter Abundanzen an, um unterschiedlichen Probeflächengrößen gerecht zu werden und die Vergleichbarkeit von Siedlungsdichtewerten untereinander zu verbessern, nimmt doch in der Regel die Siedlungsdichte mit der Flächengröße ab. Vor allem Flächen unter 10 ha liefern oft vom Zufall abhängige Resultate. Betrachtet man aber die in Abb. 10 dargestellten Abundanzen und flächenbereinigten Abundanzen (Quotient aus festgestellter und erwarteter Dichte) des Grauschnäppers, so wird deutlich, daß diese „Flächenbereinigung" auch den gegenteiligen Effekt erzielen kann, nämlich eine Zunahme der bereinigten Dichten mit der Probeflächengröße. Die Interpretationsmöglichkeit punkto Habitatpräferenzen des Grauschnäppers werden dadurch nicht verbessert. Deshalb wurden unter 3.2.1 für den Grauschnäpper zum Vergleich der einzelnen PF die unbereinigten Siedlungsdichtewerte herangezogen. Obiger Effekt dürfte auf die weitgehend flächengrößenunabhängige Abundanz des Grauschnäppers (Bezzel, 1982) und die relative Genauigkeit der Untersuchung auf Grund der engen Artenauswahl zurückzuführen sein. Berechnet man für den Halsbandschnäpper flächenbereinigte Abundanzen nach den bei Bezzel (1982) für den Trauerschnäpper angegebenen Werten (für Halsband- und Zwergschnäpper lagen zumindest bis 1982 offensichtlich zu wenige Abundanzangaben vor), so ergibt sich eine lineare Zunahme der bereinigten Abundanzen mit der Größe der untersuchten Waldflächen. Trotzdem sollte gerade bei der Erhebung von ganzen Avizönosen keinesfalls auf die Berechnung von flächenbereinigten Abundanzen verzichtet werden (siehe Bezzel, 1982).

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

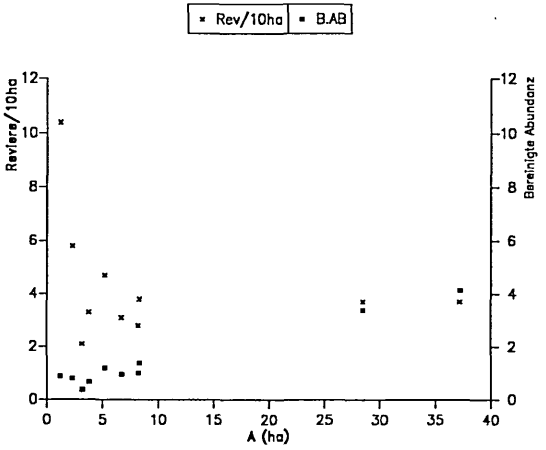

Abb. 10: Abundanzen und nach Bezzel (1982) flächenbereinigte Abundanzen des Grauschnäppers *Muscicapa striata* in Beziehung zur Größe der untersuchten Wienerwaldflächen

4.2 Populationsdynamik und Konkurrenz

Klarerweise unterliegen Siedlungsdichten einzelner Vogelarten populationsdynamischen Prozessen und Phänomenen inter- und intraspezifischer Konkurrenz (z. B. Bezzel, 1982; Gustafsson, 1988). Für die drei Schnäpper sind zur Verdeutlichung der allgemeinen Dynamik der Populationsgrößen in Abb. 11 die Abundanzen aller PF zusammen dargestellt, wobei die Populationsdynamik des Halsbandschnäppers am stärksten die Gesamtdichte der *Muscicapinae s. str.* beeinflußt.

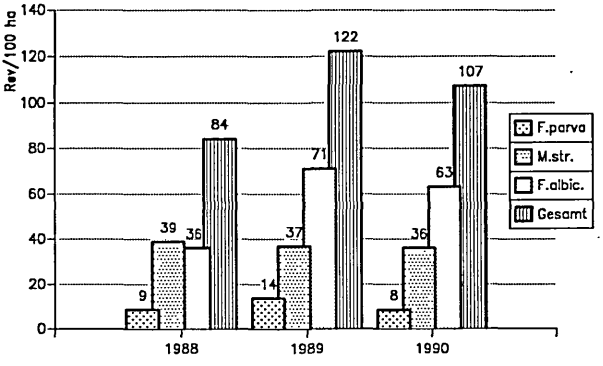

Abb. 11: Fluktuation der Abundanzen einer Fliegenschnäppergilde von 1988 bis 1990 eines stadtnahen Wienerwald-Untersuchungsgebietes, Lainzer Tiergarten, Wien. Abundanzen aller Probeflächen gesamt auf 100 ha hochgerechnet. Siehe auch Text

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Die gegenüber 1989 relativ niedrigere Dichte des Halsbandschnäppers 1990 könnte auf die sehr hohe Buntspecht- und eventuell auch Blaumeisendichte zurückzuführen sein. Nach Sasvari et al. (1987) übt jedoch eine hohe Blaumeisendichte alleine noch keinen signifikanten Einfluß auf Dichte und Bruterfolg des Halsbandschnäppers aus (vgl. auch Gustafsson, 1987 und 1988). Die Kohlmeisen-Abundanzen waren sowohl 1989 als auch 1990 nicht auffällig hoch. Für 1988 liegen überhaupt keine Vergleichsdaten vor. Die niedrige Dichte des Halsbandschnäppers 1988 (etwa auf PF A in 14 Kartierungen nur zwei Reviere) kann daher nicht näher erklärt werden.

Der Buntspecht hat als Höhlenlieferant und wichtigster Räuber (Sachslehner in Vorber.; siehe auch Sindelar, 1958) große Bedeutung für den Halsbandschnäpper, auch insofern, als nur in einem einzigen Fall in drei Jahren ein Halsbandschnäpper-Paar versuchte, am selben Höhlenbaum wie der Buntspecht zu brüten. Im Normalfall halten Halsbandschnäpper einigen Abstand von Buntspecht-Brutbäumen.

Die hohe Buntspecht-Abundanz 1990 könnte also einen direkten Einfluß auf die Siedlungsdichte (und den Bruterfolg) der Halsbandschnäpper ausgeübt haben. Für die Jahre 1989 und 1990 errechnet sich ein signifikanter Zusammenhang der Abundanzen der beiden Arten (Chiquadrat-Vierfelder-Test, $\chi^2 = 5{,}84$, $f = 1$, $p < 0{,}05$), eine langjährige Studie wäre aber nötig.

Für die von mir untersuchten PF ergeben sich weitgehend positive Korrelationen zwischen Grau- und Halsbandschnäpper- sowie zwischen Halsband- und Zwergschnäpper-Dichten (siehe Tab. 5). Tomialojc & Wesolowski (1990) fanden in einer zehnjährigen Untersuchung keine negativen Korrelationen zwischen Halsband-, Trauer- und Zwergschnäpper-Abundanzen, sie werden offenbar von ähnlichen Umwelteinflüssen in ähnlicher Weise gesteuert. Tatsächlich sieht man auch im Freiland selten direkte Auseinandersetzungen zwischen den Schnäppern (Fuxa, 1991 und mündl. Mitt., eigene Beobachtungen). Neben den unterschiedlichen Nistplatzansprüchen und den etwas verschiedenen Brutzeiten (der Halsbandschnäpper hat meist bis zum 5. Mai den Großteil seiner Reviere bereits besetzt, Grau- und Zwergschnäpper kommen zu diesem Zeitpunkt aber erst an), liegen die Unterschiede im Jagdverhalten (verschiedene Körpergrößen, Morphologie – unterschiedliche optische Fähigkeiten – unterschiedliche Jagddistanzen und Beutegrößen – unterschiedliche Nutzung der Lückenräume in den Bäumen und im Bestand – unterschiedliche Stratennutzung). Letztere Hypothese (nach Alatalo & Alatalo, 1979; Alerstam et al., 1978; Fuxa, 1989; Leisler, 1981 und eigenen Beobachtungen) soll in einer eigenen Untersuchung zu einem späteren Zeitpunkt geprüft werden.

4.3 Siedlungsdichte, Waldsterben und Durchforstung

Ein direkter Einfluß des Waldsterbens auf Abundanzen einzelner Vogelarten ist auf Grund natürlicher Populationsschwankungen nur in mehrjährigen Studien nachweisbar (vgl. Bezzel, 1987). Die starke Zunahme des Buntspechts von 1989 auf 1990 (siehe Tab. 6) dürfte aber im Zusammenhang mit der Zunahme von Totästen

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

von 1988 bis 1990 stehen (siehe aber auch Tomialojc & Wesolowski, 1990 und Wesolowski & Tomialojc, 1986). Auch das verstärkte Auftreten des Weißrükkenspechts im Wienerwald könnte damit zusammenhängen (Bauer, 1988). Scherzinger (1991) berichtet von einem ähnlichen Abundanzanstieg der Spechte in Koppelung mit Borkenkäfergraduationen in geschädigten Wäldern der Hochmontanstufe des Inneren Bayerischen Waldes und betont auch die zunehmende Begünstigung von Arten lückiger Mischwälder wie etwa des Waldlaubsängers. Davon mitbetroffen könnte v. a. auch der Grauschnäpper sein, der unter allen Fliegenschnäppern am intensivsten die Flugjagd betreibt und die größten Jagddistanzen aufweist.

Ein Abundanzanstieg war aber auf den untersuchten Probeflächen von 1988 bis 1990 nicht feststellbar (siehe Tab. 4), die Siedlungsdichten waren jedoch in allen drei Jahren beachtlich hoch. In zukünftigen das Waldsterben betreffenden Studien wird v. a. bei allen in der Nestlingszeit am Laub jagenden Arten auf Siedlungsdichteverlagerungen von höchst geschädigten auf weniger geschädigte Waldflächen zu achten sein, wenn der Sekundärschädlingsbefall die Abnahme der Blattmasse nicht mehr kompensieren kann. Die mehrfach ohne eine einzige Höhle vorgefundenen toten Eichen (siehe 3.1.4) geben zu der Spekulation Anlaß, daß die Spechte hier deswegen keine Höhlen angelegt haben, weil zur Brutzeit das Nahrungsangebot auf Grund der fehlenden Kronenbelaubung in unmittelbarer Nähe zu gering ausfällt bzw. schlechter zugänglich ist (vgl. auch Schmalzer, 1990 und Schuster, 1985). Anderseits könnten an solchen Punkten stark fortgeschrittenen Waldsterbens die Spechte mit dem Höhlenbau noch nicht nachgekommen sein. Schuster (1985) vermutet, daß zusätzliches Totholzangebot über einem gewissen Optimalwert für Vögel nicht mehr vollständig ausnutzbar ist.

Viel offensichtlicher und drastischer als das Waldsterben selbst sind derzeit die Auswirkungen von Durchforstungsmaßnahmen auf geschädigten Waldflächen für die Waldavizönosen (Naef-Daenzer & Blattner, 1989). Schon jetzt ist dadurch der Halsbandschnäpper stark betroffen, weitere Arealeinschränkungen sind bei dieser Art zu befürchten. Ein an die PF D angrenzender mehrere ha großer Buchen-(Traubeneichen-)Bestand, der 1987 zu etwa 50 Prozent durchforstet wurde (d. h. jeder zweite Baum wurde gefällt), bot in allen drei Untersuchungsjahren keinem einzigen Halsbandschnäpper (und vermutlich auch keinem einzigen Grau- und Zwergschnäpper) eine Siedlungsmöglichkeit. In einem im Frühjahr 1991 ebenso stark durchforsteten etwa 1,5 ha großen Bereich (nahe an der Westeinfahrt) der Laubmischwaldfläche C2 sank der Bestand sofort auf Null (1989 3, 1990 2 Reviere; siehe auch Tab. 5 und Abb. 12). Ebenso ist die Dichte des Grauschnäppers mit der Durchforstung (UB) negativ korreliert (Tab. 5).

Solchen Maßnahmen der Forstwirtschaft fallen unsinniger Weise trotz äußerst geringem Holzwert auch die höhlenreichen Baumstümpfe („standing broken tree stems", Tomialojc & Wesolowski, 1990) nur allzu häufig zum Opfer. Oft werden sie nur umgesägt und bleiben dann, für alle Höhlenbrüter verloren, am Waldboden liegen. In den von 1988 bis 1990 verschont gebliebenen Baumstümpfen fanden immerhin 42,7 Prozent der Bruten des Halsbandschnäppers statt, in toten Bäumen insgesamt

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 12: Buchenstumpf („standing broken tree stem", Tomialojc & Wesolowski, 1990) auf der Probefläche C2, in dem von 1988 bis 1990 jährlich eine erfolgreiche Halsbandschnäpper-Brut stattfand. Im Frühjahr 1991 trotz sehr geringen Holzwertes gefällt! Alle Fotos Autor

51 Prozent (n = 96). Dies zeigt aber nur die vergleichsweise noch sehr günstige Situation des Lainzer Tiergartens, dem innerhalb des Wienerwaldes eine herausragende Bedeutung zukommt.

Die, wie anzunehmen ist, momentan noch überwiegend positiven Einflüsse des Waldsterbens auf den Halsbandschnäpper werden also derzeit durch die negativen Folgen von Baumschlägerungen und der damit immer verbundenen starken Totholzreduktion zunichte gemacht (vgl. das folgende, stark hypothetische Schema; siehe auch Bauer, 1988; Gamauf, 1988; Hölzinger & Kroymann, 1984; Luder et al., 1983).

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Auswirkungen des Waldsterbens auf das Naturhöhlenvorkommen des Halsbandschnäppers

positive Effekte
- Zunahme des Totholzes
- mehr Jagdwarten
- bessere optische Jagdbedingungen
- Zunahme des Höhlenangebots (durch erhöhte Spechtdichten)
- mehr Wälder mit Totholz und Höhlen
- erhöhter Sekundärschädlingsbefall

↓

Siedlungsdichtezunahme
und Arealausweitung

negative Effekte
- Durchforstung/Abholzung
- Verknappung der Nahrungsressourcen (Abnahme der Blattmasse und damit von Raupen)
- erhöhte Konkurrenz
- Abnahme der Deckung (v. a. für frisch flügge Jungvögel fatal)
- geringerer Bruterfolg

↓

Siedlungsdichteabnahme
(lokale) Extinktion und Arealverluste

Insgesamt gesehen wird sich für die Wälder des Wienerwalds und speziell für die des Lainzer Tiergartens, wo großflächig jede Naturverjüngung fehlt, die Situation binnen kurzem gefährlich zuspitzen. Das erste Opfer unter den Fliegenschnäppern könnte mittelfristig gesehen der Zwergschnäpper werden, der in den kleinsten Lückenräumen der Bäume jagt. Neben strikten Maßnahmen zur Imissions- und Wildstandsreduktion (siehe z. B. Mayer & Ott, 1991) muß konsequent die Schaffung von Naturwaldreservaten und Altholzinseln in großem Maßstab in Angriff genommen werden (siehe z. B. Arbeitskreis Forstliche Landespflege, 1987; Bauch et al., 1989; Bauer, 1990; Scherzinger, 1989; Schuster, 1985; siehe auch Einleitung).

5. Zusammenfassung

Auf acht vom Waldsterben betroffenen Wienerwaldprobeflächen und zwei Teilflächen (alle Kl. Querco-Fagetea) mit verschiedenem Bestandsalter und unterschiedlicher Waldstruktur wurde am Stadtrand von Wien (48° 11'N/16° 13'E) 1988 bis 1990 die Siedlungsdichte des Grauschnäppers *(Muscicapa striata),* des Halsbandschnäppers *(Ficedula albicollis)* und des Zwergschnäppers *(F. parva)* erhoben und in Beziehung zu verschiedenen Vegetations- und Probeflächenparametern gesetzt. Die Abundanzwerte der einzelnen Arten sind in der Tabelle 4 zusammengefaßt. Die untersuchte Gilde der *Muscicapinae s. str.* weist ihre höchsten Abundanzen in den ältesten Laubmischbeständen mit den im Untersuchungsgebiet meisten Sträuchern und Lichtungen, mit den größten Bachlängen und vergleichsweise niedrigsten durchschnittlichen Stammästchen- und Kronenansatzhöhen auf. Ferner zeichnen sich diese Flächen durch eine geringe Seehöhe und einen geringen Grad an Durchforstung aus. Hinweise zu anderen Arten (Buntspecht *Picoides major,* Mittelspecht *Pic. medius,* Star *Sturnus vulgaris)* werden gegeben. Methodische Fragen, vor allem die Kartierung ausgeflogener Jungvögel, werden erörtert. Durchforstungs-

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

maßnahmen wirken sich etwa beim Halsbandschnäpper derzeit weit drastischer aus als Erscheinungen des Waldsterbens. Eine Abundanzzunahme des Buntspechts wird aber auf letztere zurückgeführt. Der Konkurrenz- und Räuberdruck auf den Halsbandschnäpper ist dadurch sehr wahrscheinlich gestiegen.

Summary

Abundance of the flycatchers *(Muscicapinae s. str.)* in wood-plots near the suburbs of Vienna with aspects of forest dieback and selective cutting

For three years (1988–90) the abundance of the Spotted Flycatcher *(Muscicapa striata),* the Collared Flycatcher *(Ficedula albicollis)* and the Red-breasted Flycatcher *(F. parva)* was examined on eight study plots in woodland (all Querco-Fagetea, all affected by "Waldsterben") with different vegetation structure and various age of the stands at the outskirts of Vienna (48° 11'N/16° 13'E). The abundances were brought in relation to parameters of vegetation and study plots. The abundance values for the three flycatcher species are presented in table 4. In the studied area the investigated guild of the *Muscicapinae s. str.* shows the highest abundances in the oldest mixed deciduous stands with the most shrubs and clearings, with the greatest lengths of brooks and the lowest mean appendage heights of stem-twigs and tree-tops. In addition these forests are characterized by a lower height above sea level and a lower extent of selective cutting. References to other species (Great Spotted Woodpecker *Picoides major,* Middle Spotted Woodpecker *Pic. medius,* Starling *Sturnus vulgaris)* are given. Methodical questions are discussed, above all the mapping of fledglings. At present, actions of selective cutting affect the Collared Flycatcher for instance more drastically than phenomenons of the "Waldsterben" do, but an increase in the number of Great Woodpeckers is explained by the latter. Because of that, the competition and predation-pressure on the Collared Flycatcher is very likely to increase.

Literatur

Alatalo, R. V. & R. H. Alatalo (1979): Resource partitioning among a flycatcher guild in Finland. Oikos 33, 46–54.

Alatalo, R. V. & A. Lundberg (1984): Polyterritorial polygyny in the Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* – evidence for the deception hypothesis. Ann. Zool. Fenn. 21, 217–228.

Alerstam, T., B. Ebenmann, M. Sylven, S. Tamm & S. Ulfstrand (1978): Hybridization as an agent of competition between two bird allospecies: *Ficedula albicollis* and *F. hypoleuca* on the island of Gotland in the Baltic. Oikos 31, 326–331.

Alpers, R. J., T. Grützmann & P. Mannes (1976): Der Brutvogelbestand eines Traubeneichen-Buchenwaldes in der Göhrde im Jahre 1973. Vogelkundl. Ber. Niedersachs. 8, 15–23.

Arbeitskreis Forstliche Landespflege (1987): Biotoppflege im Wald. Ein Leitfaden für die forstliche Praxis. Kilda, Greven, 230 pp.

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Aschenbrenner, L. & H. Peters (1958): Über die Verbreitung des Zwergschnäppers *(Ficedula parva)* in der Umgebung Wiens und sein Vorkommen in Österreich. Egretta 1/2, 17–21.
Balen, J. H. van, C. J. H. Booy, J. A. van Frankeker & E. R. Osieck (1982): Studies on hole-nesting birds in natural nest sites. 1. Availability and occupation of neutral nest sites. Ardea 70, 1–24.
Bauch, H. et al. (1989): Umweltbericht Vegetation. Österreichisches Bundesinstitut für Gesundheitswesen, Wien, 160 pp.
Bauer, K. (1988): Anthropogene Veränderungen in Landschaftselementen und Einflüsse in Ökosystemen. In: Spitzenberger, F. (Hrsg.): Artenschutz in Österreich. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 8, Wien, 384 pp.
– (1990): Naturschutz mahnt Verpflichtungen der Forstwirtschaft zum Artenschutz ein. Natur und Land 76, 138–140.
Berg, H.-M. & T. Zuna-Kratky (1992): Die Brutvögel des Wienerwaldes. Eine kommentierte Artenliste (Stand August 1991). Vogelkundl. Nachr. Ostösterr. 3/1, 1–11.
Bezzel, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Ulmer, Stuttgart, 350 pp.
– (1987): Bestandsdynamik von Montanwaldvögeln: Sind bereits Folgen des Waldsterbens erkennbar? J. Orn. 128, 376–377.
Brennecke, R. (1971): Zur Siedlungsdichte der Brutvögel eines Traubeneichen-Buchenwaldes im Revier Behnsdorf (Kreis Haldensleben) 1970. Mitt. IG Avifauna DDR 4, 13–18.
– (1972): Der Vogelbestand eines höhlenreichen Buchen-Altholzes in Randlage im Revier Behnsdorf (Kreis Haldensleben) 1971. Mitt. IG Avifauna DDR 5, 41–45.
Cyr, A. & H. Oelke (1976): Vorschläge zur Standardisierung von Biotopbeschreibungen bei Vogelbestandsaufnahmen im Waldland. Vogelwelt 97/5, 161–175.
Epprecht, W. (1985): 21 Jahre Grauschnäpperbruten *(Muscicapa striata)* am gleichen Nestort. Orn. Beob. 82, 169–184.
Fischer-Kowalski, M. (1988): Öko-Bilanz Österreich. Zustand. Entwicklungen. Strategien. Falter, Wien, 319 pp.
Flade, M. & K. Steiof (1988): Bestandstrends häufiger Norddeutscher Brutvögel 1950–1985: Eine Analyse von über 1400 Siedlungsdichte-Untersuchungen. Proc. 100 Int. DO-G Meeting, Current Topics Avian Biol., Bonn, 249–260.
Flössner, D. (1964): Die Vogelgemeinschaft eines Traubeneichen-Buchen-Waldes im Norden der Mark Brandenburg. Beitr. z. Vogelk. 10/3, 148–175.
Fuxa, H. (1991): Habit und Habitat des Kleinen Fliegenschnäppers, *Muscicapa parva,* besonderlich in den Waldungen des Lainzer Tiergartens bei Wien. Wien-Neubau, 62 pp.
Gamauf, A. (1988): Der Einfluß des Waldsterbens auf die Horstbaumnutzung einiger Greifvogelarten *(Accipitridae).* Ökol. Vögel 10, 79–83.
Grimmet, R. F. A. & T. A. Jones (1989): Important Bird Areas in Europe. International Council for Bird Preservation Technical Publication No. 9. Cambridge.
Gustafsson, L. (1987): Interspecific competition lowers fitness in Collared Flycatchers *Ficedula albicollis:* an experimental demonstration. Ecology 68, 291–296.
– (1988): Inter- and intraspecific competition for nest holes in a population of the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis.* Ibis 130, 11–16.
Hölzinger, J. & B. Kroymann (1984): Auswirkungen des Waldsterbens in Südwestdeutschland auf die Vogelwelt. Ökol. Vögel 6, 203–212.
Jelem, H. & K. Mader (1972): Forstliche Standortskarte östlicher Wienerwald. In: Ehrendorfer, F. & H. Niklfeld (Hrsg.): Naturgeschichte Wiens. Band III (Forstliches, Karten). Jugend und Volk, Wien 1972, VIII + 104 pp.
Kollar, P. & M. Seiter (1989): Biotopstruktur und Vogelfauna in den Donau-Auen östlich von Wien. (Unveröffentlichtes Manuskript)
Kral, M. (1982): Beitrag zur Nistbionomie des Halsbandfliegenschnäppers *(Ficedula albicollis* Temm.) im Nordmährischen Gesenke. Zpravy Moravskeho ornitologickeho sdruzeni 40, 7–42.

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Landmann, A., A. Grüll, P. Sackl & A. Ranner (1990): Bedeutung und Einsatz von Bestandserfassungen in der Feldornithologie: Ziele, Chancen, Probleme und Stand der Anwendung in Österreich. Egretta 33, 11–50.
Leisler, B. (1981): Die ökologische Einnischung der mitteleuropäischen Rohrsänger *(Acrocephalus, Sylviinae).* 1. Habitattrennung. Vogelwarte 31, 45–74.
Löhrl, H. (1949): Polygynie, Sprengung der Ehegemeinschaft und Adoption beim Halsbandfliegenschnäpper *(Muscicapa a. albicollis).* Vogelwarte 2, 94–100.
– (1951): Balz und Paarbildung beim Halsbandfliegenschnäpper. J. Orn. 93, 41–60.
– (1959): Weitere Fälle von Polygynie und Adoption beim Halsbandschnäpper *(Ficedula albicollis).* Vogelwarte 20, 33–34.
Luder, R., G. Schwager & H. P. Pfister (1983): Häufigkeit höhlen- und nischenbrütender Vogelarten auf Wald-Testflächen im Kanton Thurgau und ihre Abhängigkeit von Dürrholzvorkommen. Orn. Beob. 80, 273–280.
Lundberg, A., R. V. Alatalo, A. Carlson & S. Ulfstrand (1981): Biometry, habitat distribution and breeding success in the Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca.* Ornis Scand. 12, 68–79.
Maurizio, R. (1987): Beobachtungen am Halsbandschnäpper *Ficedula albicollis* im Bergell, Südostschweiz. Orn. Beob. 84, 207–217.
Mayer, H. & E. Ott (1991): Gebirgswaldbau, Schutzwaldpflege. Schadensentwicklung Schutzwald 1983–87. Stuttgart, XVII + 587 pp.
Mosimann, P., B. Naef-Daenzer & M. Blattner (1987): Die Zusammensetzung der Avifauna in typischen Waldgesellschaften der Schweiz. Orn. Beob. 84, 275–299.
Naef-Daenzer, B. & M. Blattner (1989): Die räumliche Verteilung waldbewohnender Vogelarten in Abhängigkeit von Waldstruktur und Schädigung. 1. Eichenreiche Laubmischwälder der Region Basel. Orn. Beob. 86, 307–327.
Niebuhr, O. (1949): Die Vogelwelt des feuchten Eichen-Hainbuchenwaldes. Orn. Abh. 1, 1–29.

Pillmann, W. & G. Mannsberger (1989): Veränderungen des Kronenzustandes von Eichen im Maurer Wald. Herstellung ÖBIG Wien. Zitiert nach: Krapfenbauer, A., J. Gasch & O. Davias (1990): Luftverschmutzung. Photooxidantien. Welche Hoffnung bleibt? Wien, 152 pp.
Pinxten, R., M. Eens & R. F. Verheyen (1989): Polygyny in the European Starling. Behaviour 111, 234–256.
Sachslehner, L. M. (in Vorber.): Habitat, Populationsökologie und Brutfürsorge in einer Naturhöhlenpopulation des Halsbandschnäppers *Ficedula albicollis.* Phil. Diss. Universität Wien.
Sasvari, L., J. Török & L. Toth (1987): Density dependent effects between three competitive bird species. Oecologia 72, 127–130.
Scherzinger, W. (1989): Biotopansprüche bedrohter Waldvogelarten und ihre Eingliederung in die Waldsukzession. Stapfia 20, 81–100.
– (1991): Wenn der Wald stirbt. Reaktion der Waldvogelgesellschaft auf flächiges Absterben des Bergwaldes, unter besonderer Berücksichtigung der Spechte. Vortrag 124. DO-G-Jahresversammlung (1991), Interlaken.
Schmalzer, A. (1990): Siedlungsdichte, Habitatnutzung und Nahrungserwerbsverhalten von Buntspecht *(Picoides major),* Mittelspecht *(Picoides medius)* und Kleiber *(Sitta europaea)* in Beziehung zur Vegetationsstruktur. Diplomarbeit, Universität Wien.
Schuster, A. (1985): Die Nutzung von Bäumen durch Vögel in den Altholzbeständen des Nationalparks Bayerischer Wald unter besonderer Berücksichtigung des Totholzes. Jber. OAG Ostbayern 12, 1–131.
Sindelar, J. (1958): Buntspecht *(Dendrocopus major)* plündert Nest vom Halsbandschnäpper *(Ficedula albicollis).* Egretta 1/2, 29.

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Stadler, H. (1929): Der Halsbandfliegenfänger *(Muscicapa albicollis* Temm.) in Unterfranken. Ber. Ver. schles. Orn. 15, 13–18.
Stastny, K. (1970): Einige Beobachtungen über die Brutbiologie des Zwergschnäppers *(Ficedula parva).* Sylvia 18, 81–93.
– (1982): Das Vorkommen des Halsbandfliegenschnäppers *(Ficedula albicollis)* und des Trauerschnäppers *(Ficedula hypoleuca)* in Südböhmen in den Jahren 1973–1977. Jihoceske Muzeum v Ceskych Budejovicich Prirodni vedy, Ceske Budejovice, 77–80.
Steiner, H. M. & N. Winding (1988): Donaukraftwerk Hainburg/Deutsch-Altenburg. Untersuchung der Standortfrage (Zoologischer Teil). 4. Vögel. In: Welan, M. & K. Wedl (Hrsg.): Der Streit um Hainburg in Verwaltungs- und Gerichtsakten. Gutachten. Bescheide. Erkenntnisse. Niederösterreich-Reihe, Band 5, Wien.
Sziemer, P. (1988): Beiträge zur Ethologie und Ökologie der Hohltaube, *Columba oenas* L., 1788. Dissertation, Universität Wien.
Temrin, H. (1986): Singing behaviour in relation to polyterritorial polygyny in the wood warbler *(Phylloscopus sibilatrix).* Anim. Behav. 34, 146–152.
Tischler, F. (1942): *Muscicapa albicollis* Temm. im Urwalde von Bialowies. Ornith. Monatsber. 50, 125–127.
Tomialojc, L. (1980): The combined version of the mapping method. In: Oelke, H. (ed.): Bird Census Work and Nature Conservation. Proc. VI Int. Census Work, Göttingen, 92–106.
Tomialojc, L. & T. Wesolowski (1990): Bird communities of the primaeval temperate forest of Bialowieza, Poland. In: Keast, A. (ed.): Biogeography and ecology of forest bird communities. The Hague, Netherlands 1990.
Tomialojc, L., T. Wesolowski & W. Walankiewicz (1984): Breeding bird community of a primaeval temperate forest (Bialowieza National Park, Poland). Acta Orn. 20, 241–310.
Ursprung, J. (1981): Ökologisch-faunistische Untersuchungen an der Vogelwelt im Schönbrunner Schloßpark. Egretta 24 (Sonderheft), 1–13.
Wesolowski, T. & L. Tomialojc (1986): The breeding ecology of woodpeckers in a temporate primaeval forest – preliminary data. Acta Orn. 22, 1–20.
Wesolowski, T. (1987): Polygyny in three temperate forest Passerines (with a critical reevaluation of hypothesis for the evolution of polygyny). Acta Orn. 23, 273–300.
Williamson, K. (1964): Bird census work in woodland. Bird Study 11, 1–22.
Wilmanns, O. (1978): Ökologische Pflanzensoziologie. UTB, Heidelberg, 351 pp.
Wimmer, J. (1989): Neuartige Eichenerkrankung. Untersuchung zum vorzeitigen Laubfall und über das Auftreten von Absprüngen an Eichen. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien, 138 pp. Zitiert nach: Krapfenbauer, A., J. Gasch & O. Davias (1990): Luftverschmutzung. Photooxidantien. Welche Hoffnung bleibt? Wien, 152 pp.
Wolf, M. E. (1981): Der Brutbestand der Wasseramsel *(Cinclus cinclus),* des Eisvogels *(Alcedo atthis)* und der Gebirgsstelze *(Motacilla cinerea)* im östlichen Wienerwald. Egretta 24 (Sonderheft), 22–38.
Zenker, W. (1982): Beziehungen zwischen dem Vogelbestand und der Struktur der Kulturlandschaft. Beiträge zur Avifauna des Rheinlandes, Heft 15, Kilda, Düsseldorf.
Zöfel, P. (1988): Statistik in der Praxis. UTB, Stuttgart, 426 pp.
Zuna-Kratky, T. (1990): Beobachtungen Brutzeit 1990. Vogelkundl. Nachr. Ostösterr. 1/4, 21–26.

Anschrift des Verfassers:
Leopold Sachslehner
Institut für Zoologie
Abt. f. Terrestrische Ökologie
Universität Wien
A-1090 Wien, Althanstraße 14

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Anhang

Anhang 1: Liste der erhobenen bzw. errechneten Probeflächen- und Habitatparameter (und ihrer Kürzel), für die Rankorrelationseffizienten nach SPEARMAN mit den Abundanzen der Fliegenschnäpper (vgl. Tab. 5) berechnet wurden.

Probeflächengröße		Höhlen/ha	HÖ
Randlinie		Sträucher/ha	STR
Randlinie zu Wiesen		Deckungsgrad Krautschicht	DGK
Grenzlinienindex (Zenker 1982)	GI	Kronenschluß	KRS
Seehöhe		Anzahl der Bäume/ha	B/ha
Bachindex	BI	Querschnittsfläche/ha	
Lichtungen/ha	LI	Stammästchenansatzhöhe	STÄAH
Bestandsalter		Kronenansatzhöhe	KAH
Anteil Buche		Anz. umgeschnittener Bäume/ha	UB
Anteil Hainbuche + Feldahorn		Zahl stehender toter Bäume/ha	TB
Anteil Zerreiche		Index Totholz liegend	ITL
Anteil Traubeneiche		Gesamt Totäste/ha	TÄG
Eichenanteil gesamt		Range STÄAH	RSTÄAH
		Range KAH	RKAH

Anhang 3: Alter (in Jahren) und Größe (ha) von acht Waldflächen des Gallitzinberges am Westrand von Wien und ihre Halsbandschnäpper-Abundanzen 1988 (REV/ha). Nach unpublizierten Daten von A. Schmalzer & L. Sachslehner. Die Probeflächen sind in Schmalzer (1990) ausführlich beschrieben. (Eine Durchforstung der Eichen- und Mischwaldflächen fand nach der Brutsaison im August 1988 statt!)

Bestand	Größe	Alter	REV	REV/10 ha
E1 Traubeneiche-Zerreiche	6,83	120	2,5	3,7
E2 Traubeneiche	2,84	120	1,0	3,5
E3 Traubeneiche-Zerreiche	3,13	> 160	3,0	9,6
M1 Traubeneiche-Buche	5,38	120	3,0	5,6
M2 Traubeneiche-Buche-Hainbuche	3,23	120	2,0	6,2
M3 Buche-Traubeneiche	4,81	120	1,0	2,1
B Buche	11,04	120	1,5	1,4
NM Buche-Traubeneiche-Rotföhre	3,76	120	1,0	2,7

Anhang 2: Abgesicherte Korrelationen nach SPEARMAN innerhalb wichtiger Habitatparameter (vgl. Tab. 5). Verwendete Kürzel siehe Anhang 1. * = $p < 0{,}05$, ** = $p < 0{,}01$, n.s. = nicht signifikant. N = 9 für das Bestandsalter, ansonsten N = 10. Nach Zöfel (1988) Korrelation: sehr hoch, wenn $r_S > 0{,}9$ bis 1; hoch, wenn $r_S > 0{,}7$ bis 0,9; mittel wenn $r_S > 0{,}5$ bis 0,7; gering, wenn $r_S > 0{,}2$ bis 0,5; sehr geringe bzw. keine Korrelation, wenn $r_S < 0{,}3$ bis 0.

	r_S									
	KAH	STÄAH	Seehöhe	STR	DGK	UB	BI	RSTÄAH	RKAH	LI
Bestandsalter	−0,75*	−0,61*	−0,78**	0,73*	0,58*	n.s.	0,87**	n.s.	n.s.	0,73*
KAH	–	0,92**	0,83**	−0,95**	−0,68*	0,75**	−0,91**	n.s.	n.s.	n. s.
STÄAH		–	0,68*	−0,88**	−0,60*	0,63*	−0,73**	n.s.	n.s.	n.s.
Seehöhe			–	−0,88**	−0,81**	0,86**	−0,86**	n.s.	n.s.	n.s.
STR				–	0,84**	−0,77**	0,83**	n.s.	n.s.	n.s.
DGK					–	−0,77**	0,61*	n.s.	n.s.	n.s.
UB						–	−0,71*	n.s.	n.s.	n.s.
BI							–	n.s.	n.s.	n.s.
RSTÄAH								–	n.s.	n.s.
RKAH									–	n.s.

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Egretta

Jahr/Year: 1992

Band/Volume: 35_2

Autor(en)/Author(s): Sachslehner Leopold M.

Artikel/Article: Zur Siedlungsdichte der Fliegenschnäpper (Muscicapinae s. str.) auf stadtnahen Wienerwaldflächen Wiens mit Aspekten des Waldsterbens und der Durchforstung. 121-153