

EGRETТА 38, 34–45 (1995)

Zu Bestandsentwicklung und Habitatwahl des Neuntöters (*Lanius collurio*) in einem Ackerbaugebiet im südlichen Weinviertel (Niederösterreich) in den Jahren 1985 bis 1993

Von Ulrich Straka

1. Einleitung

Durch zahlreiche siedlungsbiologische Untersuchungen insbesondere der letzten 20 Jahre wurden die Kenntnisse über das quantitative Vorkommen vieler Kleinvogelarten wesentlich erweitert. Ein wesentlicher Mangel, der den meisten Untersuchungen anhaftet, ist ihr Kurzzeitcharakter. Daraus resultiert, daß Aussagen zu langfristigen Mittelwerten und zu Schwankungsamplituden von Sommervogelbeständen bisher selten sind. Problematisch bleibt damit auch die Beantwortung der Frage, inwieweit beobachtete Bestandsveränderungen normale Fluktuationen darstellen oder Ausdruck von Bestandstrends sind (vgl. Wink, 1974; Thiele, 1978; Sellin, 1988). Besondere Bedeutung erlangt die Kenntnis langfristiger Bestandsschwankungen zur Beurteilung beobachteter Veränderungen im Zusammenhang mit der Bioindikation durch Vögel.

Selbst in weitgehend ungestörten Gebieten sind beachtliche Schwankungen des Sommerbestands von Kleinvögeln zu verzeichnen, wobei Witterungseinflüsse eine wesentliche Rolle spielen dürften (z. B. Klafs et al., 1981). Wesentliche Bedeutung dürfte in diesem Zusammenhang aber auch der Habitatqualität zukommen, da nach den bisherigen Erfahrungen in suboptimalen Habitaten stärkere Schwankungen aufzutreten scheinen (Sellin, 1988; Utschik, 1990).

Brutbestandserhebungen in einer intensiv ackerbaulich genutzten Probefläche im südlichen Weinviertel in den Jahren 1985 und 1986 ergaben für den Neuntöter geringe Siedlungsdichten (Straka in Glutz & Bauer, 1993). In den Folgejahren wurden die Erhebungen auf einem Teil der Probefläche fortgesetzt. Ab 1989 erfolgte eine Zunahme des Neuntöterbrutbestandes (Straka, 1992), die 1993 einen vorläufigen Höhepunkt erreichte. Um zu prüfen, ob es sich dabei nur um ein lokales Phänomen handelt, wurden im Jahre 1993 die Erhebungen auf der gesamten auch 1985 und 1986 untersuchten etwa 17 km² umfassenden Kontrollfläche wiederholt.

2. Material und Methode

2.1. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet ist Teil der von eiszeitlichen Donauschotterterrassen gebildeten intensiv ackerbaulich genutzten Landschaft des südlichen Weinviertels. Es liegt im Leitzersdorfer Becken ($48^{\circ} 25' N$, $16^{\circ} 14' O$), welches im Westen an die markanten Erhebungen der Kalkklippenzone, Waschberg (388 m) und Michelberg (409 m) anschließt. Im pannonischen Klimabereich gelegen, zählt es mit weniger als 600 mm Jahresniederschlag (Stockerau 566 mm) zu den trockensten und mit einer Vegetationszeit von mehr als 240 Tagen zu den wärmsten Gebieten Österreichs (Bobek, 1974).

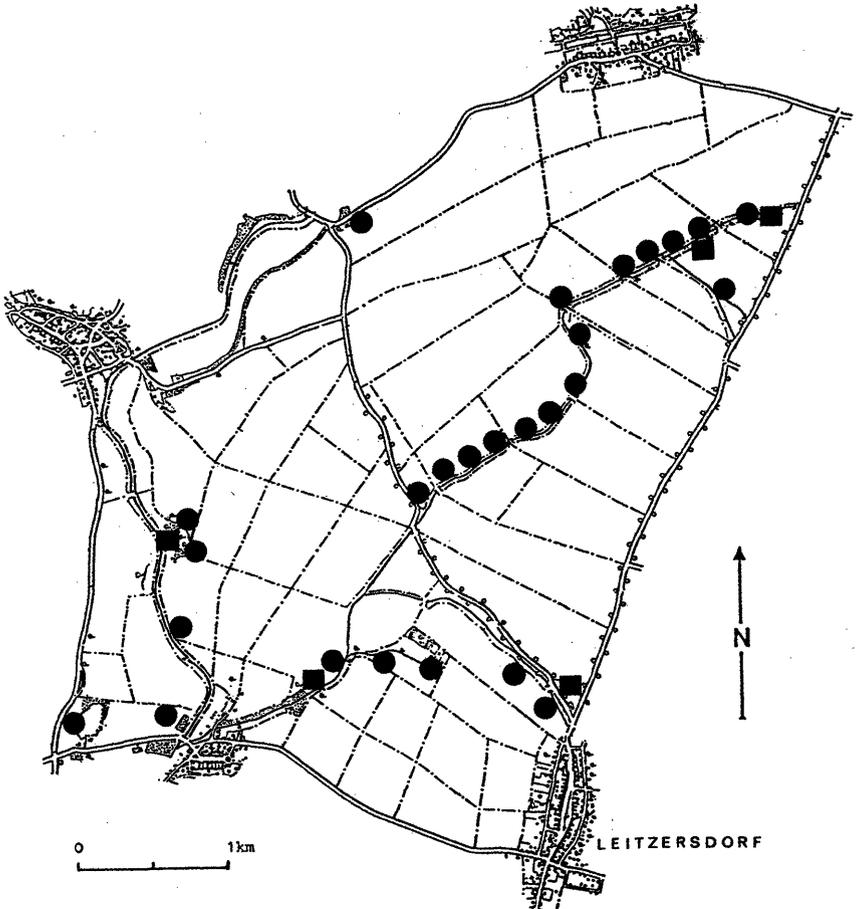


Abb. 1

Neuntöter-Reviere in der Probefläche Leitzersdorf in den Jahren 1985 (Quadrate) und 1993 (Kreise)

Die ebene bis sanft hügelige Probefläche (190–227 m Seehöhe) mißt etwa 17 km² und erstreckt sich zwischen den Ortschaften Leitersdorf, Hatzenbach, Senning und Streitdorf (Abb. 1). Die tiefstliegenden Bereiche sind zum Teil drainiert und werden von Entwässerungsgräben und zwei regulierten Bachläufen (Senningbach, Hatzenbach) durchzogen. Der überwiegende Teil der Probefläche (94,5%) wird von baumfreien Ackerflächen eingenommen, die durch ein mehr oder weniger regelmäßiges Netz von meist unbefestigten Feldwegen gegliedert sind.

Die landwirtschaftliche Nutzung der streifenartig angeordneten Bewirtschaftungsparzellen (Schlaglänge 250 bis 500 m, Schlaggröße z. T. weniger als 2 bis 3 ha) ist durch ein räumliches Nebeneinander verschiedener Feldkulturen geprägt. In der Fruchtfolge dominieren Winterweizen, Sommergerste und Zuckerrübe, daneben werden aber auch Mais, Kartoffel und Futtererbsen sowie in geringem Umfang Roggen, Wintergerste, Sommerweizen, Raps, Sonnenblumen, Soja und Luzerne gebaut. Seit 1987 kam es durch das vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft geförderte Sonderkulturenprogramm zum zusätzlichen bzw. verstärkten Anbau von Eiweiß- und Ölfrüchten bei gleichzeitiger Reduktion der Getreideanbaufläche. Auf den an den Hatzenbach angrenzenden Ackerparzellen verringerte sich der Anteil der Getreideflächen (ohne Mais) von etwa 69% (Mittel 1985 und 1986) auf etwa 54% (Mittel 1987–1993) bei gleichzeitigem Anstieg des Anteils von Erbse, Sonnenblume, Soja sowie Zuckerrübe und Kartoffel (Tabelle 1).

Tabelle 1
Relative Häufigkeit (%) verschiedener Feldkulturen am Hatzenbach (ca. 350 ha)
vor und nach Einführung des Sonderkulturenprogrammes.
Mittelwerte der Zeiträume 1985–1986 sowie 1987–1993.

	Mittel 1985–1986	Mittel 1987–1993
Luzerne	2,7	2,1
Raps	0,4	1,9
Wintergetreide	39,2	29,5
Sommergetreide	29,8	24,9
erbse	3,1	7,8
Kartoffel	3,1	4,5
Zuckerrübe	12,8	17,4
Mais	8,5	6,1
Sonnenblume	–	2,7
Soja	–	3,2
Zwiebel	0,4	0,1

Der Waldanteil der Untersuchungsfläche beträgt etwa 1,2% und setzt sich aus insgesamt elf vorwiegend am Rand der Untersuchungsfläche gelegenen Feldgehölzen (Flächengröße 0,4–6,1 ha) zusammen, die allerdings nur teilweise wirklichen Waldcharakter (Reste von Bachauwäldern bzw. Eichenmischwäldern) besitzen. Mehrheitlich handelt es sich um Aufforstungen mit Kanadapappeln. Als weitere Sonderflächen existieren kleinflächige verbuschte oder aufgeforstete Wiesenbrachen (insgesamt ca. 5,2 ha) und eine teils als Bauschuttdeponie benutzte Kiesgrube (ca. 5,5 ha). An den Bachläufen und den nur teilweise wasserführenden Entwässe-

rungsgräben finden sich vorwiegend Bestände krautiger Vegetation (Hochstaudenfluren, Rohrglanzgrasröhricht und teilweise auch lockeres Schilf), daneben aber auch Einzelsträucher, Einzelbäume und Gebüsche.

Eine detaillierte Beschreibung des von 1985 bis 1993 durchgehend untersuchten ca. 3,8 km langen Hatzenbach-Abschnittes wurde bereits in Straka (1992) gegeben. Die Breite des von Drainagewässern gespeisten, regulierten Bachlaufes beträgt inklusive der Grabenränder etwa 8 m, die Breite der begleitenden Feldwege (Graswege mit Fahrspur) etwa 4 m. Die Vegetation der steilen Grabenböschungen ist z. T. wiesenartig, die etwa 1 bis 1,5 m breite Grabensohle wird überwiegend von Rohrglanzgrasröhricht eingenommen, das von Hochstauden und teilweise lockerem Schilf durchsetzt ist. Dichter Strauchbestand und teilweise auch heckenartige Strukturen zeichnen den etwa 1 km langen östlichen Abschnitt aus. Im Westteil befanden sich zu Beginn der Untersuchung nur wenige größere Einzelsträucher und Einzelbäume. Durch Pflanzung von Sträuchern und Bäumen in den Jahren 1988 und 1991 und durch das Wachstum bereits vorhandener Holzgewächse erfolgte im Untersuchungszeitraum in Teilbereichen eine Zunahme des Gehölzbestandes (Abb. 2).

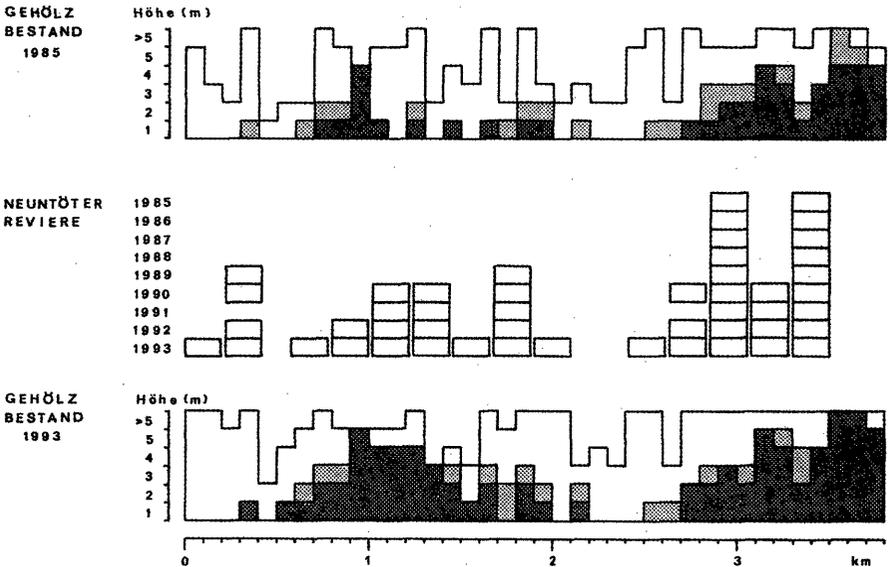


Abb. 2

Gehölzbestand und Neuntöter-Reviere am Hatzenbach. Dargestellt sind die Höhe und die Häufigkeit von Holzgewächsen (weiß: 1–5, hellgrau: 6–10, dunkelgrau: > 10 Sträucher/100 m Kontrollstrecke) in den Jahren 1985 und 1993 sowie die Verteilung der Neuntöter-Reviere (schematisch) von 1985 bis 1993.

2.2. Methodik

Die Erfassung des Neuntöterbrutbestandes der etwa 17 km² großen Kontrollfläche erfolgte 1985 durch wöchentliche, 1986 durch 14tägige Kontrollen im Rahmen ganzjähriger Bestandserhebungen. Die Erhebungen erfolgten dabei mit dem Pkw entlang der Feldwege sowie durch Abgehen flächiger Sonderstrukturen. 1993 konnten aus Zeitgründen nur zwei vollständige Kontrollen (Ende Mai und Ende Juni) durchgeführt werden.

An einem etwa 4 km langen Abschnitt des Hatzenbaches wurden im Rahmen mehrjähriger Brutbestandserhebungen (vgl. Straka, 1992) alljährliche Revierkartierungen durchgeführt. Die hier erhobenen Daten basieren auf insgesamt 77 Kartierungsgängen /1985: 13, 1986: 6, 1987: 10, 1988: 12, 1989: 4, 1990: 7, 1991: 9, 1992: 8, 1993: 8) in den Monaten Mai bis Juli. Da bis Ende Mai noch mit Durchzüglern zu rechnen ist, wurden nur die auch im Juni bzw. im Juli bestätigten Reviere als Brutreviere gewertet. Die Revierkartierung erfolgte von dem den Hatzenbach begleitenden Feldweg aus, wobei dieser entweder mit dem Pkw befahren wurde (mit 5–10minütigen Halten etwa alle 250 m), oder durch Begehungen (durchschnittlicher Zeitaufwand 2,5–3 Stunden). Während dieser Kartierungsgänge wurden auch Einzelheiten über Verhalten und Habitatnutzung (Art und Lage der Sitzwarte, Jagdflüge u. a.) notiert.

Zur Dokumentation eventueller Lebensraumveränderungen im Untersuchungszeitraum erfolgte im Winterhalbjahr 1984/85 und 1993/94 am Hatzenbach eine detaillierte Erfassung des Gehölzbestandes (Art, Anzahl und Größe aller Holzgewächse; vgl. Abb. 2). Änderungen in der Bewirtschaftung wurden durch eine alljährliche Kartierung der an den Hatzenbach angrenzenden Ackerparzellen festgehalten.

3. Ergebnisse

3.1. Bestandsentwicklung, Siedlungsdichte

1985 wurden auf der Gesamtfläche von etwa 17 km² fünf Reviere (0,29 Rev./100 ha), 1986 lediglich zwei Reviere (0,12 Rev./100 ha) festgestellt. Im Jahre 1993 waren es hingegen mindestens 26 Reviere (1,51 Rev./100 ha).

Am alljährlich kontrollierten Abschnitt des Hatzenbaches stieg die Revieranzahl von zwei (0,5 Rev./km) im Jahre 1985 auf vierzehn (3,7 Rev./km) im Jahre 1993 an (Tabelle 2).

Tabelle 2
Entwicklung des Neuntöterbestandes am Hatzenbach (3,8 km)

Jahr:	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Revieranzahl:	2	2	2	2	4	8	6	10	14

3.2. Lebensraumnutzung, Verteilung der Reviere

Die sehr ungleichmäßige Verteilung der Neuntöter-Reviere in der Untersuchungsfläche (Abb. 1) läßt sich vor allem durch das Angebot an zwischen den Ackerparzellen befindlichen Sonderstrukturen erklären. Allerdings waren auch 1993 noch zahlreiche subjektiv geeignet erscheinende Teilbereiche unbesiedelt.

Von den 26 im Jahre 1993 festgestellten Neuntöter-Revieren befanden sich:

- 20 an Bachläufen bzw. Entwässerungsgräben mit Einzelsträuchern und Gebüsch
- 3 in verbuschten und teilweise aufgeforsteten Wiesenbrachen
- 1 auf der Kahlschlagfläche eines kleinen Feldgehölzes
- 1 in einer teilweise verwachsenen Kiesgrube
- 1 in einem grasbewachsenen ehemaligen Hohlweg mit Gebüsch.

Die Verteilung der Neuntöter-Reviere am Hatzenbach in den Jahren 1985 bis 1993 zeigt Abb. 2. Eine alljährliche Besiedlung während des gesamten Untersuchungszeitraumes erfolgte nur in dem durch dichteren Gehölzbestand (große Einzelsträucher, Gebüsch und auch Bäume) gekennzeichneten Nordostabschnitt. Erste Reviere im Südwestteil wurden 1989 registriert. In den Folgejahren erfolgte die Neubesiedlung weiterer Abschnitte sowie eine Verdichtung in bereits besiedelten Bereichen. 1993 war die gesamte Kontrollstrecke bis auf zwei fast völlig strauchfreie Bereiche sowie einen Abschnitt mit fast geschlossener Baum- und Strauchhecke besiedelt.

Die einzelnen Reviere umfaßten Grabenabschnitte von 200–300 m, in den am dichtesten besetzten Teilbereichen teilweise auch weniger als 200 m. Ihre Ausstattung mit Holzgewächsen reichte von wenigen Einzelsträuchern bis zu mehr als 50% des betreffenden Abschnittes deckenden Hecken und Gebüsch.

Abb. 2 zeigt auch die Entwicklung des Gehölzbestandes am Hatzenbach im Untersuchungszeitraum. Die Kontrollstrecke wurde dabei für die Darstellung in 100 m lange Teilabschnitte aufgeteilt. Die allgemeine Zunahme der Gehölzdichte durch Wachstum, natürliche Verjüngung und teilweise auch durch Pflanzung ist deutlich erkennbar. Waren beispielsweise 1985 lediglich 24% der Teilabschnitte der Kategorie mit „hoher Gehölzdichte“ (> 10 Sträucher/100 m; Mindestgröße 1 Meter) zuzuordnen, waren es 1993 bereits 55% aller Abschnitte. Vergleicht man Gehölzdichte und Neuntöterbesiedlung, so zeigt sich, daß 1985 nur Reviere mit hoher Gehölzdichte besiedelt wurden. Im Jahre 1993, bei hoher Neuntöter-Dichte, wurden allerdings auch Teilabschnitte mit weniger als 10 Sträuchern/100 m, ausnahmsweise sogar solche mit weniger als 5 Sträuchern/100 m (Mindestgröße 1 m) besiedelt. Im selben Jahr konnte abseits des Hatzenbaches eine erfolgreiche Neuntöter-Brut sogar an einem Entwässerungsgraben festgestellt werden, der auf 500 m Länge lediglich drei Einzelsträucher aufwies. Allerdings konnte in diesem Fall eine Stromleitung zusätzlich als Jagd- und Aussichtswarte genutzt werden.

Eine systematische Nestersuche wurde nicht durchgeführt. Die Mehrzahl zufällig während der Brutzeit und später nach dem Laubfall gefundener Neuntöternester befanden sich in Heckenrosen (*Rosa sp.*), wobei teilweise auch weniger als ein Meter hohe dann allerdings zusätzlich durch die krautige Vegetation geschützte Sträucher genutzt wurden. Einzelne Nester befanden sich auch in Kriechen (*Prunus insistita*).

Die Mehrzahl (90,9%) der bei der Revierkartierung am Hatzenbach von Mai bis Juli (Beobachtungen 1985–1993) registrierten adulten Neuntöter (n = 388) hielt sich während der Beobachtung direkt am Bachlauf auf, jedoch wurden auch die angrenzenden Ackerflächen bis in eine Entfernung von maximal 100–150 m mitgenutzt. Der Anteil auch in den Ackerflächen beobachteter Neuntöter (Jagdflüge von Sitzwarten am Hatzenbach nicht berücksichtigt) nahm von 0,7% im Mai auf

11,2% im Juni ($\chi^2 = 14,46$, $p < 0,01$) und 20,9% im Juli (Juni/Juli: $\chi^2 = 4,2$, $p < 0,05$) zu.

Die am Hatzenbach beobachteten Neuntöter nutzten als Sitzwarten vorwiegend Sträucher, regelmäßig aber auch Schilfhalme und krautige Stauden (insbesondere vorjährige Vegetationsreste von Disteln, *Chenopodium sp.* und *Artemisia sp.*).

Bei 40 Neuntöttern, das sind 10,3% aller zwischen Mai und Juli am Hatzenbach registrierten Altvögel, wurden bei der Revierkartierung zufällig Jagdflüge (Bodenjagd) beobachtet (Tabelle 3). Bevorzugte Zielflächen dieser Jagdflüge waren in allen Monaten die begleitenden Feldwege (teilweise bewachsene Erdwege) mit 53–57% der Beobachtungen, gefolgt von angrenzenden Ackerflächen (Rüben-, Erbsen- und Maisschläge vor dem Vegetationsschluß bzw. lückig bewachsene Randbereiche dieser Kulturen) mit 28–35%. Die mit dichter Vegetation bestandenen Grabenböschungen wurden vergleichsweise selten (11–14% der Beobachtungen) genutzt. Eine Bevorzugung zumindest teilweise offener Bodenbereiche ist klar ersichtlich.

Die Verteilung der in den Ackerflächen beobachteten adulten Neuntöter auf die einzelnen Feldkulturen zeigt Tabelle 4. Als Sitzwarten dienten den Neuntöttern dabei die Kulturpflanzen selbst, oder „Unkräuter“ wie z. B. Flughäfer in Erbsenschlägen oder einzelne Sonnenblumen in Kartoffeläckern. Drei der sieben im Wintergetreide beobachteten Neuntöter hielten sich in Teilbereichen mit lagerdem Getreide auf, die übrigen wurden in geschlossenen Getreideflächen auf Getreideähren oder Halmen sitzend angetroffen (in drei Fällen in Zusammenhang mit Rütteljagd über Wintergetreideflächen). Hinweise auf die unterschiedliche Attraktivität einzelner Feldkulturen (eine weitergehende statistische Auswertung wurde wegen des geringen Datenumfanges und der Zufälligkeit der Beobachtungen nicht durchgeführt) ergeben sich aus einem Vergleich zwischen Beobachtungshäufigkeit und Flächenanteil. So entfallen auf die anteilmäßig dominierenden Getreideflächen (57% der Flächen, Mittel 1985–1993) nur 21% der Beobachtungen, hingegen auf Erbsen-, Sonnenblumen- und Kartoffelschläge (13% der Flächen) 56% der Beobachtungen. Im Juli hielten sich 42% der in Ackerflächen beobachteten Neuntöter in Sonnenblumenschlägen (bei 2% Flächenanteil) auf.

Tabelle 3
Zielflächen von wartenjagenden Neuntöttern am Hatzenbach von Mai bis Juli
(Beobachtungen 1985–1993)

	Mai	Juni	Juli	Gesamt
Neuntöter-Gesamtzahl	148	125	115	388
mit Bodenjagd n	14	17	9	40
mit Bodenjagd %	9,5	13,6	7,8	10,3
Zielflächen:				
Grabenböschung	2	2	1	5
Feldweg	8	9	5	22
Ackerflächen	4	6	3	13
davon:				
Mais	1	1	0	2
Erbsen	0	3	0	3
Zuckerrüben	3	2	3	8

Tabelle 4

Beobachtungen von adulten Neuntöttern in Ackerflächen am Hatzenbach von Mai bis Juli
(Beobachtungen 1985–1993)

Ackerkulturen	Mai	Juni	Juli	Gesamt
Zuckerrüben	1	1	2	4
Winterweizen		6	1	7
Erbsen		5	2	7
Sonnenblumen		1	10	11
Kartoffel		1	3	4
Raps			2	2
Mais			2	2
Sommergerste			1	1
Sojabohne			1	1
Gesamt	1	14	24	39

4. Diskussion

4.1. Bestandsdichte

Wie die Abb. 1 zeigt, sind flächenbezogene Siedlungsdichteangaben beim Neuntöter im intensiv agrarisch genutzten Kulturland problematisch. Da die Reviere an das Vorkommen punktförmiger oder linearer Landschaftsstrukturen in den Agrarflächen gebunden sind, ist die Wahl des zu untersuchenden Ausschnittes in heterogenen Landschaftsräumen von wesentlicher Bedeutung. Im vorliegenden Fall umfaßt die Probefläche sowohl sehr strukturarme als auch strukturreiche Teilbereiche. So war auch die Siedlungsdichte im Quadratkilometer mit den meisten Neuntöttern mit 2 Rev./100 ha (1985) und 6 Rev./100 ha (1993) um das vier- bis siebenfache größer als im Durchschnitt der ganzen Untersuchungsfläche (0,3–1,5 Rev./100 ha).

Aus den letzten Jahren liegen vergleichbare Bestandsangaben auch für andere intensiv genutzte Agrargebiete Ostösterreichs vor. So wurden im burgenländischen Seewinkel (Dvorak & Zuna-Kratky, 1993) auf einer Fläche von 276 km² für 1992 und 1993 98 Neuntöter-Reviere (0,6 Rev./100 ha) und auf der Parndofer Platte (Zwicker & Herb, 1989) auf 132,5 km² insgesamt 154 Neuntöter-Reviere (1,2 Rev./100 ha) ermittelt.

Deutlich höhere Dichten, allerdings auf wesentlich kleineren Probeflächen, wurden in reich strukturierten Kulturlandschaften mit Acker- und Grünlandnutzung festgestellt. So wurden zum Beispiel im oberösterreichischen Mühlviertel (Pils, 1992) von 1988–1990 auf 10,5 km² zwischen 28 und 44 Paare (2,7–4,2 Rev./100 ha) und im südlichen Burgenland (Gamauf in Dvorak et al., 1993) von 1983–1986 auf 7 km² zwischen 51 und 64 Paare (7,3–9,1 Rev./100 ha) gezählt. Bestandserhebungen (Straka unveröff.) im sehr kleinräumig strukturierten Kulturland des der Probefläche benachbarten Waschberges und Michelberges ergaben für 1993 eine sehr dichte Neuntöter-Besiedelung mit 20 Revieren auf 160 ha (13,3 Rev./100 ha) beziehungsweise 21 Revieren auf 115 ha (18,3 Rev./100 ha).

Eine andere Möglichkeit, die Neuntöter-Bestandsangaben aus verschiedenen Landschaften zu vergleichen, besteht darin, die Dichte an linearen Landschaftsstrukturen zu vergleichen. So wurden im vorwiegend ackerbaulich genutzten burgenländischen

Hanság entlang gehölzbestandener Wege und Straßen im Durchschnitt 2 Rev./km Weglänge festgestellt (Schuster, 1992). Im Vergleich dazu waren es am Hatzenbach im Jahre 1993 bei fast durchgehender Besiedelung 14 Reviere auf 3,8 km (3,7 Rev./km).

4.2. Bestandsveränderungen

Wie bei anderen *Lanius*-Arten fluktuieren auch beim Neuntöter lokale und regionale Populationen selbst in ökologisch stabilen Habitaten kräftig (Glutz & Bauer, 1993). Mittel- und kurzfristige Bestandsschwankungen wurden einerseits mit sukzessionsbedingten Lebensraumveränderungen (z. B. Jakob & Stauber, 1987a; Steiof & Ratzke, 1990), andererseits mit direkten und indirekten Klimaeinflüssen in Zusammenhang gebracht (vgl. Glutz & Bauer, 1993; Cramp & Perrins, 1993).

Lebensraumänderungen erfolgten im Untersuchungsgebiet einerseits durch eine leichte Zunahme des Gehölzbestandes (vgl. Abb. 2), andererseits aber auch durch gewisse Änderungen in der Bewirtschaftung (Verringerung der Getreideanbaufläche zugunsten von Eiweiß- und Ölfrüchten). Diese Faktoren dürften jedoch als Erklärung der beobachteten Bestandszunahme nicht ausreichen. Vielmehr ist aus der Zunahme der Bestandsdichte in bereits relativ dicht besiedelten und der Ansiedlung weiterer Brutpaare in vorher unbesetzten Teilbereichen zu folgern, daß das Lebensraumangebot im Untersuchungsgebiet zumindest zu Beginn der Studie nur teilweise genutzt wurde. Hiefür sprechen auch die Beobachtungen am Hatzenbach. Waren die Neuntöter-Reviere zu Beginn der Untersuchung bei geringer Bestandsdichte auf Bereiche mit dichterem Gehölzbestand beschränkt, so zeigte sich bei höherer Bestandsdichte auch ein Vordringen in gehölzärmere Bereiche. Legt man einer Beurteilung der Eignung als Neuntöter-Revier die minimale Gehölzausstattung der 1993 besetzten Neuntöter-Reviere zugrunde (4–5 Sträucher mit einer Mindestgröße von 1 m/100 m), so wären auch 1985 schon mindestens 50% des untersuchten Bach-Abschnittes besiedelbar gewesen.

Als weitere Erklärungsmöglichkeit der Bestandszunahme kommen Witterungsschwankungen in Frage. Die geringen Bestandszahlen im Untersuchungsgebiet fallen in den Zeitraum 1984–87 mit unterdurchschnittlichen Temperaturen. Die ab 1989 erfolgte Bestandszunahme hingegen deckt sich zeitlich mit günstigen Witterungsbedingungen, fallen doch in den Zeitraum 1988–1993 fünf der sieben wärmsten Jahre dieses Jahrhunderts mit teilweise außergewöhnlich warmen Sommern (Jahresübersicht der Witterung in Österreich 1984–1993, Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Wien). Auffallende Unterschiede ergaben sich auch hinsichtlich der Vegetationsentwicklung. So lag der Beginn der Kirschblüte im Untersuchungsgebiet im Zeitraum 1985–1988 zwischen 23. 4. und 26. 4., im Zeitraum 1989–1991 jedoch bereits zwischen dem 2. 4. und 14. 4. Eine Verfrühung der phänologischen Phasen könnte sich vor allem auf die Entwicklung von als Nahrung bedeutsamen Insektenpopulationen auswirken. Auf die Bedeutung der Sommerwitterung für Bruterfolg und Bestandsschwankungen des Neuntötters wird von mehreren Autoren hingewiesen (z. B. Lübcke & Mann, 1987). Für die letztere Erklärung spricht auch, daß in den letzten Jahren auch in anderen Teilen Mitteleuropas gebietsweise eine positive Bestandsentwicklung beobachtet werden konnte (Übersicht bei Glutz & Bauer, 1993).

4.3. Verteilung der Reviere, Lebensraumnutzung

Wie Abb. 1 zeigt verteilen sich die Reviere sehr ungleichmäßig über die Probefläche, was zum Teil durch die heterogene Verteilung von Sonderstrukturen in den Agrarflächen zu erklären ist.

Alle in den Jahren 1985 und 1986 festgestellten Reviere waren auch 1993 besetzt. Die nach 1986 neu hinzugekommenen Reviere lagen zum Teil im Anschluß an bereits besetzte Reviere, zum Teil wurden aber auch vorher unbesiedelte Teilbereiche der Probefläche bezogen. Auffallend war die hohe Konzentration von Revieren entlang des Hatzenbaches, während der im Westteil der Probefläche gelegene Senningbach mit ähnlicher Gehölzausstattung kaum besiedelt wurde.

Nach Jakober & Stauber (1987b) können ungleichmäßige Verteilungsmuster (Klumpung der Reviere) einerseits durch Unterschiede in der Habitatqualität, andererseits aber auch durch eine bevorzugte Ansiedlung weiterer Paare in der Nähe bereits bestehender Neuntöter-Reviere erklärt werden. Für Habitatwahl und Brut-erfolg entscheidende Faktoren sind neben dem Nistplatzangebot insbesondere das Vorhandensein und die Verfügbarkeit der Nahrung. Letztere wird vor allem durch die Witterung, das Angebot an geeigneten Sitzwarten sowie das Vorhandensein von vegetationsarmen Flächen für die Bodenjagd bestimmt.

Während das Nistplatzangebot in intensiv genutzten Agrarlandschaften auf die wenigen nicht landwirtschaftlich genutzten Restflächen beschränkt ist, dürften nach den vorliegenden Befunden für die Nahrungssuche auch die Ackerflächen selbst eine nicht unbedeutende Rolle spielen.

Die Mehrzahl der im Untersuchungsgebiet festgestellten Neuntöter-Reviere befanden sich an zwischen Ackerflächen liegenden linearen Landschaftselementen mit nur geringer Flächenausdehnung. So entfielen bei dichter Neuntöterbesiedlung im Jahre 1993 auf die am Hatzenbach festgestellten Neuntöter-Reviere im Durchschnitt lediglich 0,24 ha (unter Einbeziehung der begleitenden Feldwege 0,48 ha) nicht ackerbaulich genutzter Fläche. Da Neuntöter-Reviere in Mitteleuropa selbst unter günstigen Bedingungen meist Flächen von 1,5–2 ha umfassen (Bezzel, 1993; Cramp & Perrins, 1993), müssen wohl auch Teile der an den Hatzenbach angrenzenden Ackerflächen den hier festgestellten Revieren zugerechnet werden. Dies konnte auch mehrfach durch die Beobachtung territorialer Auseinandersetzungen in Ackerflächen bestätigt werden.

Wie die vorliegenden Untersuchungsergebnisse zeigen, wurden für die Nahrungssuche (Bodenjagd) am Hatzenbach vorwiegend die begleitenden, unversiegelten Wirtschaftswege sowie die Randbereiche angrenzender Ackerflächen genutzt. Die im Juni und Juli beobachtete Zunahme von auch abseits in Ackerflächen jagenden Neuntörern dürfte eine Erklärung in dem mit fortschreitender Vegetationsentwicklung abnehmenden Anteil der für die Bodenjagd wichtigen offenen Bodenflächen sowie dem gleichzeitig steigenden Nahrungsbedarf zur Versorgung der Brut finden. Als für die Nahrungssuche zumindest in gewissen Phasen der Vegetationsentwicklung bedeutsame Ackerflächen erwiesen sich solche mit spätem Vegetationsschluß, wie Hackfrüchte, Mais und Sonnenblumen, oder mit frühem Reife- und Erntezeitpunkt, wie z. B. Futtererbsen. Günstig dürfte sich in dieser Hinsicht die im Untersuchungsgebiet noch vorhandene Vielfalt an verschiedenen Feldfrüchten sowie die relativ geringe Größe der Bewirtschaftungsparzellen auswirken. Da entlang des Hatzenbaches im Durchschnitt an einem 100 m langen Bachabschnitt 3–4 verschie-

dene Ackerparzellen angrenzten und ein Neuntöter-Revier hier im Mittel einen etwa 200 m langen Abschnitt umfaßte, war in der Regel das Vorhandensein geeigneter Jagdflächen auch bei zufälliger Verteilung der Feldkulturen gewährleistet. Inwieweit das Vorhandensein verschiedener Feldkulturen jedoch auch die Ansiedlung mitbestimmt, läßt sich aus dem vorhandenen Datenmaterial nicht beurteilen.

5. Zusammenfassung

Erhebungen des Neuntöter-Brutbestandes auf einer etwa 17 km² großen intensiv ackerbaulich genutzten Probefläche im südlichen Weinviertel (NÖ.) in den Jahren 1985 und 1993 ergaben eine Zunahme von 5 (0,3 Rev./100 ha) auf 26 (1,5 Rev./100 ha) Reviere. Alljährlich auf einer Teilfläche durchgeführte Kontrollen zeigen eine Zunahme des Brutzeitbestandes ab 1989. Da keine wesentlichen Lebensraumänderungen erfolgten, dürfte die beobachtete Bestandszunahme vorwiegend in Folge günstiger klimatischer Bedingungen im Untersuchungszeitraum erfolgt sein. Brutmöglichkeiten finden Neuntöter im Untersuchungsgebiet nur in den wenigen nicht ackerbaulich genutzten Restflächen, insbesondere an gehölzbestandenen Bachläufen. Die Nahrungssuche erfolgt jedoch auch auf den angrenzenden Ackerflächen.

Summary

Population dynamics and habitat selection of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) on a farmland plot in Lower Austria from 1985 to 1993

Mapping of Red-backed Shrikes (*Lanius collurio*) in a census plot (17 km²) of arable land in the southern part of the Weinviertel (Lower Austria) in 1985 and 1993 revealed an increase from 5 (0,3 pairs/100 ha) to 26 (1,5 pairs/100 ha) pairs. An annual census made on a part of the census plot showed an increase since 1989. As no intrinsic change in the supply of suitable habitats occurred, it is supposed that this increase is mainly caused by a number of years with favourable weather during the breeding season. In the census plot suitable nesting sites are restricted to the few percent of semi-natural habitats, mainly along hedge-rowed rivers. For hunting also the surrounding areas of arable land are used.

Literatur

- Bezzel, E. (1993): Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Passeres, Aula-Verlag Wiesbaden, 766 pp.
- Bobek, H. (1974): Atlas der Republik Österreich.
- Cramp, S. & C. M. Perrins (1993): Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa, Vol. 7. Oxford University Press, 577 pp.
- Dvorak, M., A. Ranner & H. M. Berg (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981–1985 der Österr. Ges. f. Vogelkunde. Umweltbundesamt und Österr. Ges. f. Vogelkunde, Wien, 527 pp.
- Dvorak, M. & T. Zuna-Kratky (1993): Zur aktuellen Situation ausgewählter Kulturlandvögel im Neusiedler-See-Gebiet. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 4, 125–138.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & K. M. Bauer (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 13. Aula-Verlag Wiesbaden, 1365 pp.

- Lübcke, W. & W. Mann (1987): Bestandszunahme des Neuntötters (*Lanius collurio*) von 1974 bis 1987 in einem nordhessischen Untersuchungsgebiet. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 48, 109–118.
- Jakober, H. & W. Stauber (1987a): Habitatansprüche des Neuntötters (*Lanius collurio*) und Maßnahmen für seinen Schutz. Beih. Veröff. Naturschutz Landespflege Bad.-Württ. 48, 25–53.
- Jakober, H. & W. Stauber (1987b): Dispersionsprozesse in einer Neuntöter-Population. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Württ. 48, 119–130.
- Klafs, G., H. Müller & H. Weber (1981): Zum Einfluß der Witterung während der Brutzeit auf großräumige Abundanzänderungen waldbewohnender Singvogelgruppen. Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 21, 34–39.
- Pils, E. (1992): Der Neuntöter (*Lanius collurio*) im Raume Gallneukirchen/Alberndorf. Öko-L. 14/1, 8–15.
- Schuster, A. (1992): Vergleich der brut- und nachbrutzeitlichen Habitatwahl von Neuntöter (*Lanius collurio* L.), Schwarzkehlchen (*Saxicola torquata* L.) und Braunkehlchen (*Saxicola rubetra* L.) im Kulturland des Hanság (Burgenland). Diplomarbeit Univ. Wien, 140 pp.
- Sellin, D. (1988): Zur Dynamik des Sommervogelbestandes eines isolierten Birken-Stieleichen-Waldes während einer 12jährigen Untersuchungsperiode. Beitr. Vogelkde. 34, 157–176.
- Steiof, K. & B. Ratzke (1990): Hohe Siedlungsdichte des Neuntötters (*Lanius collurio*) auf der Mülldeponie in Berlin-Wannsee und Hinweise zur Erfassung der Art. Orn. Ber. f. Berlin (West). 15/1, 39–48.
- Straka, U. (1992): Brutbestandserhebungen in einem Ackerbaugesbiet im südlichen Weinviertel (Niederösterreich) in den Jahren 1985 bis 1991. Egretta 35, 154–172.
- Utschik, H. (1990): Entwicklung des Zaunkönigbestandes (*Troglodytes troglodytes*) im Auwald der Innstaustufe Perach 1976–1987. Ökol. Vögel 12, 39–51.
- Wink, M. (1974): Veränderungen des Brutvogelbestandes der Siegniederung in den vergangenen 14 Jahren (1960–1973). Vogelwelt 95, 121–137.
- Zwicker, E. & B. Herb (1989): Untersuchungen zum Naturraumpotential der Parndorfer Platte und eines Abschnittes der Leithaniederung. Vögel. Gutachten im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung, Eisenstadt, 61 pp.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Ulrich Straka,
Institut für Zoologie,
Universität für Bodenkultur,
Gregor-Mendel-Straße 33,
A-1180 Wien

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Egretta](#)

Jahr/Year: 1995

Band/Volume: [38_1](#)

Autor(en)/Author(s): Straka Ulrich

Artikel/Article: [Zu Bestandsentwicklung und Habitatwahl des Neuntöters \(*Lanius collurio*\) in einem Ackerbaugebiet im südlichen Weinviertel \(Niederösterreich\) in den Jahren 1985 bis 1993. 34-45](#)