

Bestandserhebung der Wiener Brutvögel

**Ergebnisse der
Spezialkartierung Neuntöter (*Lanius collurio*)**

Karin Donnerbaum und Gábor Wichmann



unter Mitarbeit von Norbert Teufelbauer



Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien

Wien im März 2003



Inhalt:

1. Einleitung.....	3
2. Bestandserhebung im Jahr 2002.....	5
2.1. Methodik.....	5
2.2. Ergebnisse.....	6
3. Diskussion.....	9
4. Schutzmaßnahmen.....	11
5. Literatur.....	12



1. Einleitung

Der Neuntöter ist als paläarktisches Faunenelement in weiten Teilen Europas mit Ausnahme der Britischen Inseln bis nach Westsibirien verbreitet (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993). In Europa liegt der Verbreitungsschwerpunkt in den östlichen Ländern. Vor allem Rumänien, Bulgarien, die Ukraine und Kroatien weisen die höchsten Bestandszahlen auf, nur in Spanien gibt es als westeuropäisches Land ebenfalls hohe Bestandsdichten (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). In ganz Europa kam es vor allem zwischen 1970 und 1990 zu einer negativen Bestandsentwicklung mit einer geschätzten Abnahme um 20% des Bestandes in insgesamt 21 Ländern (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). In Großbritannien verschwand die Art im Laufe der 90-er Jahre und in den Niederlanden kam es von 1900 bis 1990 zu einer Abnahme von etwa 15000 Brutpaaren auf max. 220 Brutpaare (HUSTINGS & BEKHUIS 1993 in: HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Lokal kam es in vielen Teilen Deutschlands und der Schweiz zum teilweisen Erlöschen der Brutvorkommen oder zumindest zu einer starken Reduktion. Stabile Populationen werden vor allem für Osteuropa angenommen, obwohl es dort aufgrund von fehlenden Monitoring-Daten teilweise sehr schwierig ist, einen genauen Trend festzustellen (HAGEMEIJER & BLAIR, 1997). Die Bestandsentwicklung des Neuntötters in Europa ziemlich komplex, da in den fennoskandinavischen Ländern teilweise noch eine Bestandszunahme und Arealausweitung stattfindet, während es im atlantischen Klimagebiet zu massiven Bestandseinbrüchen und Arealverlusten kam (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER; 1993). Die negative Bestandsentwicklung wird unter anderem auf klimatische Veränderungen zurückgeführt, da die kühler und nasser werdenden Sommer Auswirkungen auf das Nahrungsangebot für den Neuntöter haben. Genauso wird der Veränderung und Zerstörung des Lebensraumes vor allem durch eine intensive landwirtschaftliche Nutzung ein gravierender Einfluss auf die Bestandsentwicklung zugeschrieben. Ebenso führt die anhaltende Dürre in den Überwinterungsgebieten (südlich der Sahara) des Neuntötters zu einer negativen Beeinflussung der Population (HAGEMEIJER & BLAIR, 1997).

Neuntöterhabitate sind generell eher kurzlebig, da die Stadien der Vegetationsentwicklung, die für den Neuntöter optimale Bedingungen schaffen, meist nur vorübergehend sind, wie z.B. zuwachsende Kahlschläge oder Waldverjüngungsflächen. Zusätzlich schwanken die Bestände beim Neuntöter so wie bei den anderen *Lanius*-Arten auch bei stabilen Habitatausstattungen teilweise stark, da es einen gravierenden Einfluss von klimatischen Faktoren gibt, und oft einzelne nasskalte Jahre sich deutlich auf den Bruterfolg auswirken können. Deshalb sind kurzfristige Bestandserhebungen nur vorsichtig interpretierbar. Anscheinend jedoch darf für den Neuntöter in Mitteleuropa eine leichte Bestandserholung in den letzten Jahren angenommen werden (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Österreichweit hat der Neuntöter zwar lokale Bestandsabnahmen zu verzeichnen, jedoch zählt er immer noch zu den weit verbreiteten und lokal durchaus häufigen Brutvögeln (M. DVORAK ET AL. 1993). Die ausseralpinen Landesteile sind mit Ausnahme der landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiete des südlichen Weinviertels/NÖ, des Tullner Feldes/NÖ und des Marchfeldes/NÖ nahezu flächendeckend



besiedelt. Der österreichweite Bestand wurde 1992 auf 10.000 bis 15.000 Brutpaare geschätzt (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Neuntöter sind ursprünglich Bewohner von Waldsteppen und Saumhabitaten zwischen Wald und Grasland, sowie von frühen Waldentwicklungs- und Regenerationsstadien. Die enge Beziehung zu dornigen Sträuchern der Gattungen *Prunus*, *Crataegus* und *Rosa* deuten auf eine spezielle Anpassung an Weide- und Verbissdruck hin, und stellen somit eine Adaption an die Besiedelung kleinräumig strukturierter und extensiv beweideter Grünlandgebiete dar (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993). Durch die Ausweitung von anthropogenen Siedlungen und des bewirtschafteten Gebietes wurde die Ausbreitung des Neuntöters gefördert. Somit konnte auch eine Ausbreitung in klimatisch ungünstigere Areale im atlantischen und borealen Bereich erfolgen. Die gegenläufige Entwicklung setzte dann Anfang des 20. Jahrhunderts mit der fortschreitenden Intensivierung, Flurbereinigung, dem Verlust von Hecken und Sträuchern und dem steigenden Einsatz chemischer Düngemittel ein. Oft ist der Neuntöter nun auf landwirtschaftliche Grenzertragsflächen, Ödland, Brachen oder Schutzgebiete zurückgedrängt worden.

Als Bruthabitat braucht der Neuntöter intensiv besonnte Areale mit offenen, stellenweise kurzgrasigen oder vegetationsfreien Gras-, Kraut- oder Staudenfluren mit einem dispersen oder geklumpton Gehölzbestand, der zumindest teilweise aus bis zu 2 m hohen Sträuchern bestehen sollte. Diese sind als Neststandort und als Jagdwarren wichtig. Zusätzlich muss ein ungehinderter Überblick über das Revier gewährleistet sein. Die wichtigsten Niststandorte sind bedornete Sträucher wie Schlehe (*Prunus spinosa*), Heckenrose (*Rosa corymbifera*) und Weissdorn (*Crataegus sp.*), an schattigen Standorten Brombeere (*Rubus fruticosus*) und Fichte (*Picea abies*). Artenreiche Hecken sind sowohl als Neststandort, als auch als Nahrungsbasis durch insektenblütige Sträucher wie Hartriegel (*Cornus sp.*), Hollunder (*Sambucus nigra*), Schneeball (*Viburnum sp.*) und Waldrebe (*Clematis sp.*) ausschlaggebend. In optimalen Habitaten können kleinflächige, habitatbezogene Dichten von bis zu 15 Revieren pro 10 ha erreicht werden.

Als Langstreckenzieher mit Überwinterungsgebieten, die südlich der Sahara liegen, kommt der Neuntöter ab Ende April in den europäischen Brutgebieten an, die Männchen meist einige Tage vor den Weibchen. Rufende Junggesellen und zeitiger eingetroffene Paare üben eine Anziehungskraft auf Neuankömmlinge aus; dadurch kann es auch in ökologisch eher einheitlichen Landschaften zu einer geklumpton Verteilung der Reviere kommen (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Während der Brutsaison wird eine monogame Saisonehe eingegangen. Die Gelegegröße kann zwischen 2 bis 8 Eier betragen, diese ist durch Nahrungsangebot bzw. -verfügbarkeit von der Temperatur abhängig. Die Hauptlegezeit liegt in Mitteleuropa in der 3. Maidekade. Späte Ankunft, verzögerte Vegetationsentwicklung und schlechtes Wetter können die Legetätigkeit nach hinten verschieben. Der Hauptanteil der Jungen schlüpft in Mitteleuropa in der 2. Junidekade. Meist gibt es nur 1 Jahresbrut, die Bebrütung dauert 14–16 Tage. Ein großer Teil der Nester erleidet im Gelege- oder Nestlingsstadium einen Totalverlust, durchschnittlich bleiben 32,7% der Brutpaare erfolglos. Die jährliche Nachwuchsrate beträgt in langjährigen Untersuchungsreihen 1,9 – 3,8 Junge pro Brutpaar. Zwischen verschiedenen Habitaten können kaum Un-



terschiede im Bruterfolg festgestellt werden. Naßkalte Witterung kann 50% aller Verluste bedingen (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993). Im naßkalten Jahr 1986 kamen in manchen Populationen der Alpennordseite nahezu alle Erstbruten um (SCHMID, ORN. BEOB. 84, 1987, 227).

Die Hauptbeutetiere sind Insekten, vor allem mittelgroße und große Käfern, Hautflügler (Hummeln, Bienen, Hornissen und Wespen), große Fliegen und Heuschrecken, hin und wieder Regenwürmer, Spinnen, Asseln und Tausendfüßler Diese werden entweder durch Warten- oder Bodenjagd erbeutet. Vor allem bei Schlechtwetter, wenn Flugjagd nicht möglich ist, stellt die Jagd am Boden die Hauptkomponente der Nahrungssuche dar und unterstreicht dadurch die Bedeutung von vegetationsfreien oder kurzrasigen Arealen in einem Neuntöter – Revier. Zusätzlich werden in Gradationsjahren junge und halbwüchsige Feld- und Erdmäuse, bei Behinderung der Insektenjagd durch Regen oder Kälte auch andere Kleinsäuger (Wald- und Zwergspitzmaus, Waldmaus, Hausmäuse), und kleine Sperlingsvögel (Nestlinge, aber auch flügge Junge und Altvögel; vor allem *Sylviidae* und kleine *Fringillidae*) erbeutet (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993).

In der Nahrungswahl ist der Neuntöter sehr vielseitig und stellt sich flexibel auf regionale und periodische Änderungen im Angebot ein, so kann in Maikäferjahren der Anteil von diesen in der Nestlingsnahrung von sonst 0 – 0,5 % auf 49,4 % ansteigen. Im Spätsommer und Herbst wird die tierische Nahrung durch Aufnahme von Beeren und anderen saftigen Früchten ergänzt (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993).

2. Bestandserhebung im Jahr 2002

2.1. Methodik

Im Untersuchungsjahr 2002 wurden in der Zeit von Anfang Mai bis Ende Juni alle geeigneten Flächen im Wiener Stadtgebiet auf das Vorkommen von Neuntörtern untersucht. Als geeignete Flächen wurden Gebiete bezeichnet, die nach bekannten Angaben aus der Fachliteratur für den Neuntöter als Bruthabitat geeignet sind wie Brachflächen, Weingärten, Kahlschläge und ähnliches (siehe Einleitung): Dazu wurden die Flächen ab ca. 6.00 morgens den ganzen Tag über begangen und nach revieranzeigenden Männchen oder Paaren abgesucht. Als revieranzeigend wurden sowohl Gesang als auch sgn. „quäk“- Rufeihen gewertet. Zusätzlich wurden Daten aus dem Archiv von BirdLife Österreich und aus der Kartierung zum Brutvogelatlas ausgewertet (vgl. DVORAK & WICHMANN 2002). Zur Bewertung der Bestandsgröße wurde der Zeitraum 2000-2002 gewählt, da es von Jahr zu Jahr große Unterschiede in den Beständen geben kann (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993).

In den im Untersuchungsjahr 2002 festgestellten Revieren wurden dann im Juli und August 2002 Vegetationsmessungen durchgeführt. Die Vegetationsmessungen fanden in einem Kreis mit 50 m Radius vom jeweiligen Beobachtungspunkt des Individuums aus statt. Aufgenommen wurden als Habitatvariablen alle Gehölze, aufgeteilt in Einzelgebüsche, Gebüschgruppen, Einzelbäume und Baumgruppen (Art bzw. Artenzusammensetzung, Höhe und Länge der betreffenden Struktur). Die Bodenbedeckung wurde in Kategorien von 0-33%, 34-66% und 67-100% in einem Umkreis von



1 m um die Aussenlinie der jeweiligen Vegetationsstruktur protokolliert, ebenso die Vegetationshöhe. Die Nutzungsformen innerhalb des 50 m Radius wurden ebenso aufgenommen und das Vorhandensein von Acker, Wiese, Brachen und „Gstettn“ wurde getestet.

Vermessen wurden insgesamt 37 zufällig ausgewählte Reviere, als Referenzpunkte wurden zufällig 55 Probeflächen in potentiellen, aber unbesiedelt gebliebenen Flächen aufgenommen.

Die Auswertung der Unterschiede zwischen Revieren und Kontrollpunkten erfolgte mit folgenden statistischen Methoden: die Variablen Vegetationshöhe, Anzahl und Fläche an Gebüschern und Anzahl und Fläche an Bäumen wurden mit einem nicht parametrischen Test (Mann-Whitney-U-Test) ausgewertet. Die unterschiedlichen Gebüscharten wurden in dornentragende und nicht dornentragende unterteilt und ebenso wie die Variablen Nutzungsform und „Offener Boden“ mit einem parametrischen χ^2 - Test getestet.

2.2. Ergebnisse

Bestand

Der Bestand des Neuntöters in Wien lag in den Jahren 2000-2002 bei 78–114 BP (Tab. 1). Die zentralen Vorkommen sind in der Lobau mit 16-23 BP, in den Weinbaugebieten bei Stammersdorf mit ca. 11 BP und den Lichtungen im Süden des Lainzer Tiergartens bzw. des Gütenbachtals mit 10-11 BP zu finden. In einer Reihe von Gebieten gibt es Vorkommen von 3-5 BP wie z.B. in den Industriegebieten bei Inzersdorf, Siebenhirten oder Stadlau. Die Siedlungsdichte bezogen auf 1 km²-Raster liegt nur an wenigen Stellen bei 3-4 BP/km² (Abb. 1). Dies sind einzelne Raster im Weinbaugebiet bei Stammersdorf, in der Lobau, im Industriegebiet Stadlau, am Großen und Kleinen Süßenbrunner Teich und auf der Kaltbründlwiese im Lainzer Tiergarten. Auffallend ist der mit 65 % hohe Anteil an Rastern, die nur 1 Revier/km² aufweisen. Da viele dieser Vorkommen nur unregelmäßig besetzt sind, wurden in Tab. 1 die Jahre 2000-2002 zusammengefasst.

Habitatparameter

Der Vergleich der Habitatparameter „durchschnittliche Vegetationshöhe“, „Anzahl Einzelgebüsche“, „Anzahl Gebüschgruppen“, „Anzahl Einzelbäume“ und „Anzahl Baumgruppen“ zwischen Revieren und Kontrollpunkten ergab einen signifikanten Unterschied der beiden Gruppen aller Variablen bis auf die durchschnittliche Vegetationshöhe (U=856,5; p=0,25). Die Anzahl an Gebüschern ist in der Kontrollgruppe signifikant niedriger als bei den Revieren (U=549; p=0,0002), ebenso die Fläche der Gebüsche (U=594,5; p=0,0009; Tab. 2). Umgekehrt verhält es sich bei den Bäumen, die in der Kontrollgruppe signifikant mehr Fläche (U=468,5; p=0,000) einnehmen und in größerer Anzahl als in den Revieren vorkommen (U=680; p=0,0061; Tab. 3). Für die Nutzungsformen konnten keine Unterschiede gefunden werden.

Bei der Variablen „offener Boden“ konnte kein Unterschied zwischen Revieren und Kontrollpunkten gefunden werden ($\chi^2=0,133$; p=0,44), hingegen unterscheiden sich



die beiden Gruppen hinsichtlich des Anteils an dornigen Gebüschern signifikant ($\chi^2=11,063\dots$; $p=0,001$; Tab. 5, Abb. 2).

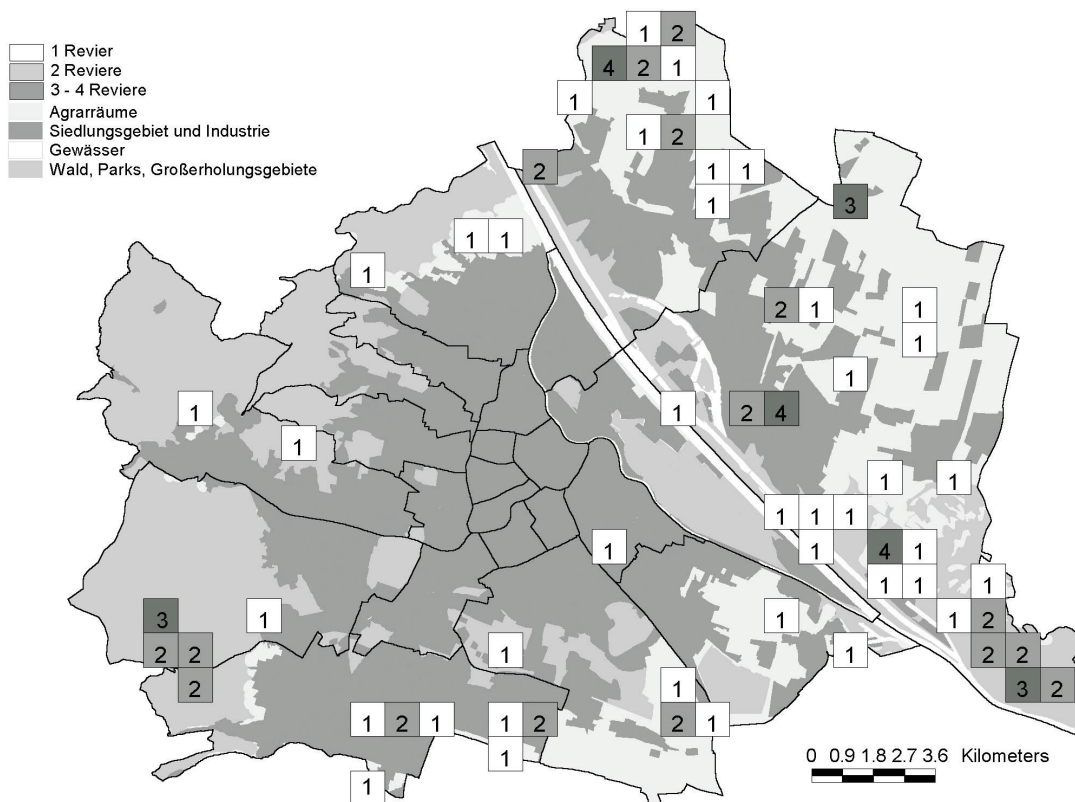


Abb. 1: Verbreitung des Neuntöters in Wien im Jahr 2002. Die Vorkommensschwerpunkte liegen in der Lobau, in den Weinbaugebieten bei Stammersdorf und im Süden des Lainzer Tiergartens (inkl. Gütenbachtal). Die Weinbaugebiete im Nordwesten Wiens und Teile der Lobau wurden im Jahr 2001 erfasst.

Bezeichnung	Minimum	Maximum
Donauinsel	2	6
Floridsdorf (vorallem Stammersdorf)	17	21
Donaustadt (ohne Lobau)	11	20
Lobau	16	23
Simmering	3	4
Laaer Berg	4	5
Gütenbachtal	2	2
Lainzer Tiergarten	8	9



Wienerwald Penzing, Steinhof	2	3
Weinbergflächen Döbling	1	4
Weinbergflächen Liesing	0	2
Inzersdorf	4	4
Siebenhirten	5	5
Sonstige	3	6
Summe	78	114

Tab. 1: Bestand des Neuntöters in Wien in den Jahren 2000-2002.

	Signifikanz	U-Wert	Sum Ranks	Mean Rank
Anzahl Gebüsche (gesamt)	0,0002	549,00	R=2244,0 NR=2034,0	R= 59,053 NR=37,667
Fläche Gebüsche (gesamt)	0,0009	594,5	R=2160,5 NR=2025,5	R= 56,855 NR=38,217

Tab. 2: Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Tests für die Variablen Anzahl an Gebüsch (gesamt) und Fläche an Gebüsch (gesamt). R= Reviere; NR= Kontrollpunkte.

	Signifikanz	U-Wert	Sum Ranks	Mean Rank
Anzahl Bäume (gesamt)	0,0061	680,00	R= 1424,0 NR= 2857,0	R= 37,395 NR= 52,907
Fläche Bäume (gesamt)	0,0000	486,5	R= 1152,5 NR= 2852,5	R= 32,014 NR= 53,821

Tab. 3: Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Tests für die Variablen Anzahl an Bäumen (gesamt) und Fläche an Bäumen (gesamt). R= Reviere; NR= Kontrollpunkte.

	Anzahl Gebüsche	Anzahl Gebüschgruppen	Gebüschfläche (ges.)	Anzahl Bäume	Anzahl Baumgruppen	Baumfläche (ges.)	durchsch. Vegetationshöhe
Reviere	4,87	2,3	1169,8	1,5	0,79	591,1	46,24
Kontrollpunkte	1,89	1,11	742,23	2,7	1,7	1914,10	40,21

Tab. 4: Mittelwerte der einzelnen Variablen für Reviere (R) und Kontrollpunkte (NR).

	Offener Boden	Dornige Sträucher
Signifikanz	0,44	0,001
(χ^2 - Test)	0,133	11,063

Tab. 5: Ergebnisse der statistischen Auswertung der Parameter „Offener Boden“ und „dornige Sträucher“.

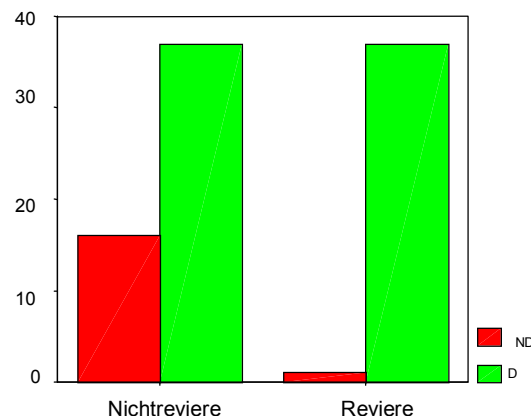


Abb. 2: Anteil an Revieren und Kontrollpunkten („Nichtreviere“) mit dornentragenden Sträuchern D: dornige Gebüsche; ND: nicht dornige Gebüsche.

3. Diskussion

Die Ergebnisse der Habitatuntersuchungen unterstreichen die Bedeutung an gebüschreichen Strukturen für den Neuntöter, da die Anzahl und die Fläche der Sträucher in Revieren höher ist. Nach GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993 erreicht der Deckungsgrad an Sträuchern in Revieren 5-50 %. Durch eine hohe Anzahl an Gebüschern kommt es zu einer vom Neuntöter bevorzugten reichen Strukturierung der Landschaft (JAKOBER & STAUBER 1987a, GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993). Vor allem die starke Bindung an dornentragende Gebüsche muss unterstrichen werden. Dornige Gebüsche kommen dem Neuntöter in zweierlei Hinsicht entgegen: einerseits kann er dort sogenannte „Vorratskammern“ anlegen, um während Schlechtwetterperioden Nahrung zur Verfügung zu haben, und andererseits sind die Nester in dornreichen Gebüschern besser vor Nesträubern geschützt (JAKOBER & STAUBER 1983, GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993). Kühle und nasse Witterung kann bis zu 50 % aller Totalverluste von Gelegen ausmachen (JAKOBER & STAUBER 1987b, RUDIN 1990, KUŹNIAK 1991). Der Bruterfolg zeigt einen Zusammenhang mit der durchschnittlichen Temperatur in der 2. Junihälfte, wobei bereits zwei kühle Tage mit Dauerregen zu starken Brutverlusten führen (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993). Verluste durch Nesträuber können sogar bis zu 59 % betragen (JAKOBER & STAUBER in GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993). Nach KUŹNIAK 1991 ist Predation in Westpolen für 34 % der Verluste verantwortlich. Durch diese hohen Brutverluste werden häufig Ersatzbruten notwendig, die in einem strauchreichen Habitat die größten Erfolgschancen aufweisen (JAKOBER & STAUBER 1987a). Große Bedeutung hat der Bruterfolg hinsichtlich der Wiederkehrtrate. So kehren 2-jährige ohne Bruterfolg fast nie mehr an den alten Nistplatz zurück (JAKOBER & STAUBER 1989).

Im Gegensatz zu Gebüschern werden Bäume anscheinend vom Neuntöter gemieden. In Wien sind vor allem baumreiche Windschutzgürtel ungeeignet. Bäume eignen sich aus zwei Gründen bedeutend schlechter als Gebüsche für den Neuntöter. Einerseits erfolgt die Jagd des Neuntötters überwiegend aus einer Höhe von 1-3 m, und andererseits werden Nester bevorzugt in geringer Höhe von 0,7-2 m angelegt, und diese Bereiche die bei Bäumen meist unbeastet und unbelaubt sind (JAKOBER &



STAUBER 1987a, KUŽNIAK 1991). In diesen Bereichen sind die Bäume aber meist unbelaubt oder haben keine entsprechenden Ansitzwarten. Baumbruten unterliegen im allgemeinen einem stärkeren Feinddruck durch Corviden und Greifvögeln als Buschbruten (JAKOBER & STAUBER 1981). Waldränder z.B. im Wienerwald und der Lobau sind hier ausgenommen, da sie oft gebüschreich sind.

Obwohl sich für die Variable „offener Boden“ kein Unterschied zwischen Revieren und Kontrollpunkten ergibt, kann keinesfalls davon ausgegangen werden, dass dies für den Neuntöter keine Bedeutung hat. Möglicherweise wurde durch die Art der Datenaufnahme (siehe Methode) ein zu kleiner Bereich des Reviers erfasst. Man kann aber davon ausgehen, dass in Wien offener Boden (zur Zeit) nicht limitierend auf den Neuntöter wirkt. Ähnliches gilt für die Vegetationshöhe. Auch bei dieser Variablen konnte kein Unterschied festgestellt werden, jedoch kann der Literatur entnommen werden, dass kurzrasige Flächen für den Neuntöter große Bedeutung haben (JAKOBER & STAUBER 1987a). Gerade im Wienerwald kommt dem Zeitpunkt der Mahd große Bedeutung zu, da von diesem die Verfügbarkeit kurzrasiger Flächen und damit der Nahrung abhängig ist.

Obwohl auch für die Nutzungsform kein Unterschied gefunden wurde, haben Brachen eindeutig Bedeutung für das Vorkommen haben, da solche Flächen besonders nahrungsreich (z.B. Insekten) sind. Bei Brachen konnte man aufgrund Methodik keinen Unterschied zwischen Revieren und Kontrollpunkten erwarten, da die Zufallspunkte speziell auf Ruderal- und Brachflächen gelegt wurden.

Das Verbreitungsbild des Neuntöters in Wien ist geprägt durch einen hohen Anteil an Einzelvorkommen. Etwa 65 % der Raster weisen nur 1 Revier auf, wobei noch zu beachten ist, dass auch Raster, die mehr als 1 Revier aufweisen, Einzelvorkommen beherbergen können. Gerade diese Einzelvorkommen unterliegen über die Jahre hinweg meist starken Schwankungen und sind stark gefährdet (vgl. DONNERBAUM ET AL. 2003). Von zentraler Bedeutung sind die Vorkommen in Rastern mit mehr als 2 Revieren, insbesondere die Verbreitungsschwerpunkte in der Lobau, in den Weinbaugebieten bei Stammersdorf, die Vorkommen im Süden des Lainzer Tiergartens (inkl. Gütenbachtal), am Großen und Kleinen Süßenbrunner Teich sowie in den Industriegebieten bei Stadlau oder Siebenhirten. Da Neuntöter sich gerne in der Nähe bestehender Reviere ansiedeln sind aber auch Einzelvorkommen wichtig, um den Wiener Bestand zu stabilisieren oder zu vermehren (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1993). Besonders prekär erscheint die Lage in den Weinbaugebieten im Westen Wiens. Hier sind nur mehr vereinzelt Neuntöter zu finden. Die Rationalisierung des Weinanbaus dürfte hier schon deutlich Spuren hinterlassen haben, die auch bei anderen Vogelgruppen wie z.B. die Feldfinken schon Mitte der 1990-er erkennbar wurde (WICHMANN & ZUNA-KRATKY 1997).

Über Bestandsentwicklungen kann leider aufgrund fehlender Angaben keine Aussage gemacht werden. Die jetzige Verbreitung entspricht in etwa der von BÖCK in den Jahren 1983-1987 festgestellten (o.J.). Nur manche Vorkommen dürften im Laufe der Jahre verschwunden sein. So finden sich bei BÖCK (o.J.) noch mehr Vorkommen, die näher zum Stadtkern liegen wie z.B. rund um die Aspanger Gründe oder dem Wienerberg. Zur Zeit finden sich an den beiden Stellen jeweils nur 1 Revier. Auch das Verbreitungsmuster in der Lobau entspricht in etwa dem von ZWICKER 1983 festgestellten. Das Verbreitungsbild dürfte sich seit den 80-iger Jahren nicht



wesentlich geändert haben, obwohl hier anzumerken ist, dass es sehr wohl zu Aufgaben von Revieren in Stadtkernnähe gekommen ist. Vollkommen ungeklärt ist die Entwicklung der Bestandsgröße.

4. Schutzmaßnahmen

Das Hauptaugenmerk liegt auf der Erhaltung und Pflege der bereits bestehenden Neuntöterreviere, da sich Neuntöter in der Umgebung von bestehenden Revieren ansiedeln (siehe Einleitung) und vor allem Männchen Brutplatztreue zeigen, so kehren bis zu 72,4 % aller männlichen Tiere in die Umgebung des alten Brutplatzes zurück (0-0,2 km), insbesondere bei erfolgreicher Brut (JAKOBER & STAUBER 1987c). Durch die Pflege der Nahrungsflächen kann ein Abwandern verhindert werden. Besonders die Wienerwaldwiesen - wie z.B. die zentralen Vorkommen im Lainzer Tiergarten - würden sich für solche Managementmaßnahmen hervorragend eignen. Hier muss man insbesondere im Gütenbachtal auf einen gewissen Konflikt mit dem Wachtelkönig (*Crex crex*) achten, für den hohe Vegetation unerlässlich ist. Durch gestaffelte Mahdtermine können für beide Arten optimale Bereiche entstehen. So sollte man dezentral anfangen zu mähen und die inneren Bereiche stehen zu lassen und spät im Jahr mähen (vgl. FRÜHAUF 1998ab). HÖLZINGER (1997) schlägt vor gewissen Anteil der Wiesen nur alle 2 Jahre zu schneiden. An den Heissländern im Bereich der Lobau sollte ein totales Zuwachsen der Flächen verhindert werden. Dies würde auch z.B. dem Wendehals zugute kommen (WICHMANN & DONNERBAUM 2001). In den Revieren sollten Altbaumbestände mit Totholzanteil belassen werden, um als Insektenlebensraum zu dienen (HÖLZINGER 1997).

Ein langfristiges Bestandsmonitoring wäre auf alle Fälle empfehlenswert, da in Wien Daten über eine langfristige Bestandsentwicklung fehlen. Da es anscheinend in Wien an gebüschreichen, dafür baumarmen Flächen fehlt, sollten bei Neupflanzungen in geeigneten Gebieten mehr Gebüsche gepflanzt werden. Bei Neupflanzungen von Hecken sollten dornenreiche Gebüsche wie z.B. Heckenrose (*Rosa spp.*) oder Weißdorn (*Crataegus monogyna*) bevorzugt werden. Weißdorn sollte dort gepflanzt werden, wo geringe Pflege stattfindet (JAKOBER & STAUBER 1983). Brachflächen sollten gerade in Industriegebieten bestehen bleiben und somit dem Neuntöter neuen Lebensraum bieten. Generell sind der Erhaltung und Pflege naturgegebener Biotope der Neuschaffung vorzuziehen (JAKOBER & STAUBER 1987a).

Isolierte Schutzzonen reichen anscheinend zur Bestandssicherung des Neuntötters nicht aus (JAKOBER & STAUBER 1987b). Wichtig ist eine Biotopvernetzung durch Kleinstrukturen, sodass eine lockere Verbindung der lokalen Verbreitungsschwerpunkte entsteht. Oft sind die besiedelbaren Flächen zu klein, um mehr als 1 Revier zu beherbergen. Wichtig wäre es großflächigere Bereiche zu schaffen (z.B. Umwandlung landwirtschaftlich genutzter Flächen in Brachen), in denen mehr als 1 Brutpaar ansiedeln kann, da sich Neuntöter wie oben erwähnt bevorzugt in der Nähe besetzter Reviere ansiedeln. Durch die Bautätigkeit in den Randzonen Wiens, ist zu befürchten, dass immer mehr Einzelreviere durch eine fortschreitende Fragmentierung verschwinden. Auch andere Arten wie z.B. Rebhuhn (*Perdix perdix*) oder an sich weit verbreitete Feldlerche (*Alauda arvensis*) sind in Wien durch die Fragmentierung betroffen (WICHMANN 2003, WICHMANN & TEUFELBAUER 2003).



Ein besonderes Augenmerk sollte auf die Weinbaugebiete im Westen Wiens gelegt werden, da diese nur mehr wenige Neuntöterreviere aufweisen. Durch Anlegen von Brachen, aus der Nutzung Stellung mancher Parzellen und Neupflanzung von Hecken und Obstbäumen könnte der Bestand des Neuntöters deutlich verbessert werden, was auch Arten wie Wendehals (*Jynx torquilla*) oder Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*) entgegenkommen würde (WICHMANN & DONNERBAUM 2001). Auch eine Untersuchung der Nahrungsbasis für verschiedene Arten wie Wendehals oder Neuntöter wäre wünschenswert, da es auf den Weinbauflächen Wiens zu z.T. dramatischen Bestandseinbrüchen auch bei sogenannten Allerweltsarten gekommen ist (u.a. WICHMANN & ZUNA-KRATKY 1997, DONNERBAUM ET AL. 2003)

5. Literatur

- BÖCK, F. (o.J.): Biotopkartierung der MA 22 - Vogelkartierung. Studie im Auftrag der MA 22. Wien.
- DONNERBAUM, K., TEUFELBAUER, N. & G. WICHMANN (2003): Ergebnisse des Brutvogelmonitorings in den Probeflächen in Wien-Kalksburg im Jahr 2002. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22. Wien. 15 pp.
- DVORAK, M., RANNER, A. & H. M. BERG. (1993). Atlas der Brutvögel Österreichs. Hrsg.: Umweltbundesamt. Wien.
- DVORAK, M. & G. WICHMANN (2002): Atlas der Brutvögel der Stadt Wien – Ergebnisse des Jahres 2001. Vogelkundl. Nachr. Ostösterr. 13 (1): 1-4.
- FRÜHAUF, J. (1998a): Erste Maßnahmen und Grundlagen für die Erhaltung des Wachtelkönigs (*Crex crex*) auf den Wienerwaldwiesen im Bundesland Wien. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22. Wien. 13 pp+Anhang.
- FRÜHAUF, J. (1998b): Maßnahmenumsetzung und Erfolgskontrolle des Artenschutzprojekts Wachtelkönig (*Crex crex*) auf den Wienerwaldwiesen im Bundesland Wien. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22. Wien.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & K.M. BAUER (1993). Handbuch der Vögel Mitteleuropas. AULA-Verlag Wiesbaden.
- HAGEMEIJER E. J. M. & M. J. BLAIR (EDITORS) (1997). The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and abundance. T. & A.D.Poyser, London.
- HÖLZINGER, J. (1997): Die Vögel Baden-Württembergs. Die Singvögel 3.2. Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co.
- ARTENSCHUTZSYMPOSION FÜR DEN NEUNTÖTER DES DEUTSCHEN BUNDES FÜR VOGELSCHUTZ. Landesverband Baden-Württemberg e.V. Hrsg: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Ökologie und Naturschutz.



- KUŽNIAK, S. (1991): Breeding ecology of the Red-backed Shrike *Lanius collurio* in the Wielkopolska region (Western Poland). Acta orn. 26: 67-84.
- JAKOBER, H. & W. STAUBER (1981): Habitatansprüche des Neuntöters (*Lanius collurio*). Ökologie der Vögel: 3, 1981: 223-247.
- JAKOBER, H. & W. STAUBER (1987a): Habitatansprüche des Neuntöters (*Lanius collurio*) und Maßnahmen für seinen Schutz. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 48: 25-53.
- JAKOBER, H. & W. STAUBER (1987b): Zur Populationsdynamik des Neuntöters (*Lanius collurio*). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 48: 71-78.
- JAKOBER, H. & W. STAUBER (1987c): Dispersionprozesse in einer Neuntöterpopulation (*Lanius collurio*). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 48: 119-130.
- JAKOBER, H. & W. STAUBER (1989): Beeinflussen Bruterfolg und Alter die Ortstreue des Neuntöters? Vogelwarte 35: 32-36.
- RUDIN, M. (1990): Bruterfolg und Fütterungsverhalten des Neuntöters in der Nordwestschweiz. Orn. Beob. 87: 243-252.
- WICHMANN, G. & T. ZUNA-KRATKY (1997): Monitoring von Wald- und Kulturlandschafts-Vögeln an zwei Probeflächen bei Wien-Kalksburg. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22. Wien. 82 pp.
- WICHMANN, G. & K. DONNERBAUM (2001): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel – Ergebnisse der Gartenvogelkartierung Wendehals (*Jynx torquilla*, L.) und Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*, L.). Studie i. Auftr. d. MA 22-Wien. Wien. 27 pp.
- WICHMANN, G. (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel – Auswertung der Strukturhebungen zur Punkttaxierung aus den Jahren 2000 und 2001. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22. Wien. 17 pp.
- WICHMANN, G. & N. TEUFELBAUER (2003): Ergebnisse der Spezialkartierung Rebhuhn (*Perdix perdix*). Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22. Wien. 21 pp.