

# POPULATIONSDYNAMIK EINES NEUNTÖTERBESTANDES IM KREIS GÖPPINGEN

Hans Jakober  
Wolfgang Stauber

## 1. Einleitung

Jede Population weist auch unter absolut natürlichen Bedingungen periodische oder nichtperiodische Schwankungen auf. Beim Neuntöter wurde bereits zu Beginn unseres Jahrhunderts in Württemberg ein Rückgang festgestellt (FISCHER 1914); NIETHAMMER (1937) nennt den Bestand stark wechselnd. Seit etwa 20 Jahren jedoch häufen sich die Mitteilungen über Populationsschrumpfungen beängstigend, auch wenn Ausmaß und Geschwindigkeit beträchtliche regionale Unterschiede aufweisen.

Populationsschwankungen werden bei Kleinvögeln im wesentlichen durch die Mortalität der Adulten - bei ziehenden Arten im Brutgebiet, auf dem Zugweg oder im Winterquartier -, durch die Fortpflanzungsleistung und durch Immigration bzw. Emigration bestimmt. Anhand der Daten aus einer relativ stabilen Population soll untersucht werden, ob die Bestandsveränderung in diesem Gebiet eher als natürliche Schwankung zu werten ist oder ob sie eine Etappe auf dem Weg zum Aussterben darstellt.

## 2. Material und Methode

Seit 1969 untersuchen wir im Raum Süssen Gingen - Kuchen (48°39'N/09°47'E), Kreis Göppingen, eine Neuntöterpopulation auf einer Fläche von 18 km<sup>2</sup>. Sie liegt im Bereich des mittleren Filstales und schließt mit den Steilhängen der angrenzenden Albhochfläche nach E und S ab. Die Talauflage ist weitgehend bebaut bzw. intensiv landwirtschaftlich genutzt und daher für die Art nicht besiedelbar.

Die Beobachtungen erstreckten sich jeweils von der Ankunft der ersten Neuntöter bis zum Abzug der letzten Individuen. Auch nach dem Abschluß der Ankunftsphase kann es zu Reviergründungen durch Zuwanderer kommen, während andere Paare nach Brutverlust aus dem Untersuchungsgebiet verschwinden. Da der Anteil der Zu- und Abwanderer von Jahr zu Jahr - primär witterungsbedingt - variiert, wird die Populationsgröße nicht als Saisonbrutbestand (vgl. SCHERNER 1983) angegeben. Als Stichtag für die Bestandserfassung wurde der 15.06. gewählt, da zu diesem Zeitpunkt einerseits die Ankunft abgeschlossen ist, andererseits alle Paare, die im ersten Versuch Bruterfolg erzielten, noch anwesend sind und sich Zu- und Abwanderungen in engen Grenzen halten.

Unberingte ♂ wurden nach dem Seßhaftwerden möglichst rasch meist während der Inkubationsphase gefangen und farbig beringt, unberingte ♀ wurden häufig erst nach der Huderphase markiert. Zur Berechnung der Rückkehrate wurden nur Brutvögel berücksichtigt, die Fortpflanzungserfolg hatten oder mindestens bis zum 1.7. im Untersuchungsgebiet anwesend waren; Randsiedler, Junggesellen, Sommergäste und Individuen, die bereits im Mai oder Juni wieder verschwanden, wurden ausgeschlossen.

Die Jungvögel wurden im Alter von 7–8 Tagen beringt. Die Zahl der Nestlinge zu diesem Zeitpunkt wurde der Errechnung der Produktivität zugrunde gelegt, wenn nicht ein späterer Brutverlust eintrat oder eindeutige Beobachtungen eine Reduzierung der Kopfzahl bewiesen.

1976 wurden nicht geschlüpfte Eier und solche aus verlassenen Gelegen am Tierhygienischen Institut Freiburg auf Rückstände untersucht; wir danken Herrn Dr. CONRAD für diese Analysen.

### 3. Ergebnisse

#### a) Bestandsentwicklung

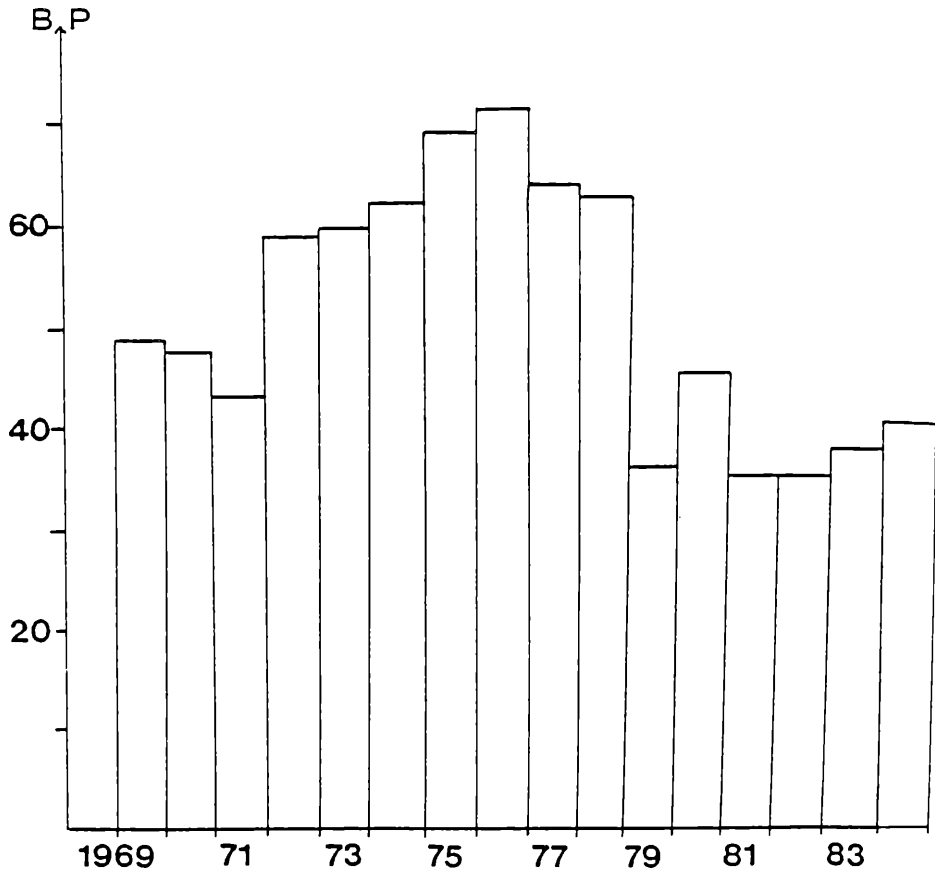
Abb. 1 (S. 18) zeigt die Anzahl der Brutpaare der untersuchten Neuntöterpopulation von 1969 bis 1985. Die Zahl der Brutpaare nahm von 1969–1976 abgesehen von kleineren Einbrüchen in den Jahren 1970 und 1971  $\pm$  kontinuierlich zu und erreichte am Gipfel mit 71 Brutpaaren das 1,5fache des Ausgangsbestandes und eine hohe Siedlungsdichte. Bemerkenswert ist, daß der Bestandsanstieg in eine Zeit fiel, in der bei vielen anderen Populationen gravierende Rückgänge zu verzeichnen waren (z.B. BIBBY 1973, POLTZ 1975, KLEIN 1977, LEFRANC 1979). In den Jahren 1977 und 1978 nahm der Bestand gering, 1979 stark ab. In den Jahren 1980, 1983 und 1984 trat eine leichte Erholung ein. Die geringste Zahl an Brutpaaren ( $n = 35$ ) während der 17jährigen Erfassung beträgt 49 % des Maximalwertes. Ähnliche Bestandsschwankungen ergaben sich auch bei langfristigen Studien an anderen, nicht gefährdeten Arten wie z.B. Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca* und Fitis *Phylloscopus trochilus* (Zusammenfassung bei v. HAARTMANN 1971).

#### b) Mortalitätsrate adulter Neuntöter

Angaben über Verluste außerhalb des Brutgebietes der Population liefert die Rückkehrate der Ringvögel, d.h. der Anteil beringter Individuen, der im jeweils folgenden Jahr (oder später) wieder im Untersuchungsgebiet kontrolliert wurde. Tabelle 1 (S. 18) zeigt die Werte für  $\sigma^{\text{♂}}$  verschiedener Altersgruppen. 2- und 3jährige  $\sigma^{\text{♂}}$  (incl. der mind. 2- und mind. 3jährigen) weisen die höchsten Rückkehraten auf, die der  $\geq 4$ jährigen scheint geringer. Die biologisch interessante Frage, ob die Mortalität altersabhängig ist (vergl. BERNDT & STERNBERG 1963), spielt für die Beurteilung der Lebensfähigkeit einer Kleinvogelart eine untergeordnete Rolle. Dagegen ist der Unterschied zwischen den Rückkehraten der 1jährigen (bzw. mind. 1jährigen) und den älteren  $\sigma^{\text{♂}}$  mit  $P < 0,02$  gesichert. Die Ursache dafür ist die geringere Brutortstreue (JAKOBER & STAUBER im Druck). Aufgrund unserer Ringfunde ist davon auszugehen, daß ein Teil der überlebenden Vögel über eine größere Distanz umsiedelt und damit nicht erfaßt wird. Die Überlebensrate ist also größer als die Rückkehrate und dürfte deutlich über 50 % liegen. Sie entspricht dem für andere Singvogelarten ermittelten Wert. Der Bestandsrückgang läßt sich also sehr wahrscheinlich nicht auf eine erhöhte Gefährdung auf dem Zugweg oder im Winterquartier zurückführen. Die Rückkehrate der  $\text{♀}$  ( $n = 457$ ) ist mit 25,6 % signifikant geringer als die der  $\sigma^{\text{♂}}$  ( $P < 0,001$ ). Sie sind wesentlich weniger ortstreu als die  $\sigma^{\text{♂}}$  (JAKOBER & STAUBER im Druck). Die  $\text{♀}$  sind sicher auf dem Zug und im Winterquartier nicht stärker gefährdet als die  $\sigma^{\text{♂}}$ .

Abb. 1: Zahl der Brutpaare (BP) im 18 km<sup>2</sup> großen Untersuchungsgebiet bei Göppingen von 1969 bis 1984 (1985: 39 BP)

Number of breeding pairs (BP) in the study area of 18 km<sup>2</sup> near Göppingen from 1969 to 1984 (1985: 39 BP)



Tab. 1: Rückkehrrate der Neuntöter- ♂ in Abhängigkeit vom Alter  
Return ratio of male Red-backed Shrikes of different age

Alter (age)	n <sub>i</sub>	davon zurückgekehrt (of these returned)
1jährig (bzw. mind. 1j.)	394	40,9 %
2jährig	123	52,8 %
3jährig	65	52,3 %
> 4jährig	69	46,4 %
n = 651		44,9 %

Etwas schwieriger zu beurteilen ist die Mortalität im Brutgebiet. Der Tod eines Neuntöter-♂ war in 11 Fällen nachweisbar, nämlich dann, wenn es fehlte, obwohl das ♀ weiterhin im Revier anwesend war. Annähernd 12 % der beringten ♂ waren jedoch vor dem 1. Juli nach Brutverlust aus dem Untersuchungsgebiet verschwunden. Sie können also entweder gestorben sein, oder das von uns kontrollierte Gebiet verlassen haben. 20 % Rückkehrer im Folgejahr beweisen, daß nicht alle fehlenden ♂ gestorben sind. Berücksichtigt man, daß die Abwanderer ebenso wie die anderen ♂ Verluste auf dem Zug und im Winterquartier erleiden, so ergibt eine Hochrechnung eine Brutgebietsmortalität von 9 %. Der Wert erscheint zu hoch, denn Zuwanderer, also ♂, die während der Brutzeit in unser Untersuchungsgebiet eingewandert sind, besitzen mit 29 % eine beachtlich hohe Rückkehrate. Damit muß angenommen werden, daß auch ein Teil unserer Abwanderer im nächsten Jahr einen Ersatzbrutplatz aufsucht und sich so unserer Kontrolle entzieht. Die tatsächliche Brutzeitmortalität dürfte daher im Bereich 4 - 5 % liegen. Dieser relativ geringe Wert stimmt mit unseren sonstigen Beobachtungen gut überein:

Auch bei extrem schlechter Witterung magert nur ein Bruchteil der Neuntöter bis nahe an das Existenzminimum ab (JAKOBER & STAUBER 1980).

Potentielle Feinde wie z.B. der Sperber werden von dem Wartenjäger frühzeitig erkannt. In deckungsarmem Gelände, insbesondere wenn Nahrungsweitstreckenflüge notwendig sind, ist eine erhöhte Gefährdung allerdings gegeben.

Vergiftungen mit fettlöslichen Pestiziden müßten sich primär bei der Mobilisierung der Fettreserven auf dem Zug auswirken.

Die Verluste durch menschliche Einwirkung sind gering, ausgenommen Verkehrstopfer, die lokal bedeutend sein können.

### c) Produktivität

Die Produktivität oder Fertilität, d.h. die Zahl der ausgeflogenen Jungen pro Brutpaar und Jahr liegt im Mittel bei 2,7 Jungen. Es treten jedoch beträchtliche Schwankungen auf. Als Extreme fanden wir 1,9 (1975) bzw. 3,8 (1976) Junge/Brutpaar. 36 % der Paare (n = 849) erzielten auch nach mehreren Versuchen keinerlei Bruterfolg; im Elsaß wurde der Anteil der erfolglosen Paare auf 17 % geschätzt (LEFRANC 1979). Dagegen ist die Zahl der Jungen pro erfolgreiche Brut mit 4,2 Juv. in beiden Gebieten gleich. In Südengland (ASH 1970) wurde mit 4,1 Juv. pro Paar ein ähnlicher Wert ermittelt. Der höhere Fortpflanzungserfolg im Elsaß beruht auf einer geringeren Häufigkeit von Totalverlusten. 39 % der bereits ab dem Eiablagestadium bekannten Nester (n = 131) waren erfolgreich. Die von LEFRANC (l.c) untersuchten Bruten (n = 88) weisen mit 42 % eine höhere Ausfliegerate auf, der Unterschied läßt sich jedoch nicht statistisch sichern. In Rumänien (KORODI GAL 1969) ist der Bruterfolg höher (61 %) als in Mitteleuropa, was aber aufgrund der dort günstigeren Witterungsbedingungen nicht überrascht. Die am Bodensee und in England brütenden Vögel scheinen dagegen bis zum Beringungsalter schlechtere Ergebnisse (54 bzw. 56 %) zu erzielen als im Untersuchungsgebiet (58 %). In beiden Regionen waren die Bestände stark rückläufig. Allerdings war am Bodensee zwischen 1948 und 1973 keine Veränderung im Bruterfolg festzustellen (SONNABEND & POLTZ 1979).

Bei der Beurteilung der Produktivität sind verschiedene Einflußfaktoren zu berücksichtigen:

### Feindverluste

Obwohl der Neuntöter recht wehrhaft ist, gehen mehr als 50 % der Nestverluste auf Feinde zurück. Geringes Strauchangebot erleichtert es z.B. dem Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) und der Elster (*Pica pica*) Nester zu finden.

### Witterungsverluste

Schlechtwetterperioden verursachen häufig Brutverluste, wobei niedrige Temperatur und länger anhaltende Regenfälle besonders dann nachteilig sind, wenn beide Faktoren zusammentreffen. In den 17 Untersuchungsjahren ergaben die Daten der nahegelegenen Wetterwarte Stötten:

8 Jahre, in denen der Juni kühler und niederschlagsreicher war als das langfristige Mittel. Durchschnittliche Fertilität: 2,5 Juv./Brutpaar

4 Jahre mit überdurchschnittlichen Junitemperaturen und unterdurchschnittlicher Regenmenge. Durchschnittliche Fertilität: 3,2 Juv./Brutpaar.

Weitergehende statistische Korrelationen zwischen Bruterfolg und Witterung ließen sich mit diesen groben Wetterdaten nicht nachweisen (JAKOBER & STAUBER 1980). Der relativ hohe Anteil an Schlechtwetterjahren hat die Produktivität der Art im Untersuchungszeitraum sicher gedrückt.

### Pestizide und andere Xenochemikalien

Neben der Verringerung des Nahrungsangebots werden in der Literatur auch direkte Einflüsse der Umweltgifte auf den Fortpflanzungserfolg diskutiert (z.B. G. & R. PRINZINGER 1980). Verlustgelege aus dem Jahr 1976 wiesen unterschiedliche Belastungen mit verschiedenen Pestiziden auf, so bei HCB zwischen <0,05 und 0,4 ppm (bezogen auf das Trockengewicht), DDE 2,0 - 12,7 ppm, PCB 8,3 - 12,0 ppm. Ähnliche Werte wurden 1973 am Bodensee ermittelt (POLTZ 1975), obwohl in dieser Region eine erheblich intensivere Landwirtschaft betrieben wird. Die Stichproben sind jedoch für weitergehende Folgerungen zu gering, zumal die Toxizitätsschwelle bei verschiedenen Arten stark schwankt.

Verschiedene Auswirkungen auf Vögel wurden nachgewiesen:

#### 1. Verzögerter Brutbeginn

Dieser Effekt ist beim Neuntöter nicht erkennbar. Der Großteil der ♀ legt bereits 5 oder 6 Tage nach der Ankunft das erste Ei (JAKOBER & STAUBER 1983).

#### 2. Verringerte Gelegegröße

Eine Veränderung der durchschnittlichen Gelegegröße war im Untersuchungszeitraum weder bei den Nestern mit Eiablagebeginn vor dem 10.6. (überwiegend Erstbruten) noch bei späteren (Ersatzbruten) festzustellen (s. Tab. 2, S. 21). SONNABEND & POLTZ (1979) fanden zwischen 1948 und 1973 sogar eine Zunahme der Gelegegröße, die sie mit abnehmender Brutpaardichte in Verbindung bringen.

Während die durchschnittliche Gelegegröße in beiden süddeutschen Populationen praktisch gleich ist, werden im Elsaß deutlich kleinere Gelege gezeitigt. Auffällig ist der wesentlich geringere Anteil der 6er-Gelege bei den Bruten mit Eiablagebeginn 10.6. (19,1 % gegenüber 48,6 % im Untersuchungsgebiet), sowie das Fehlen von 7er-Gelegen. Da der Bruterfolg im Elsaß jedoch höher ist, muß diese Abweichung als Anpassung und

Tab. 2: Gelegegröße des Neuntötters in verschiedenen Regionen und Untersuchungszeiträumen: Überwiegend Erstbruten (Eiablagebeginn vor dem 10. Juni) und Ersatzbruten (Eiablagebeginn  $\geq$  10.6.)

Clutch size of Red-backed Shrikes in different regions and periods: Predominant first clutches (start of egg-laying before 10 June) and repeat clutches (start of laying  $\geq$  10.6.)

Region	Untersuchungs- Periode	überwiegend Erstbruten	Ersatzbruten
Untersuchungs- gebiet	1969-77	5,48 (n = 111)	4,45 (n = 106)
	1978-85	5,47 (n = 107)	4,45 (n = 66)
Bodensee 1)	1948-73	5,50 (n = 282)	
Elsaß 2)	1967-75	4,96 (n = 136)	4,18 (n = 54)
England 3)	1954-66	4,73 (n = 116)	3,73 (n = 48)

1) SONNABEND & POLTZ 1979  
 2) LEFRANC 1979  
 3) ASH 1970

nicht als umweltbedingter Defekt betrachtet werden. Gleiches kann vielleicht auch für die englische Rasse *L.c. juxta* angenommen werden (vgl. Zahl der ausgeflogenen Juv. pro erfolgreiche Brut).

Für 61 sichere Erstgelege (Ankunft des ♀ bekannt) ermittelten wir im Durchschnitt 5,8 Eier. In der Oberlausitz wurden 5,7 Eier pro Erstbrut (n = 70) festgestellt (MÜNSTER 1958). Ein Vergleich mit anderen Angaben aus der älteren Literatur ist schwierig, da die Gelegestärke im Verlauf der Brutsaison abnimmt, aber Erfassungskriterien nicht bekannt sind.

### 3. Verringerter Schlupferfolg

durch reduzierte Befruchtungswahrscheinlichkeit und erhöhte Embryonensterblichkeit. In der Population liegt der Anteil tauber Eier bei etwa 8 %, also in einem Bereich, der auch für die meisten anderen Arten gefunden wurde (KOENIG 1982).

Zusammengefaßt lassen sich folgende Aussagen machen:

Die Produktivität des Neuntötters ist mit 2,7 Jungen pro Brutpaar relativ gering, reicht aber bei einer Adultersterblichkeit von 50 % zur Erhaltung des Bestandes, wenn mindestens 37 % der ausgeflogenen Jungvögel bis zum nächsten Sommer überleben. Für andere Kleinvogelarten wurden hierfür Werte zwischen 30 und 40 % ermittelt. Möglicherweise addieren oder potenzieren sich eine Reihe von Faktoren, die eine Abnahme bewirken könnten.

## 4. Diskussion

Bei verschiedenen Zugvogelarten wurden Bestandsrückgänge auf Verluste während des Zuges und im Winterquartier zurückgeführt (BERTHOLD 1973). Die Sterblichkeit des Neuntötters in dieser Periode liegt wahrscheinlich deutlich unter 50 %; die Abschätzung des Wertes wird durch

Umsiedler erschwert. Die Überlebensrate dürfte somit ca. 50% betragen und damit in einem Bereich liegen, der auch für Kleinvogelarten ohne Bestandsveränderung festgestellt wurde (LACK 1954). Dies spricht dafür, daß der Bestandsrückgang des Neuntöters nicht auf einer erhöhten Mortalität der Adulten beruht. Die wesentlichen Rückgangsursachen sind also nicht auf dem Zugweg bzw. Winterquartier, sondern im Brutgebiet zu suchen.

Ein Neuntöterpaar zieht pro Jahr durchschnittlich 2,7 Junge auf. Wir kennen nur zwei Untersuchungen an Kleinvogelpopulationen, die geringere Reproduktionsraten beschreiben: beim Drosselrohrsänger *Acrocephalus arundinaceus* (BEIER zit. in BERTHOLD 1977) und beim Rotkopfwürger *Lanius senator* (ULLRICH 1971) flogen jeweils nur 2,4 Juv. je Brutpaar aus. Beide Arten sind ebenfalls stark gefährdet bzw. vom Aussterben bedroht. Eine Kleinvogelpopulation müßte 2,5 bis 3,3 Juv. pro Paar erzielen (BERTHOLD 1977), um theoretisch stabil zu bleiben. Die Reproduktionsrate unserer Neuntöterpopulation liegt an der unteren Grenze dieses Bereiches. Jedoch nahm weder bei der von uns untersuchten Population noch in der stark rückläufigen Bodenseepopulation (SONNABEND & POLTZ 1979) der Bruterfolg ab.

Unsere Population ist noch vergleichsweise stark und erscheint auch relativ stabil; die Schwankungen können als innerhalb der natürlichen Bandbreite liegend betrachtet werden. Die auffälligste Veränderung war der starke Rückgang von 1978 auf 79, aber auch zwischen einigen anderen Jahren ergaben sich beträchtliche Unterschiede:

Bestandsveränderung	Bruterfolg im Vorjahr	Rückkehr-Rate der ♂
1971 72 + 37 %	3,7	51,4 %
1978 - 79 - 43 %	2,0	43,5 %
1979 - 80 + 25 %	3,1	44,1 %
1980 - 81 22 %	2,2	25,7 %

Starke Zu- oder Abnahme des Bestandes zeigen eine gute Übereinstimmung mit dem Bruterfolg, die sich aber insgesamt nicht statistisch sichern läßt (Regressionsanalyse,  $P < 0,1$ ). Es gibt nämlich auch Jahre mit gravierenden Abweichungen:

1973 - 74 + 3 %	2,1	30,9 %
1976 - 77 11 %	3,8	54,4 %

Offenbar hat unsere Population 1977 vom Überschuß des Vorjahres an andere Populationen mehr Individuen abgegeben als erhalten, während sie 1974 durch Einwanderer gewonnen hat. Daß die Reproduktionsrate von Gebiet zu Gebiet auch im selben Jahr etwas variiert, ist eine Folge unterschiedlicher lokaler Wetterbedingungen und variierendem Feinddruck. Ein Ausgleich zwischen benachbarten Gebieten wirkt insgesamt bestandsstabilisierend. Unsere Untersuchungsfläche liegt an einer Nahtstelle zwischen dem klimatisch günstigeren Albvorland und der benachteiligten Hochfläche. Pessimistisch ließe sich die Hypothese vertreten, daß unsere Population seit langem durch einen Zuwanderungsgewinn stabilisiert wird.

Solange Daten über Bestandsveränderungen und Produktivität aus den Nachbarräumen fehlen, ist dies nicht widerlegbar. Ein Ausgleich aus dem Vorland ist jedoch nicht möglich, da dort in den zurückliegenden Jahrzehnten durch anthropogene Einflüsse starke Biotopverluste eingetreten sind. Das Ansteigen des Bestandes zu Zeiten eines Rückganges in weiten Teilen Europas, aber auch die Stabilität seit dem Bestandsrückgang 1979 sind ein Hinweis darauf, daß sich die Population aus eigener Kraft erhält. Dies unterstreicht die Bedeutung der Traufhänge der Schwäbischen Alb, die z.Zt. für das Überleben der Art in Baden-Württemberg entscheidende Bedeutung haben. Bei ausreichender Biotoperhaltung und -neuschaffung dürfte also ein dauerhafter Neuntöterbestand erhalten werden. Dazu genügen allerdings isolierte Einzelvorkommen nicht, da innerhalb der Population und mit ihrer Umgebung ein Austausch möglich sein muß. Dies setzt ein Biotopverbundsystem voraus.

## 5. Zusammenfassung

Zur Beurteilung der Rückgangerscheinungen beim Neuntöter wurden die Ergebnisse einer 17jährigen Populationsuntersuchung im Kreis Göppingen (Baden-Württemberg) ausgewertet. Im Gegensatz zu Feststellungen aus vielen anderen Gebieten stieg der Bestand von 1969 bis 1976 auf das 1,5-fache des Ausgangswertes, fiel aber 1979 auf etwa die Hälfte des Maximums zurück und erholte sich seither nur geringfügig.

Von einem Jahr zum nächsten kehrten durchschnittlich 44,9 % der Brut-♂ ins Untersuchungsgebiet zurück; die Wiederkehrtrate älterer ♂ ist höher (51,0 %). Berücksichtigt man, daß sich ein Teil der Überlebenden außerhalb der Kontrollfläche angesiedelt hat, so dürfte die Mortalität auf dem Zug und im Winterquartier deutlich unter 50 % liegen. Die wesentlich geringere Rückkehrtrate der ♀ (25,6 %) ist auf schwächere Ortsbindung zurückzuführen. Die Sterblichkeit der Adulten im Brutgebiet wird auf 4-5 % geschätzt. Es ist daher unwahrscheinlich, daß eine erhöhte Mortalität der adulten Neuntöter für den Rückgang der Art verantwortlich ist.

Ein Brutpaar zog durchschnittlich 2,7 Junge pro Jahr groß. Dieser relativ geringe Wert reicht aus, um die Population stabil zu halten, wenn mindestens 63 % der Juv. das erste Jahr überleben. Die Ursachen der Brutverluste werden diskutiert, gravierende Veränderungen in den vergangenen Jahren sind im Untersuchungsgebiet jedoch nicht erkennbar, für Regionen mit schlechter strukturierten Habitaten aber nicht auszuschließen. Auch für direkte Schädigungen durch Pestizide lassen sich keine Beweise finden. Die fortschreitende Vernichtung und Verarmung der Biotope dürfte daher die wesentliche Ursache für den Rückgang des Neuntöters sein.

## Summary

To value the causes of decreasing of the Red-backed Shrike the results of a population study near Göppingen (Baden-Württemberg) over 17 years was analysed. Contrary to observations in other regions the population increased from 1969 to 1976 to the 1,5 fold of the base value, but it decreased 1979 to the half of the maximum, and since this year it recovered only trifling.

From one year to the next on average 44,9 % of the breeding ♂ returned to the study area; the return ratio is somewhat higher in older males (51,0 %). Under consideration that a part of the surviving animals left



the study area (dispersal) the mortality during migration and in the winter quarter should be clearly under 50 %. The significantly lower return ratio of the ♀ (25,6 %) is the consequence of their lower territory fidelity. Death-rate of the Adults in the breeding area is estimated on 4-5 %. It is therefore improbable, that an increased mortality of adult Red-backed Shrikes is the cause of the decreasing of the species.

A pair raised on average 2,7 youngs per year. This relatively low value suffices to keep the population stable, if 63 % of the offspring survives the first year. The causes of nest losses are discussed, severe changes in past years are not to recognize; they are however in other regions with less favourable habitats not to exclude. Also there is no direct influence of pesticides on reproduction to prove. Therefore it is probable that destruction and impoverishment of biotopes is the essential cause of the decreasing of the species.

## Literatur

ASH, J.S. (1970):

Observations on a decreasing population of the Red-backed Shrike. Brit. Birds 63: 185-205 und 225-238

BERTHOLD, P. (1973):

Über starken Rückgang der Dorngrasmücke *Sylvia communis* und anderer Singvogelarten im westlichen Europa. J. Orn. 114: 348-360

BERTHOLD, P. (1977):

Der Bruterfolg von Freibrüterpopulationen bei regelmäßiger Nestkontrolle. J. Orn. 118: 204-205

BERNDT, R. & H. STERNBERG (1963):

Ist die Mortalitätsrate adulter *Ficedula hypoleuca* wirklich unabhängig vom Lebensalter? Proc. XIII. Int. Orn. Congr.: 675-684

BIBBY, C. (1973):

The Red-backed Shrike: a vanishing British species. Bird Study 20: 103-110

FISCHER, W.J. (1914):

Die Vogelwelt Württembergs, Stuttgart

HAARTMANN, L.v. (1971):

Population dynamics. In: FARNER, D.S. & J.R. KING: Avian Biology, Vol. I

JAKOBER, H. & W. STAUBER (1980):

Flügelängen und Gewichte einer südwestdeutschen Population des Neuntöters (*Lanius collurio*) unter Berücksichtigung der geschlechtsspezifischen Arbeitsteilung während der Brutperiode. Vogelwarte 30: 198-208

JAKOBER, H. & W. STAUBER (1983):

Zur Phänologie einer Population des Neuntöters *Lanius collurio*. J. Orn. 124: 29-46

JAKOBER, H. & W. STAUBER (i. Dr.):

Dispersionsprozesse in einer Neuntöterpopulation. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: Artenschutzsymposium Neuntöter. Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Baden-Württ.

KLEIN, W. (1977):

Zur Bestandssituation des Neuntöters *Lanius collurio* im Wassereinzugsgebiet der Kinzig (Hessen). *Luscinia* 43: 81-114

KOENIG, W.D. (1982):

Ecological and social factors affecting hatchability of eggs. *Auk* 99: 526-536

LEFRANC, N. (1979):

Contribution à l'écologie de la pie-grièche écorcheur dans les Vosges moyennes. *L'Oiseau et la Rev. franc. d'Orn.* 49: 245-298

KORODI GAL, I. (1969):

Beiträge zur Kenntnis der Brutbiologie und Brutnahrung der Neuntöter (*Lanius collurio* L.). *Zool Abhandl.* 30: 57-81

LACK, D. (1954):

The natural regulation of animal numbers. Clarendon, Oxford

MÜNSTER, W. (1958):

Der Neuntöter oder Rotrückenvürger. Ziemsen, Wittenberg

NIETHAMMER, G. (1937):

Handbuch der Deutschen Vogelkunde. Leipzig

POLTZ, W. (1975):

Über den Rückgang des Neuntöters (*Lanius collurio*). *Vogelwelt* 96: 1-19

PRINZINGER, G. & R. (1980):

Pestizide und Brutbiologie der Vögel. Kilda Verlag, Greven

SCHERNER, E.R. (1983):

Der Begriff des Brutbestandes am Beispiel der Kohlmeise (*Parus major*). *Ökol. Vögel* 5: 231-254

SONNABEND, H. & W. POLTZ (1979):

Daten zur Brutbiologie des Neuntöters *Lanius collurio* am nordwestlichen Bodensee. *J. Orn.* 120: 316-321

ULLRICH, B. (1971):

Untersuchungen zur Ethologie und Ökologie des Rotkopfwürgers (*Lanius senator*) in Südwestdeutschland im Vergleich zu Raubwürger (*L. excubitor*), Schwarzstirnwürger (*L. minor*) und Neuntöter (*L. collurio*). *Vogelwarte* 26: 1-77

#### Anschriften der Verfasser:

Hans Jakober  
Bahnhofstraße 53  
D-7343 Kuchen

Wolfgang Stauber  
Bismarckstraße 6  
D-7344 Gingen/Fils

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

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1986

Band/Volume: [5\\_1986](#)

Autor(en)/Author(s): Jakober Hans, Stauber Wolfgang

Artikel/Article: [Populationsdynamik eines Neuntöterbestandes im Kreis Göppingen 16-25](#)