

Aus dem Ökologischen Lehrrevier der Forstverwaltung Baden-Württemberg und der Forschungsstation Randecker Maar e.V. – Vogelzug-Insektenwanderungen.

Bestandsentwicklung des Gartenrotschwanzes *Phoenicurus phoenicurus* in Wäldern Baden-Württembergs

Wulf Gatter



Foto: D. Nill

Population trends of the Common Redstart *Phoenicurus phoenicurus* in the forests of Baden-Württemberg

The forestry service of Baden-Württemberg has been monitoring nest-boxes for over 50 years. The number of boxes rose annually from 40,000 around 1950 to 160,000 by 1980 and to almost 200,000 by the end of the programme in 1996. Between 1976 and 1996, 9735 successful breeding attempts by Common Redstarts *Phoenicurus phoenicurus* were recorded. Before 1975, only summarized data are available. Sum totals of treecreepers *Certhia* spp., flycatchers *Ficedula* spp. and Common Redstart indicate relatively constant populations until the start of the 1970s. Until ca. 1970 the proportion of boxes occupied by birds other than Nuthatches *Sitta europaea* or tits *Parus* spp. was about 4-8%, Common Redstarts making up 0.5-1%. Occupancy rates by Common Redstarts after 1975 were small, maximum 1.5% overall in the woods of forestry directorate (FD) Karlsruhe and just under 0.5% in FD Stuttgart. Flycatchers were ca. 4-5 times commoner. In FD Karlsruhe nestbox occupancy by *P. phoenicurus* decreased continuously; in FD Stuttgart the decline was slight and not statistically significant. Between 1985 and 1996 the population in the forests of Baden-Württemberg (coverage was on average 17% of the state) continued to fall from 0.17 to 0.09 successful nestbox breeding attempts per km². Decreasing Common Redstart nestbox populations were noted in the majority of sub-regions in the 1980s and 1990s. Numbers only remained constant at a low level in mixed forests at higher altitudes and in the Odenwald (mainly coniferous). If results from outside areas are included then it becomes clear that weather and climate in the breeding season play only a subordinate role. It was shown that cold winters have a positive effect on Common Redstarts because the numbers of resident birds are reduced.

Drought in the African dry savannas (Sahel and Sudan Savannas) between 1968 and 1985 led to dramatic reductions in numbers of Common Redstarts all over Europe. In the forests this effect was eclipsed by other factors, the data showing no population decline following the start of the Sahel

drought at the end of the 1960s. Apart from competition with tit species, one limiting factor for the population is that small mammals (in particular Edible and Garden Dormouse *Myoxus glis* and *Eliomys quercinus*) act as competitors and predators. Both these species benefit from modern forestry methods and an increased mast crop. In meadow orchards, where dormice are rare, Common Redstart has reached earlier densities. The rapid recovery noted in England, in contrast to the Continent, might be explained by the lack of competition with Black Redstart *P. ochruros*, as well as the absence of large dormice and the great rarity of Pine Marten *Martes martes*. Changes in forestry practice have led to an increase in competing species and nest predators. Along with ever denser and darker forests, this appears to be the prime factor for the differing trends in woodland and meadow orchards.

It is discussed whether the reduction in potential winter habitats through overgrazing and timber exploitation has caused a decline in the European breeding population, as shown by the abandonment of suboptimal breeding habitats.

Key words: Population dynamics, long term study, predation, competition, climate, Sahel drought, forestry, SW-Germany.

Dr. h.c. Wulf Gatter, Buchsstraße 20, D-73252 Lenningen

Einleitung und Fragestellung

Für die ab etwa 1970 erkennbaren, gravierenden überregionalen Bestandseinbrüche des Gartenrotschwanzes *Phoenicurus phoenicurus* wurde die damals einsetzende langjährige Dürreperiode in der afrikanischen Sahelzone als Ursache angesehen, die regional variierend bis etwa 1985 anhielt. Zumindest lokal hat sich der Gartenrotschwanz wieder erholt, wobei eine deutliche Trennung nach Habitaten festzustellen ist.

Die derzeit ablaufenden Entwicklungen stellen manche der bisher dominierenden Thesen in Frage. So hat die Art in Wäldern generell abgenommen. Eine kräftige Bestandserholung, wie sie derzeit in den Obstbaumwiesen beobachtet wird, ist im Wald nicht zu erkennen. Diese gegenläufige Entwicklung, die sich auch bei den Fliegenschläppern zeigt, soll hier näher untersucht werden.

Material und Methode

Das hier vorgestellte Material wurde über Jahrzehnte von mehr als tausend Erhebern an rund fünf Millionen kontrollierten Nistkästen gesammelt, die in Wäldern, verteilt über das ganze Bundesland Baden-Württemberg, hängen.

Seit Ende der 1940er Jahre wurden in Staats- und Kommunalwäldern Baden-Württembergs

Nistkästen aufgehängt. Ihre Zahl stieg von 40 000 in den ersten Jahren auf zeitweise 200 000 nach 1979 an. Neben Holzbetonnistkästen mit 26 und 32 mm Fluglochdurchmesser wurden in kleiner Zahl Fledermaus-, Baumläufer- und Eulenkästen angebracht, deren Anteil 1–2% kaum überstieg. Die Belegung wurde bei einmaligen Herbstkontrollen erfasst, die gleichzeitig der Reinigung der Kästen dienten.

Die Nistkästen sind auf über 3000 Einzelflächen verteilt. Die vertikale Streuung von über 1000 Höhenmetern und eine Verteilung auf alle Waldtypen lässt einen aussagekräftigen Querschnitt für das Bundesland erwarten. Auch die längerfristige Entwicklung des Gesamtwaldes dürfte hiermit repräsentativ wiedergegeben werden. Das durchschnittliche Bestandsalter, in dem die Kästen hängen, wie auch das durchschnittliche Waldalter und die Holzvorräte/ha sind über die Jahrzehnte angestiegen.

Bei etwa 1000 beteiligten Erhebern lag die Probestfläche innerhalb Baden-Württembergs (35 750 km²) zwischen 1985 und 1996 im Mittel bei 5 783 km² und variierte dabei zwischen den Jahren um ± 600 km², d. h. um 10%.

Die großräumige Nistkastendichte in der Zeit zwischen 1985 und 1996 im Bereich der FD Karlsruhe lag bei 29 Kästen/km² Wald, im Gebiet der FD Stuttgart bei 37 Kästen/km² und ist damit gering gegen die unten erwähnten Dichten bei Herberg (1956) und Dornbusch (1972).

Registriert wurde die Anzahl erfolgreicher Bruten. Neben den nicht nach Arten unterglie-

derden Meisen wurden noch Kleiber über alle Jahre separat erfasst. In den ersten Jahren gab es zusätzlich nur noch eine Klasse „sonstige Kleinvögel“, worunter als häufigere Arten der Gartenrotschwanz wie auch die Fliegenschnäpper *Ficedula spec.* summarisch aufgeführt wurden. 1963 begann die getrennte Erfassung der Sperlinge als „Schädlinge“. Baumläufer *Certhia spec.* Gartenrotschwanz und Fliegenschnäpper wurden in den 1950er und 60er Jahren von den Erhebern überwiegend separat erfasst, gingen aber bei der anschließenden Zusammenfassung durch die Forstdirektionen wieder in Summenwerten unter. Soweit die Ursprungsdaten regional erhalten blieben, wurden sie genutzt. Die zusammengefassten Werte dieser frühen Jahre sind daher mit einem größeren Fehler behaftet als spätere. Eine Aufspaltung in die Einzelarten erfolgte erst nach 1970. Für den Gartenrotschwanz lässt die unterschiedliche Zusammenfassung der selteneren Arten bis in die 1970er Jahre nur grobe Aussagen zu, die jedoch durch langjährige Reihen aus Revieren und Forstämtern abgesichert werden können.

Ausführlichere Betrachtungen des Gesamtzeitraums, die auch die Komplexität der Bestandsveränderungen aufzeigen, erschienen bisher für Fledertiere (Gatter 1997a, b), für den Kleiber *Sitta europaea* (Gatter 1998), für die Kleinnager als Konkurrenten der Vögel (Gatter & Schütt 1999) und hier besonders für Siebenschläfer (Gatter & Schütt 2001) sowie für soziale Insekten (Gatter 2006).

Verwendete Abkürzungen: BP Brutpaar, FD Forstdirektion, NK Nistkasten, WG Wachstumsgebiet im Sinne standortkundlicher Einheiten.

Ergebnisse

Die Bestandsentwicklung in Wäldern Baden-Württembergs. Die ab 1976 bzw. 1981 vorliegenden, nach Arten getrennten Daten zeigen für den Gartenrotschwanz eine negative Bestandsentwicklung im Bereich der Forstdirektion (FD) Karlsruhe (Abb. 1), für die FD Stuttgart ist der Bestand des Gartenrotschwanzes auf niedrigem Niveau relativ konstant (Dichte mit -2% pro Jahr abnehmend, 1981–96, Abnahme nicht signifikant). Die Dichte im gesamten untersuchten Wald Baden-Württembergs nahm bei etwa gleichbleibender Kastenzahl noch zwischen

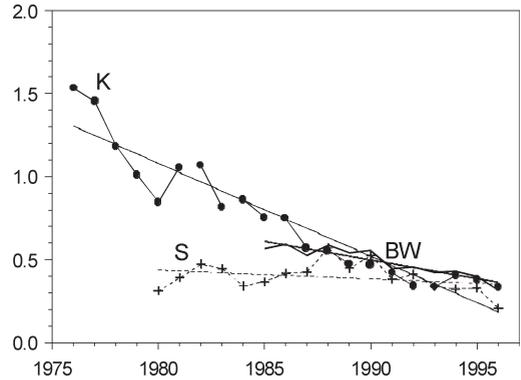


Abb. 1. Nistkastenbesetzung des Gartenrotschwanzes in den Wäldern der Forstdirektionen Karlsruhe (K) und Stuttgart (S) und des gesamten Bundeslandes Baden-Württemberg (BW) – Nestbox occupancy by Common Redstart in the woodlands of forestry directorates (FD) Karlsruhe (K), Stuttgart (S), and in the federal state of Baden-Württemberg (BW) as a whole.

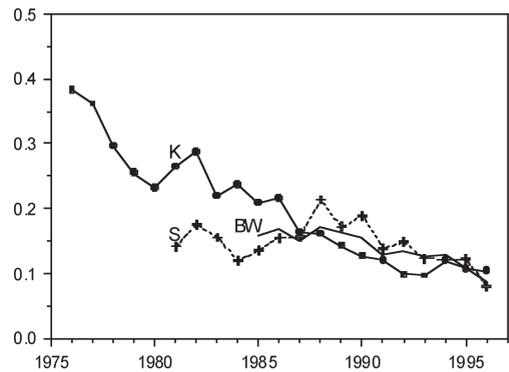


Abb. 2. Dichte/100 ha der im Wald Baden-Württembergs in Nistkästen brütenden Gartenrotschwänze, dargestellt für die Forstdirektionen Stuttgart und Karlsruhe sowie für die des gesamten Bundeslandes (siehe Abb. 1). – Density/100 ha of successful breeding by Common Redstart in nestboxes in the forests of Baden-Württemberg, shown for FDs Stuttgart and Karlsruhe as well as for the state as a whole (see Fig. 1).

1985 und 1996 von 0,17 erfolgreichen Bruten in Nistkästen/km² auf 0,09/km² ab (Abb. 2). Die Probeflächen umfassten rund 16% des Bundeslandes. Insbesondere in den Mischwäldern der Tieflagen fiel der Bestand um 50% oder mehr ab (Abb. 3), doch auch im Odenwald und Schwarzwald brach der Bestand ein. Nur in den Misch-

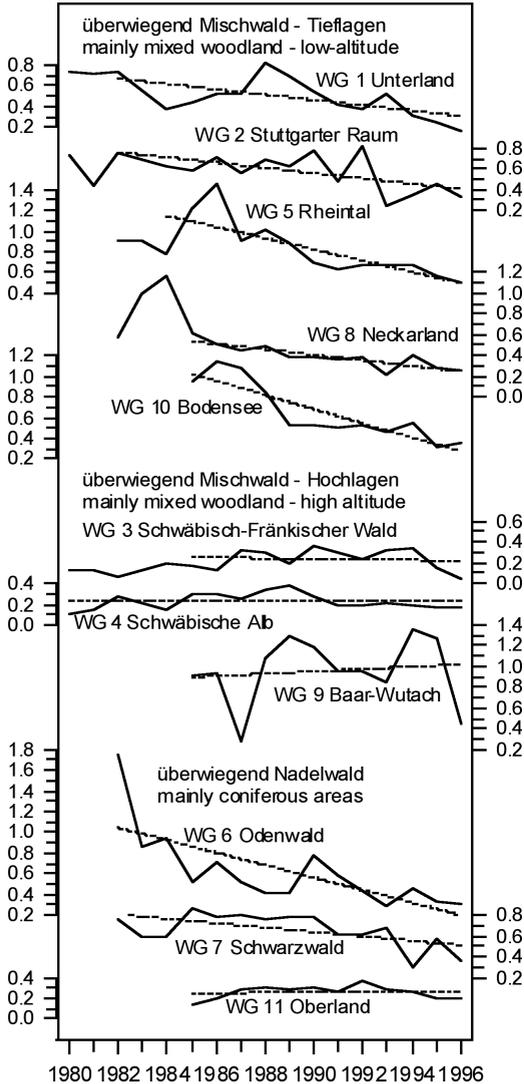


Abb. 3. Nistkastenbelegung in den verschiedenen Wuchsgebieten zwischen 1980 und 1996. Lineare Regressionen sind für die verschiedenen Wuchsgebiete eingezeichnet. In einigen Gebieten umfassen die Geraden nur einen Teilzeitraum, da uns für die Jahre zuvor einzelne Daten fehlen. Die Abnahme ist signifikant ($p < 0,01$) für die WG 5, 6, 8; $p < 0,05$ für WG 1, 7; die restlichen Wuchsgebiete zeigen während des hier betrachteten Zeitraums keine signifikante Bestandsänderung. – Nestbox occupancy in the various forestry areas (WG) between 1980 and 1996. Linear regressions are shown for the different areas. In some areas only part of a time period is covered because data for earlier years are lacking. The decline is significant ($p < 0.01$) for WGs 5, 6, 8; $p < 0.05$ for WGs 1, 7; the remaining forest areas show no significant population changes during the study period.

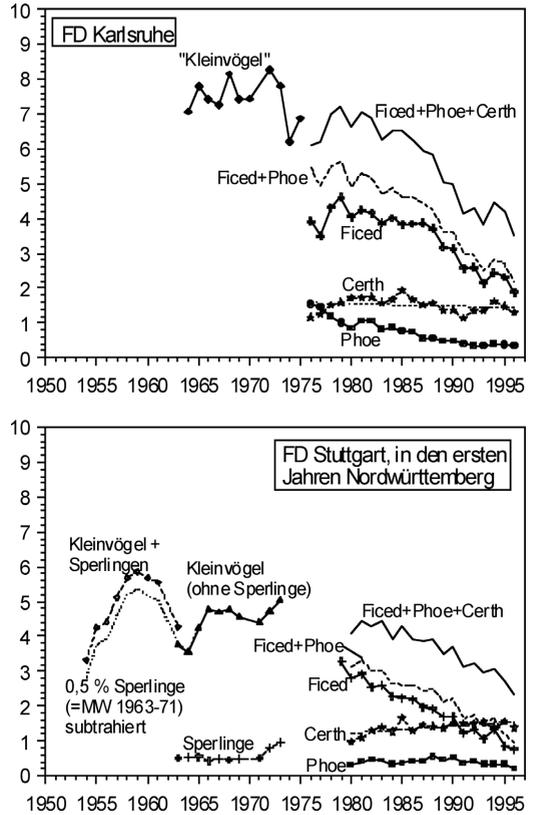


Abb. 4. Langfristige Nistkastenbesetzung durch Gartenrotschwanz (Phoe), die schwarzweißen Fliegenschnäpper (Ficed) und andere Arten (Certh = Baumläufer) im Wald Baden-Württembergs, oben für Forstdirektionen (FD) Karlsruhe, unten für die FD Stuttgart. Siehe hierzu Text.

(FD Karlsruhe 1964-75: kontrollierte Nistkästen „NK“ 526.229, „andere“ Kleinvögel: 38111; ab 1976: NK 1.315.468, Baumläufer 19859, Gartenrotschwänze 9735, Fliegenschnäpper 45207; FD Stuttgart: 1954-62: NK 274.762, „andere“ Kleinvögel incl. Sperlinge 15570; 1963-73: NK 437.697, „andere“ Kleinvögel 19368, Sperlinge 2515; 1980-1996: Baumläufer 10471, zu Gartenrotschwanz siehe Abb. 1) – Long-term nest-box occupancy by Common Redstart (Phoe), the black-and-white flycatchers (Ficed), and other species (Certh = tree-creepers) in the forests of Baden-Württemberg, above for FD Karlsruhe, below for FD Stuttgart. See also text.

(FD Karlsruhe 1964-75: monitored nestboxes (NB) 526,229, 'other' songbirds 38,111; after 1976: NB 1,315 468, treecreepers 19,859, Common Redstart 9,735, flycatchers 45,207; FD Stuttgart 1954-62: NB 274,762, 'other' songbirds including sparrows 15,570; 1963-73: NB 437,697, 'other' songbirds 19,368, sparrows 2,515; 1980-96: treecreepers 10,471, for Common Redstart see Fig. 1).

wäldern der Hochlagen, bei geringsten Dichten/km², hat er seinen Anteil während der letzten 10 Jahre bis zur Jahrtausendwende halten können.

Eine überschlägige Betrachtung kann für den Gartenrotschwanz nur gemeinsam mit den schwarz-weißen Fliegenschnäppern (Halsband- und Trauerschnäpper) und Baumläufern erfolgen (Abb. 4). Bis 1962 waren auch noch die Sperlinge in der Kategorie „Kleinvögel“ enthalten. Von 1963 bis 1971 blieb der Sperlingsbesatz konstant. Baumläufernerster wurden während der letzten Jahre mit einem konstanten Anteil von 1,5% (FD Karlsruhe) bzw. leicht ansteigend mit im Mittel 1,4% (FD Stuttgart) registriert. Der Übergang von den alten, zusammengefasst gesammelten, Daten zur Summe der detailliert bekannten Arten der letzten Jahre ist ohne allzu große Sprünge möglich. Für die FD Karlsruhe nahmen nach 1973 die Nistkastenbesetzungen der Langstreckenzieher ab (zusammen zwischen 0,5 und maximal 2,5%, wenn Baumläufer zuvor nicht bei den Kleinvögeln enthalten), für die FD Stuttgart liegen die Grenzen in gleicher Größenordnung. Die reale Abnahme der Besetzungsrate dürfte in beiden Fällen recht klein (<1%) gewesen sein. Da jedoch die Besetzungsrate des Gartenrotschwanzes gering war, kann durchaus eine größere relative Abnahme aufgetreten sein. Eine artliche Zuordnung dieses Bestandseinbruchs ist mit unseren Daten nicht möglich. Aus angrenzenden Gebieten sind um diese Zeit der Saheldürre sowohl abnehmende Bestände beim Trauerschnäpper (z. B. Schmidt 1986) als auch beim Gartenrotschwanz (z. B. Glutz v. Blotzheim & Bauer 1988) bekannt.

Interessant sind in diesem Zusammenhang Angaben zu Vorkommen in und außerhalb von Nistkästen: In der über 40-jährigen Datenreihe des Försters H. Finckh aus Plattenhardt/Schönbuch beschränkten sich höhere Dichten des Gartenrotschwanzes in seinem überwiegenden Buchen/Eichenrevier sowohl in Nistkästen als auch bei Gesangsrevieren auffälligerweise auf 80- bis über 100-jährige Kiefernwälder und deren Bestandesränder. Mit dem über Jahrzehnte betriebenen Unterbau und der sukzessionsbedingten, aber erwünschten Unterwanderung der Kiefernreinbestände mit Buchen und damit Erreichung naturnäherer Wälder verschwand der Gartenrotschwanz. Nach Finckh (mdl.) ermöglichte erst der in Mode

gekommene Buchenunterbau dem Siebenschläfer die Besiedlung dieser Bestände und ihrer Naturhöhlen und Nistkästen, womit dem Gartenrotschwanz ein gefährlicher Konkurrent in Zeit und Raum erwuchs.

Verschiedene Untersuchungen aus Süddeutschland weisen fast generell auf größere Bestandseinbrüche zu dieser Zeit hin, wobei die Datenreihen oft sehr uneinheitlich und in ihren Aussagen widersprüchlich sein können, wie im Landkreis Ludwigsburg/Baden-Württemberg (Anthes & Randler 1996). Am Bodensee nahm der Gartenrotschwanz zwischen 1980/81 und 1990/91 um rund 60% ab, die Anzahl besetzter 2x2 km-Rasterfelder um 44% (Bauer & Heine 1992). Im württembergischen Allgäu (Heine et al. 1994) wurde gleichfalls noch in den 1980er Jahren ein „katastrophaler Bestandsrückgang“ verzeichnet.

In dem ca. 10 000 ha großen Kerngebiet der Untersuchungsflächen des Ökologischen Lehrreviers wurde während des 10-Jahres-Zeitraums von 1991-2000 in Höhenlagen von 400 – 800 m NN bei Revierkartierungen kein einziges Gartenrotschwanzrevier im Wald gefunden, wohl aber einige Dutzend unmittelbar außerhalb der Waldränder.

Auf ca. 190 von uns durchgeführten Siedlungsdichteuntersuchungen diverser Wald- und Sturmwurfflächen (meist 10–30 ha) zwischen Tübingen, Ulm und Stuttgart, die sich im selben Zeitraum auf 2060 ha Untersuchungsfläche aufsummierten (H. Haußmann, E. Votteler, Verfasser), wurden nach 1990 insgesamt nur 15 Reviere des Gartenrotschwanzes erfasst (0,7 Reviere/km²). Sie lagen überwiegend in Sturmflächen und an deren Rand. Diese 0,7 Reviere/km² aus Siedlungsdichteuntersuchungen in Wäldern sind immerhin deutlich mehr als die der 0,12 Nistkastenbruten/km² im Zeitraum 1991–96 (FD Stuttgart, Abb. 2).

Dies deutet schon an, dass hier im Wald im Gegensatz zu Obstbaumwiesen mit den üblichen Siedlungsdichteuntersuchungen aus Einzelflächen keine Trendaussagen für diese Art zu erhalten sind. Gleichzeitig fand ich die Art nach 1990 zunehmend häufig in der „Parklandschaft“ des Truppenübungsplatzes Münsingen auf 800 m Höhe, einer Weidelandschaft, die von solitären und gruppenweise stehenden Buchen dominiert wird.

Diskussion

Bestandsentwicklung in Europa. Der Gartenrotschwanz ist von Portugal und England im Westen, über Nordskandinavien bis Zentral-sibirien im Osten ein verbreiteter Vogel lichter Wälder und mehr oder weniger anthropogen beeinflusster Parklandschaften.

Noch im 19. und der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts erlaubte die Populationsentwicklung eine Ausdehnung des Brutgebiets. So setzte die Besiedlung Dänemarks erst ab Mitte des 19. Jahrhunderts ein: 1. Brutnachweis nach 1860, Einwanderung nach West- und Mittel-Jütland erst etwa 1925 (Olsen 1992). Für Nordjütland/Dänemark weist eine Datenreihe auf diskontinuierliche Abnahmen zwischen 1963 und 1976 hin (Møller 1979). Zwischen 1971/74 und 1993/96 nahm in Dänemark die Zahl besetzter Raster wieder zu, der Bestandstrend zwischen 1981 und 1991 war wiederum leicht negativ (Grell 1998). Die finnische Brutpopulation hat bis zur Kartierung 1974/79 „dramatisch“ abgenommen (Koskimies 1989), nahm bis 1987 wieder leicht zu – bei allerdings quantitativ nicht direkt vergleichbaren Methoden (Järvinen 1997).

Die zunehmende Besiedlung Großbritanniens im 19. Jahrhundert von S nach W (Wales, 1. Hälfte des 19. Jh.) und nach N (Schottland, 2. Hälfte des 19. Jh.) sowie Irlands (1. Brutnachweis 1885) (Holloway 1996, Rutledge 1966) zeigen die Ausbreitung nach Westen. Klimatische Gründe können schwerlich die alleinige Ursache dafür sein, denn der Gartenrotschwanz besiedelte schließlich schon immer ein Areal nördlich bis zur 10°C-Juli-Isotherme (Voous 1962) und somit selbst ganz Nordeuropa. Die lange Datenreihe des britischen Common Bird Census (CBC) verdeutlicht dies wohl am besten. Rückgänge wurden ab 1969 verzeichnet, 1973 wurde ein Minimum erreicht. Schon in den 1980er Jahren war der Bestand auf den Untersuchungsflächen nahezu wieder auf dem Ausgangsniveau (Marchant et al. 1990), ein Faktor, der noch diskutiert werden muss. Insgesamt verzeichnen 23 europäische Länder abnehmende, 8 stabile und 3 zunehmende Populationen (Järvinen 1997).

Bestandsentwicklung in Mitteleuropa. Der überregionale Bestand in Mitteleuropa war in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts bis nach 1950 hoch. Der Vogel wird in alten Avifaunen

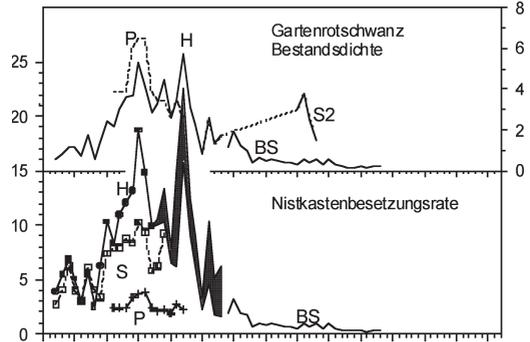


Abb. 5. Nistkastenbesetzung und daraus resultierende Bestandsdichte der in Nistkästen brütenden Gartenrotschwänze aus verschiedenen Veröffentlichungen für einige Gebiete Deutschlands. Man erkennt zeitliche Koinzidenzen für unterschiedliche Regionen. Man beachte die hohe Bestandsdichte (S2) nach Neuaufhängung einer größeren Zahl von Nistkästen.

H Haidemark Kiefernwald bei Steckby/Sachsen-Anhalt, bis 1942 nur Maikontrolle, später, schwarz dargestellt, inklusive Zweitbruten (Herberg 1956); S Kiefernwald Steckby (Berndt & Winkel 1979); S2 Kiefernjungwuchs bei Steckby (Dornbusch 1972); BS Kiefernwald bei Braunschweig/Niedersachsen, P Park Prödel (Berndt & Frieling 1939, Berndt 1949). – *Nestbox occupancy and resulting population density of box-nesting Common Redstarts in various German regions, from the literature. Simultaneous trends can be recognized in different regions. Note the high density (S2) following the rehangng of a larger number of boxes.*

H: Haidemark pine forest near Steckby/Sachsen-Anhalt, until 1942 only monitored in May, later (black) including second broods (Herberg 1956); S: pine forest, Steckby (Berndt & Winkel 1979); S2: young pines near Steckby (Dornbusch 1972); BS: pine forest near Braunschweig/Niedersachsen; P: Prödel Park (Berndt & Frieling 1939, Berndt 1949).

als „häufig“ beschrieben, wenngleich quantitative Angaben weitgehend fehlen.

Untersuchungsflächen in Wäldern Sachsen-Anhalts deuten auf hohe Bestände in Nistkästen noch bis weit in die 1940er Jahre (Herberg 1956, Berndt & Winkel 1979).

Hinweise auf Rückgänge in Nistkästen in der zweiten Hälfte der 1950er/Anfang der 1960er Jahre finden sich bereits bei Gnielka (1965, 1978). Weitere Bestandseinbrüche wurden dann um 1970 registriert.

Für einen Kiefernwald im heutigen Sachsen-Anhalt (70 ha, 50–100-jährig, 15% Scho-

nungen/Stangenholz) liegt jedoch eine längere Zeitreihe vor (Abb. 5). Jahrweise wurden zwischen 15 und 33 Nistkästen/10 ha und damit ca. 10-20 % der Nistkästen durch diese Art mit maximal 7,4 Brutten und Brutversuchen pro 10 ha belegt (Herberg 1956). Im angrenzenden Kiefernheidegebiet der Station Steckby war die Besetzungsrate zwischen 1935 und 1945 etwas geringer (Berndt & Winkel 1979). Die Bestandsänderungen verliefen weitgehend gleichartig, wie auch in einem Park südlich Leipzigs (Berndt & Frieling 1939, Berndt 1949). Nach 1947 nimmt der Bestand bei Steckby „erheblich“ ab (Herberg 1956). 1965–68 liegen die Bestandsdichten in einem dortigen 40 ha großen, 12–17-jährigen Kiefernjungwuchs mit 1,5–3,8 BP/10 ha wieder in einer mit früheren Jahren vergleichbaren Dichte, ermöglicht durch neu extrem dicht (110/10 ha) aufgehängte Nistkästen (Dornbusch 1972). Dies waren sehr hohe Bestände verglichen mit anderen Untersuchungen in Wäldern, die nicht nur die Nistkastenbruten, sondern auch die Sänger (Reviere) erfassten. Im Spandauer Forst/Berlin lag die Dichte in Laub- und Laub-Kiefern-mischbeständen über 6,6 km² bei 4,1 Revieren/100 ha (Witt & Nickel 1981). Auch in anderen Waldgebieten Deutschlands wurden früher Bestandsdichten von 2-5,3 BP (Reviere)/100 ha ermittelt (Glutz & Bauer 1988).

Anhand der jährlichen Beringungen in der Schweiz, korrigiert mit der allgemeinen Beringungsaktivität, stellten Bruderer & Hirschi (1984) einen 40-jährigen, 1934 beginnenden Trend dar. Bereits in der 1. Hälfte der 1950er Jahre ist ein Bestandseinbruch erkennbar, von 1968 auf 1969 dann ein erneuter Rückgang, diesmal um 50% bei Fänglingen und 70% bei Nestlingen. Bis 1976 zeichnete sich keine Bestandserholung ab.

Für Bayern wurde teilweise ein optimistischeres Bild gezeichnet. Ein Bestandsrückgang setzte dort zwischen 1968 und 1970 ein, das Bestandstief lag vermutlich um 1974/75, ab 1976 erholte sich der Bestand wieder. Die Zahlen vor 1968 wurden jedoch nicht wieder erreicht (Vidal & Wüst 1986). Nitsche & Plachter (1987) sehen keine so deutliche Bestandserholung, vor allem Habitats außerhalb der Ortschaften wurden dort nicht wieder besiedelt. Zwischen Kartierungen 1966/74 und 1974/77 nahm der Rasterbestand in einem Teilausschnitt des Werdenfeler Landes (Bayern) um fast 50% ab (Bezzel & Lechner 1978).

Auffallend ist bei dieser Art in Süddeutschland generell die deutlichere Erholung in den anthropogenen Habitaten wie Gartenanlagen, grünen Siedlungsgebieten und in Obstwiesen im Gegensatz zum Wald. In Baden-Württemberg ist seit Anfang der 1990er Jahre eine kontinuierliche Zunahme in den Obstbaumwiesen des Neckartals und des Albvorlandes festzustellen, die generell keine Parallele in den Wäldern findet.

An der Limburg bei Weilheim/Teck, einem zu 90 % mit Obstbaumwiesen bedeckten Vulkankegel, wurden 2004 auf 150 ha 59 Gesangsreviere nachgewiesen (3,93 Rev./10 ha). 1971–1980 wurde dort die Größenordnung von nur 10–20 Revieren angegeben (B. Ullrich in Hölzinger 1987).

Auch in anderen süd- und südwestdeutschen Bundesländern weist die Zahl der Beringungen flügger wie nestjunger Gartenrotschwänze von der 2. Hälfte der 1960er Jahre bis 1996 auf deutlich negative Trends hin. Nur in Baden-Württemberg wurden nichtflügge Jungvögel seit 1986 wieder zunehmend beringt. Fiedler (1998) veranschaulichte anhand des süddeutschen Datensatzes, wie stark die Änderungen in den Arbeitsschwerpunkten der Vogelwarten durch Sperrung einzelner Arten die Beringungsaktivität und spezielle Interessen der Mitarbeiter beeinflusst haben und sich damit auf die langjährigen Trends der Beringungszahlen auswirkten. Da der Einfluss der Änderungen bei solch nicht standardisierten Beringungen schwer abschätzbar ist, eignet sich die Anzahl jährlicher Beringungen einer Art nur eingeschränkt für eine quantitative Trendaussage (Fiedler 1998).

Im Rheinland setzte Ende der 1960er Jahre ein Rückgang ein, der die Population bis 1975 auf 25–50 % schrumpfen ließ (Mildenberger 1984). Das Minimum war im Bezirk Suhl/Thüringen 1974/75 erreicht (Höland & Schmidt 1983). In Halle und Umgebung fiel ein Rückgang ab 1965 auf, innerhalb von 10 Jahren ging der Bestand in größeren Gartenanlagen (240 ha) auf 20 % zurück, 1979 hatte er sich wieder etwas erholt (Gnielka 1965, 1978, Gnielka et al. 1983). In Bremen fand ein deutlicher Rückgang erst in den 1980ern statt (Seitz & Dallmann 1992). Die Zahlen Helgoländer Durchzügler stiegen nach niedrigen Werten 1970–74 wieder an und in den 1980er Jahren lagen die Fangzahlen wieder bei der Hälfte der

Baden-Württemberg alleine nicht verifiziert werden.

Die Temperaturen des vorausgegangenen Winters haben einen weit größeren Einfluss. Maximale Bestände im Kiefernwald Haidmark (1928/29, 1939/40 und absolute Höchstwerte 1946/47, Daten nach Herberg 1956) wurden nach extremen Kältewintern verzeichnet. Die Ursachen liegen wohl in verminderter Konkurrenz durch in Höhlen brütende Standvögel. Hinweise auf massive Meisenverluste nach solchen Wintern gibt es seit langem (Hähnle 1936, Mansfeld 1940, Berndt 1941, Henze 1941). Berndt & Frantzen (1964) führen die Werte für die winterbedingten Populationseinbußen bei Meisen (*Parus ssp.*) in den 6 strengen Wintern der vorangegangenen 40 Jahre an: 1928/29 waren es demnach zwei Drittel, 1946/47 geschätzt die Hälfte, 1939/40, 1941/42 und 1962/63 ca. ein Drittel. Nur nach dem strengen Winter 1940/41 ergab sich keine Reduktion.

Ein Vergleich der Nistkastenbestände aus Abb. 6 auf Grundlage der Daten von Herberg (1956) in Abb. 5 mit den mittleren Wintertemperaturen von Potsdam (Statistisches Jahrbuch der DDR) bestätigt diese Zusammenhänge (R. Schütt briefl.): Strenge vorangegangene Winter ermöglichen hohe Dichten beim Gartenrotschwanz. Die stark streuenden Werte deuten an, dass die eigentliche Ursache nicht alleine die mittlere Wintertemperatur über einen längeren Zeitraum des jeweiligen Winters ist (hier Dezember bis Januar, nur gering kleiner Korrelationskoeffizient für den Zeitraum November bis Februar). Faktoren wie anhaltender Frost, vereister Schnee, überfrierender Regen oder ähnliche Witterungszustände, die aber mit den mittleren Wintertemperaturen korrelieren, sind in ihrer Summenwirkung ausschlaggebend. Geringe Samenerträge (Fehlmas) verstärken den Einfluss auf eine Erhöhung der Wintermortalität bei konkurrierenden Meisen, Kleibern und anderen Überwinterern. Die Konkurrenz um Nisthöhlen durch die Standvögel und Kurzstreckenzieher ist somit nach solchen Wintern reduziert. Ein entsprechender Zusammenhang lässt sich auch für den Halsbandschnäpper feststellen (Gatter 2007).

Wandel der Jahreslebensräume

Wandel der Überwinterungshabitate. Parallel zu der Dürre von 1968 – 1985 ging eine großräumige Zerstörung der dortigen Lebensräume einher, ausgelöst durch Überbevölkerung, zu hohe Viehdichten, Grundwasserabsenkung und forciertem Einschlag von Brennholz (Denève 1995). Dies hat auch einen weitgehend irreparablen Verlust von Akaziensteppen und anderen „Waldgesellschaften“ des Sahel und der Trockensavannen zur Folge. Niederschlagsdefizite in früheren Dürreperioden lassen sich daher nicht so eindeutig mit europäischen Bestandsänderungen korrelieren, wobei dies auch an den Bestandsdaten liegen mag (z.B. Bruderer & Hirschi 1984).

Wandel der Bruthabitate. Die Präferenz für aufgelockerte Baumbestände wird innerhalb eines breiten Habitatspektrums erfüllt: lichte Wälder, helle Taiga, Parks, Alleen, Obstwiesen, Haus- und Kleingärten.

Villenviertel und grüne Gartenstädte, in denen der Gartenrotschwanz (früher?) die höchsten Dichten erreichte (Glutz & Bauer 1988, Järvinen in Hagemeijer & Blair 1997), haben sich während der letzten Jahrzehnte stark ausgedehnt. Dort ist die Baumvegetation heute dichter und höher als früher, womit unabhängig von damit verbundenen Qualitätsfragen, die Anzahl potenzieller Reviere zugenommen haben könnte. Dennoch blieb die Besiedlung durch den Gartenrotschwanz vielfach aus.

In Baden-Württemberg nahmen das durchschnittliche Waldalter und die Totholzvorräte zu (Gatter 2000, Bundeswaldinventur 2001/02; Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, o. J), was die Zahl potenzieller Nistmöglichkeiten vergrößert haben dürfte. Die Wälder wurden dichter, dunkler und höher. Kahlschläge nahmen dagegen ab, womit sich die Länge der Randlinien zum offenen und halboffenen Gelände reduzierte. Stürme haben sowohl 1990 wie 1999 wieder eine größere Anzahl Freiflächen und Lichtungen und damit potenziell geeignete Randlinien geschaffen. Trotz einiger Parameter, die sich positiv entwickelt haben, nehmen die Gartenrotschwänze auch hier ab.

Nach Glutz und Bauer (1988) ist der Wald eher als suboptimaler Lebensraum für den Gartenrotschwanz zu betrachten: „In Jahren mit

überdurchschnittlichem Bestand in lichten oder grenzlinienreichen Laub-, Misch- und Nadelwäldern verbreitet, bei schwachem Bestand hier eher selten.“ Dies kann die schwache Besiedlung der Wälder bei weiter unterdurchschnittlichem Bestand erklären. Bei suboptimalem Charakter sollten die Wälder, bezogen auf die Fläche, auch einen unterdurchschnittlichen Populationsanteil beherbergen. Der 1987/88 für ganz Baden-Württemberg abgeschätzte Bestand beträgt 27.000 BP (Bauer & Hölzinger 1999). In den von uns betrachteten Nistkästen wurden in jenen beiden Jahren im Mittel 1019 BP erfasst. D.h. auf 17 % der Fläche des Landes (der Hälfte der Wälder) hätten weniger als 4 % des Bestandes in Nistkästen im Wald gebrütet.

Konkurrenz um Brutraum und Habitat

Nisthöhlenkonkurrenz durch andere Vogelarten. Als Langstreckenzieher und wenig durchsetzungsfähiger später Heimkehrer ist der Gartenrotschwanz nach Rückkehr aus dem Winterquartier auf noch freie Höhlen angewiesen. In Naturwäldern kann die Höhlendichte so groß sein, dass davon keine Limitierung der Bestandsdichten ausgeht, wie für den Nationalpark von Bialowieza/Polen beschrieben, wo z. B. der Halsbandschnäpper der häufigste Höhlenbrüter ist (Wesołowski & Tomiałojc 1995), der Gartenrotschwanz aber dennoch keine Rolle spielt (Tomiałojc, Wesołowski & Wałankiewicz 1984, Wesołowski mdl.).

In eichenreichen Uraltwäldern Südwestdeutschlands, wie dem Fasanengarten bei Stuttgart-Weilimdorf oder dem Eisenbachhain bei Tübingen mit über 100 Naturhöhlen/ha, fehlt der Gartenrotschwanz ebenso wie der Halsbandschnäpper weitgehend. Letzterer lässt sich aber dort bei Anreicherung mit Nistkästen zum häufigsten Höhlenbrüter machen (Gatter 2007).

Konkurrenz um Brutraum ist ein wesentlicher Faktor, wie die Daten von Herberg (1956) demonstrieren: Die Vorkommen konnten zumindest früher regional durch viele leere Nistkästen in geeigneten Gebieten erhöht werden (Abb. 5). Für die betrachteten Gebiete zeichnet sich jeweils ein signifikanter Zusammenhang zwischen den bei der Ankunft im Brutgebiet leerstehenden Nistkästen und der Zahl der späteren Brutpaare in Nistkästen ab

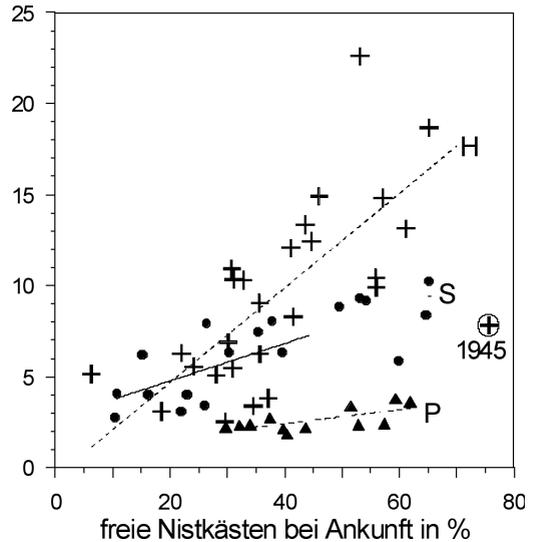


Abb. 7. Zumindest früher bei höheren Gartenrotschwanzbeständen nahm die Nistkastenbesetzung mit zunehmendem Leerstand zu. Weitere Faktoren, wie Nistkastendichte und Habitat, sind jedoch zusätzlich bestimmend. Die Daten stammen aus den Gebieten Haidemark (H, $p < 0,02$, ohne 1945) (Herberg 1956), Steckby (S, $p < 0,01$) (Berndt & Winkel 1979 & Herberg 1956) und vom Park Prödel (P, $p < 0,05$) (Berndt & Frieling 1939). – *At least in the past, when Common Redstart numbers were higher, nest-box occupancy rose with the increasing number of empty boxes available. However, additional factors like nest-box density and habitat also play a role. The data are from the areas Haidemark (H, $p < 0,02$, 1945 excluded) (Herberg 1956), Steckby (S, $p < 0,01$) (Berndt & Winkel 1979, Herberg 1956), and Prödel Park (P, $p < 0,05$) (Berndt & Frieling 1939).*

(Abb. 7). Auch hohe Nistkastenbesetzungsraten in anderen Gebieten nach Neuaufhängung der Kästen (z. B. Dornbusch 1972) können so erklärt werden. Für unsere Untersuchungsgebiete wird das nicht deutlich, da der Siebenschläfer (*Myoxus glis*) regional die Mehrzahl der leeren Kästen zur Brutzeit oder später besetzt (Gatter & Schütt 2001). Aufgrund der nur einmaligen Kontrolle im Herbst ist uns der Höhlenleerstand zur Ankunftszeit der Rotschwänze im Brutgebiet nicht bekannt.

Da der Gartenrotschwanz weniger als die schwarz-weißen Fliegenschnäpper auf Nistkästen angewiesen ist, sind aus Nistkastenbesetzungen abgeschätzte Siedlungsdichten nicht so aussagekräftig wie bei Fliegenschnäppern.

In einem Auwald bei Halle führten zwischen 0 % (nur einzelne Sänger) und 75 % der nach Gesang erfassten Reviere zu Bruten in Nistkästen (Gnielka 1965). Bei ausschließlicher Berücksichtigung der Jahre mit nachgewiesenen Nistkastenbruten brüteten dort im Mittel 31,5 % der Sänger in Nistkästen. Bei ca. 17 Nistkästen/10 ha kamen bei Betrachtung aller Daten, also inklusive der Jahre ohne Nistkastenbruten, aber auch ohne überhaupt nachgewiesene Bruten 4 Sänger auf eine Brut im Nistkasten. Der Anteil unverpaarter Sänger während dieser Phase des abnehmenden Bestandes ist unbekannt. Für die vorausgegangenen Jahre mit höherem, relativ konstantem Bestand schätzte Gnielka (1965) den Anteil auf 50–60 % Nistkastenbrüter.

Bilche (Gliridae) als Konkurrenten und Prädatoren. Siebenschläfer *Myoxus glis* waren in weiten Bereichen baden-württembergischer Hochwälder schon immer häufig (Gatter & Schütt 2001). Ihre neuerdings starke Zunahme hat die Konkurrenzsituation hier während der letzten Jahrzehnte erheblich verändert. Die Abnahme der Marder in Wäldern bedingt durch das starke Anwachsen der Fuchspopulation (die im Gegensatz zur Zunahme der Marder in den Siedlungen steht) und der zunehmende Samen-ertrag der Waldbäume (Gatter 2000), waren die Hauptgründe für die starke Vermehrung dieser kleinen Nagetiere. Dass die Siebenschläfer bei der Nistkastenkontrolle bis in die 1970/80er Jahre fast generell getötet wurden, war nur ein weiterer Grund, denn sie nahmen generell auch abseits vorhandener Kastenkolonien zu (Gatter 2007). Die durchschnittlichen Besetzungsraten in Nistkästen stiegen von durchschnittlich 2–7% um 1955 auf inzwischen über 30%. Auch die Populationen des Gartenschläfers *Eliomys quercinus* sind angewachsen, während die kleinere Haselmaus *Muscardium avellanarius* unter dem Konkurrenzdruck der beiden großen Arten leidet und abnimmt (Gatter & Schütt 1999, 2001).

In den Nistkästen treten alle Bilche als Prädatoren und Höhlenkonkurrenten der Vögel auf. Über direkte Interaktionen liegen uns aufgrund der Seltenheit der Rotschwänze in unseren Nistkästen nur wenige Beobachtungen vor. H. Renz (+), Pfullingen (40 km südlich Stuttgart) stellte in seinen langjährigen Untersuchungsflächen fest, dass Bruterfolge des Gartenrotschwanzes bei nahe null liegen, wenn Sieben-

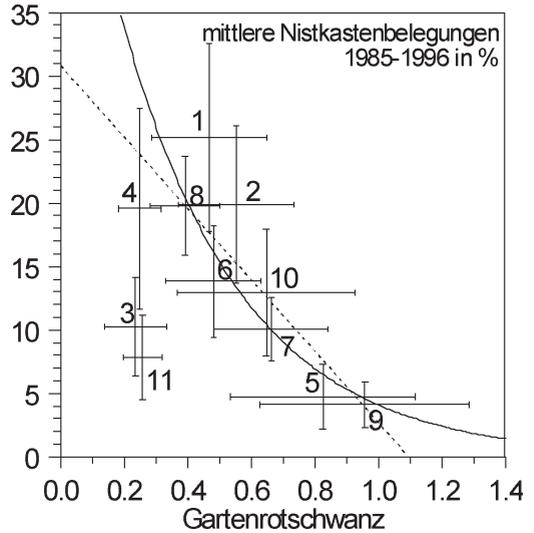


Abb. 8. Mittlere Nistkastenbelegung mit Siebenschläfern, dargestellt gegen die Belegung mit Gartenrotschwänzen für die einzelnen Wuchsgebiete Baden-Württembergs (= Zahlen an den Punkten siehe hierzu Abb. 3). Es sind die Mittelwerte der Jahre 1985–1996 und die Standardabweichungen dargestellt. Die WG 3 und 11 fallen aus dem Rahmen, die Gerade ($R^2=0,72$) und die e-Funktion ($R^2=0,68$) sind nur durch die restlichen Punkte gelegt. – Mean nest-box occupancy by Edible Dormouse plotted against that of Common Redstart for each forest area (WG) in Baden-Württemberg (= numbers on the points; see Fig. 3). The means and standard deviations are shown for the years 1985–96. WG3 and WG11 are rogue results so the straight line ($R^2 = 0.72$) and the e-function ($R^2 = 0.68$) are drawn through the remaining points.

schläfer nicht am Erreichen des Nistkastens gehindert werden können. Eine Betrachtung der Siebenschläfer- und Gartenrotschwanzbestände in den verschiedenen Wuchsgebieten (Abb. 8) deutet indirekt diese Verhältnisse an: In Gebieten mit hohem Siebenschläferbestand sind die Gartenrotschwänze gering vertreten und umgekehrt. Die Wuchsgebiete 3 und 11 fallen hier aus dem Rahmen, dort dürften andere Faktoren für den niedrigen Bestand der Rotschwänze maßgebend sein. Speziell im Wuchsgebiet 11 (Oberland, südlich der Donau) fehlt der Siebenschläfer überwiegend. Eindeutig ist eine derartige Aussage nicht, man könnte diese Grafik auch als voneinander abweichende Lebensraumsprüche dieser zwei Arten interpretieren. Deutlicher wird der

Einfluss der Bilche bei den Fliegenschnäppern. Konkurrenz und direkte Prädation bis zur Vernichtung lokaler Populationen ist dort vielfach belegt. Während die des Halsbandschnäppers in den Wäldern bei anwachsendem Bilchbestand stark abnehmen, steigen sie in Obstwiesen nach einem Tief ca. 1970–1985 seit Jahren wieder an. In den Obstbaumwiesen fehlen Siebenschläfer, die zur Fortbewegung Bäume mit Kronenkontakt bevorzugen, weitgehend (Gatter 2007).

Habitatkonkurrenz durch den Hausrotschwanz? Der Hausrotschwanz war in Württemberg schon vor 170 Jahren in Dörfern und Städten als häufig bezeichnet worden, der Gartenrotschwanz dagegen als ziemlich gemein in „Baumgärten“ (= Obstbaumwiesen; Anmerkung des Verfassers) und Feldern (Landbeck 1834).

Der Gartenrotschwanz gilt nach Glutz & Bauer (1988) und anderen als ein typischer Vogel der Dorfgärten, der Gartenstädte und Villenviertel, eine Einschätzung, die in vielen Gebieten SW-Deutschlands und offensichtlich darüber hinaus nicht mehr zutrifft. In Dörfern des Albvorlandes finden sich heute oft weniger als 1–2 Reviere/km².

Der Hausrotschwanz nimmt dagegen weiterhin zu und erweitert sein Areal nach Norden. Seine Durchzugszahlen am Randecker Maar haben sich in 35 Jahren verdreifacht. Nach Glutz & Bauer (1988) verjagt der Hausrotschwanz den Gartenrotschwanz. Nach eigenen Beobachtungen haben sowohl Grauschnäpper (Gatter 2000) als auch der Gartenrotschwanz während der Revierbesetzung unter Angriffen des Hausrotschwanzes zu leiden. Die rasche Erholung der Bestände des Gartenrotschwanzes in England nach der Saheldürre mag dadurch erleichtert worden sein, dass nicht nur räuberische Säuger dort fehlen (Gatter 2000), sondern auch kein kompetenter Habitatkonkurrent vorhanden ist, nachdem der Hausrotschwanz dort bis heute nur ausnahmsweise brütet.

Weitere Prädatoren und Konkurrenten. Typische Bruthöhlen des Gartenrotschwanzes zeichnen sich sowohl in Nistkästen als auch in Naturhöhlen durch größere Einflugöffnungen aus oder entsprechen dem Typus „Halbhöhle“. Dadurch sind sie auch größeren Prädatoren zugänglich, denen der Eintritt in Meisenkästen

mit kleinem Flugloch verwehrt ist. Sie sind somit durch Marder, Katzen und Eichhörnchen, aber auch Buntspechte, deren Bestand angewachsen ist (Gatter 2000), stärker bedroht.

Der Sperber, ein Prädatör der adulten Vögel sowie der ausgeflogenen Jungvögel hat sich nach einem Bestandstief in den 1960er Jahren nach Unterschutzstellung und DDT-Verbot nach 1970 wieder erholt. Der Bestand entwickelte sich entgegengesetzt zu den Waldpopulationen des Gartenrotschwanzes. Ein direkter Einfluss kann nicht quantifiziert werden, doch dürfte *P. phoenicurus* nach den von Rytkönen et al. (1998) beschriebenen Beutepreferenzen des Sperbers (rot, kontrastreich, auffälliges Verhalten, Waldränder) zu den bevorzugten Opfern gehören.

Staatenbildende Insekten wie Wespen, Hornissen und Hummeln, die ihre Nester in Baumhöhlen anlegen, können die brütenden Vögel aus den Nistkästen verdrängen. Nach einem längeren Bestandstief, das aufgrund des Zeitraums und der Parallelität zu den Waldfledermäusen als DDT-bedingt anzusehen ist, haben auch diese Arten in den Nistkästen wieder zugenommen (Gatter 2000, 2006).

Kiefernwälder bevorzugt? Auch in polnischen Wäldern ist nach den Rückgängen der 1960er und 1970er Jahre eine auffällige Trennung der Habitate zu beobachten. Während reine Kiefernwälder und Parklandschaften heute wieder gut besiedelt sind (Wesołowski mdl.), fehlt die Art in allen Waldtypen des Bialowieza-Urwalds weitgehend (Tomiałojc, Wesołowski & Wałankiewicz 1984, Wesołowski & Tomiałojc 1995). Menzel (1984) betont die Bevorzugung von Kiefernwäldern und sieht sie als mögliches Ursprungshabitat der Art in Deutschland. Die Kiefer besaß aber in Deutschland außer im Nordosten autochthon nur rudimentäre Vorkommen. So wird der Gartenrotschwanz in unseren ursprünglichen Wäldern von flämmenden Steinzeitjägern, den damals ungehemmt ablaufenden Waldbränden (Clark et al. 1989) und der Verlichtung der Wälder durch Megaherbivoren profitiert haben und mindestens seit dem Neolithikum auch vom Einfluss früher Bauern (Gatter 2000) und ihren ursprünglichen Formen der Agrar- und Forstwirtschaft, wie Hutewäldern und dem Mittelwald.

Höchste Dichten werden in Mitteleuropa in

stark anthropogen beeinflussten Lebensräumen erreicht. In Sibirien wiederum werden aus kaum von Menschen beeinflussten Wäldern vielfach hohe Dichten von bis zu 68 Vögeln (34 BP/km²) aus Kiefernwäldern gemeldet und stellenweise ist der Gartenrotschwanz dort in lichten Waldtypen die dominierende Vogelart (Rogacheva 1992).

Die Beliebtheit von Reinbeständen der Kiefer in Württemberg noch in den 1950er und 1960er Jahren (H. Finkh mündl., Gatter & Schütt 1999, Gatter 2000) endete für den Gartenrotschwanz mit dem aktiven Unterbau dieser Wälder mit Buchen, oder der im Rahmen naturnaher Waldwirtschaft erwünschten Unterwanderung durch Laubbäume. Erst in den daraus entstandenen Mischwäldern konnte sich in der Folgezeit der Siebenschläfer ansiedeln, der heute dort die Baumhöhlen und Nistkästen dominiert. Die Beliebtheit von Kiefernwäldern beim Gartenrotschwanz dürfte somit mehrere Ursachen haben: Kleinnager, Mäuse und Bilche als Konkurrenten und Prädatoren sind dort spärlicher vertreten als in anderen Waldtypen. Für Marder und Greifvögel wären Kiefernbestände damit weniger lohnende Jagdgebiete bei gleichzeitig geringerer Prädationsgefahr für den Gartenrotschwanz, dem auch der lichte Bestandscharakter zusagt. Die Siedlungsdichten konkurrierender Vogelarten sind dort gering (Flade 1994).

Resümee

Besetzungsraten von Nistkästen werden nicht immer als gute Indikatoren für Populationsuntersuchungen angesehen. Bestandstrends müssten demnach nicht immer mit der Entwicklung der Nistkastenbesetzungsraten übereinstimmen. Bei Sichtung der Literatur zeigt sich jedoch, dass wesentliche Teile der Untersuchungen zum Gartenrotschwanz in Deutschland von künstlichen Nisthöhlen stammen und damit die Aussagen vergleichbar sind. Bedingt durch die Tatsache, dass unsere Nistkästen in geringen Dichten hängen, sind sie mit denen von Naturhöhlen im Wald vergleichbar und dürften eher Resultaten ähneln, wie sie aus Revierkartierungen zu erwarten sind.

Siedlungsdichte- wie Nistkastenuntersuchungen werden in der Mehrzahl der Fälle auf einzelnen kleinen Flächen von einigen 10 ha

oder wenigen km² durchgeführt. Bei langjähriger Betrachtung laufen dort ortsspezifische Sukzessionen ab, die nicht überregional vergleichbar sind. Kurzfristige Bestandsänderungen dürften im Allgemeinen dem großräumigen Verlauf entsprechen, eine Übertragung langfristiger Lokaluntersuchungen auf Großräume ist aber mit vielen Unsicherheiten verbunden. In einer Untersuchung, die ein großes Bundesland mit unterschiedlichsten Lebensräumen abdeckt, können sie aber ausgeglichen werden.

Die oben genannten Untersuchungen zeigen einige großräumig übereinstimmende Trends: Die Bestände waren in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts vergleichsweise hoch. Wälder wurden regelmäßiger, offenbar regional in kaum geringeren Dichten besiedelt als das Offenland. Massive Ausbreitungstendenzen zeigten sich im 19. und noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts. Diese Arealerweiterungen betreffen bezeichnenderweise Gebiete im nördlichen Mitteleuropa, in Nordwesteuropa und dem südlichen Nordeuropa die extrem unter der Entwaldung während der Jahrhunderte mit exzessiver Ausweitung der Schafzucht und Rodungen zur Gewinnung von Agrarland gelitten hatten (s.o.). Sie wären damit möglicherweise lediglich als Arealauffüllungen zwischen dem Süden und dem schon vorher besiedelten Nordskandinavien zu verstehen. Die mit dem Eisenbahnzeitalter und der damit leichteren Erreichbarkeit und Transportierbarkeit fossiler Brennstoffe wieder zunehmenden Waldflächen dürften die Ausbreitung der Art damals so gefördert haben, wie heute die Arealerweiterung mehrerer Arten durch Sozialbrachen ermöglicht wird (Gatter 2000). Diese Hypothese gewinnt an Gewicht, wenn man berücksichtigt, dass die Kiefer, ein vom Gartenrotschwanz bevorzugter Baum (s.o.), von den Britischen Inseln über das nördliche Mitteleuropa bis Skandinavien eine bevorzugte Baumart für Aufforstungen war.

Fast übereinstimmend wurden Populationsabnahmen Ende der 1960er Jahre bis Mitte der 1970er Jahre festgestellt, die sich nicht nur auf Mittel- und Nordeuropa erstreckten, sondern auch auf die Britischen Inseln, wo sie allerdings schon in den 1980er Jahren wieder das Ausgangsniveau erreicht hatten. In vielen Gebieten Europas blieb diese Erholung auch nach 1990 aus, während sich unweit davon seit

Ende der 1980er und fast generell ein Jahrzehnt später und viel dezenter als in England Bestandszunahmen abzeichneten, die seit den letzten 10 Jahren anhalten oder sich stabilisiert haben.

Bemerkenswert ist, dass sich parallel dazu der Gartenrotschwanz aus unseren Wäldern (wo die Kiefer an Bedeutung verlor) weitgehend zurückgezogen hat und dort unabhängig vom Vorhandensein offener Lebensräume, wie Sturmflächen, weiter abnimmt. Damit findet eine scherenartige Entwicklung statt, die der beim Halsbandschnäpper *Ficedula albicollis* entspricht (Gatter 2007).

Versuchen wir eine Abwägung der Wichtigkeit verschiedener Einflüsse im Hinblick auf die Bestandsentwicklung der Art: Wetter und Klima zur Brutzeit spielen demnach eine untergeordnete, vorangegangene kalte Winter dagegen eine herausragende Rolle, da sie Standvögel reduzieren und dadurch freie Nisthöhlenkapazitäten schaffen. Die bedeutendsten Populationsanstiege in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts waren nach Extremwintern zu verzeichnen, ein wichtiger Faktor, der auch verständlich macht, dass der Gartenrotschwanz in lichten sibirischen Wäldern mit sehr geringen Populationsdichten von Standvögeln z. T. die häufigste Vogelart ist (Rogacheva 1992).

Die Dürre im Sahel und den afrikanischen Trockensavannen zwischen Ende der 1960er und Mitte der 1980er Jahre führte europaweit zu dramatischen Bestandseinbrüchen, wobei die Entwicklung der hier geschilderten Waldpopulationen von anderen Faktoren überlagert wird.

Die Regeneration der Populationen erfolgte selbst kleinräumig uneinheitlich. Der Gartenrotschwanz nutzt eine Vielzahl von Höhlen, Halbhöhlen und verschiedenartige Nischen zur Brut, deren Einflugsöffnungen im Gegensatz zu den von anderen Höhlenbrütern bevorzugten engen Fluglöchern groß sind. Dies könnte als eine gering ausgeprägte Anpassung an Nestprädatoren verstanden werden, oder anders ausgedrückt eine Bevorzugung von Lebensräumen bedeuten, in denen Nestprädatoren selten sind, wie die Befunde für Habitate mit Kiefernreinbeständen nahelegen. Insgesamt ist die Konkurrenz zu anderen Nisthöhlennutzern wie sozialen Wespenarten, Meisen und Kleibern ein sehr wichtiger bestandslimitierender Faktor. Große Rot-

schwanzbestände bei hohem Nistkasten-leerstand, geringe bei hohen Bilchdichten und wiederum hohe Rotschwanzbestände nach Kältewintern scheinen dies zu belegen. Dass die Art in Obstbaumwiesen heute vielerorts wieder ähnlich hohe Siedlungsdichten hat wie vor 1970, dürfte unter anderem am Rückgang anderer Nistplatzkonkurrenten, wie Star und Feldsperling und an der Seltenheit baumbewohnender Kleinsäuger in diesem Habitat liegen, welche ein zusammenhängendes Kronendach schätzen (Gatter & Schütt 1999, Gatter 2000, Fischer & Gatter in Vorber.).

Die gegenüber dem Kontinent sehr rasche Erholung in England könnte auf geringere Prädationsrisiken (keine Siebenschläfer, fast keine Marder; Gatter 2000: 597) und fehlende Konkurrenz durch den Hausrotschwanz zurückgehen. Wälder gelten als suboptimale Habitate, wofür wiederum die hohen Prädationsraten die Ursache sein könnten. Die einseitige Bestandserholung nach Ende der Saheldürre in den Obstbaumwiesen Südwestdeutschlands, im Gegensatz zu den Wäldern, könnte dies belegen, denn in über 250-jährigen Eichenmischwäldern Süddeutschlands fehlt der Gartenrotschwanz ebenso weitgehend wie im Urwald von Bialowieza.

Bei uns wuchsen Vegetationsvolumen, Durchschnittsalter und Masterträge im Zeitalter der Hochwaldwirtschaft und der naturnahen Waldwirtschaft (ohne Kahlschlag) an. Lichte Wälder wurden selten (Gatter 1994, 2000, 2004). So verlor der Wald insgesamt an Habitatqualität für den Gartenrotschwanz. Nur scheinbar unerklärlich ist dabei, dass die Sturmwurfflächen der letzten 15 Jahre ebenfalls unbesiedelt bleiben.

Die zunehmende Waldmast förderte die Zunahme des Sieben- und Gartenschläfers, die damit beide zu den effektivsten Nestprädatoren spät brütender Vögel, wie Gartenrotschwanz und Fliegenschnäppern, werden konnten (Gatter & Schütt 1999, 2001).

Letztendlich erhebt sich noch die Frage, ob die Habitatverluste in Afrika durch Brennholznutzung und Überbeweidung auch nach dem teilweisen Wiedereinpandeln der Regenfälle irreparable Reduktionen der Gesamtpopulation verursacht haben könnten. Wäre dies so, könnten möglicherweise nur noch Teile des ehemaligen Brutareals besiedelt werden.

Schließlich wissen wir bis heute nicht,

inwieweit die Populationsgrößen europäischer Zugvogelarten vom Vorhandensein geeigneter Bruthabitate oder vom Potential an Überwinterungs- und Durchzugsräumen bestimmt wird (Gatter 2000).

Dank. Den Forstdirektionen Stuttgart und Karlsruhe verdanke ich umfangreiche Unterstützung beim Auffinden alter Akten und der Genehmigung zur Publikation. Die Herren Hermann Haußmann, Hans Lude, Michael Fischer, Edwin Votteler und Dr. Rainer Schütt beteiligten sich an den jährlichen Kontrollen und Bestandsaufnahmen, Dr. Jürgen Marx und Jörg Rathgeber von der Landesanstalt für Umweltschutz genehmigten die Verwendung von Daten aus Naturschutzgebieten außerhalb Waldes.

Dr. Rainer Schütt gilt mein besonderer Dank für seine umfangreiche Tätigkeit am Computer zur Erstellung der Grafiken, bei der Literaturrecherche und den statistischen Bearbeitungen. Michael Fischer, Brian Hillcoat, Christina Kulhanek, Martina Stauer und meiner Frau Dorothea danke ich für die Durchsicht des Manuskripts und Brian Hillcoat für die Übersetzung des Abstracts und der Abbildungsunterschriften und schließlich Herrn Robert Pfeifer und einem Gutachter für weitere Hinweise zum Manuskript.

Zusammenfassung

Im Nistkastenprogramm der Forstverwaltung Baden-Württembergs/SW-Germany wurden über 50 Jahre lang Nistkästen kontrolliert. Deren Zahl stieg von 40.000 um 1950 auf 160.000–200.000 zwischen 1980 und dem Programmende 1996. Allein zwischen 1976 und 1996 wurden 9735 erfolgreiche Bruten des Gartenrotschwanzes *Phoenicurus phoenicurus* registriert.

Vor 1975 liegen nur zusammengefasste Daten der selteneren Arten vor. Die Summen aus Baumläufern, Fliegenschnäppern und dem Gartenrotschwanz deuten auf relativ konstante Bestände bis Anfang der 1970er Jahre hin. Ohne Kleiber und Meisen betrug der Anteil der Vogelbesetzungen bis ca. 1970 etwa 4–8%, davon wiederum etwa ein Achtel Gartenrotschwänze. Deren Besetzungsraten nach 1975 lassen erkennen, dass der großräumige Anteil in den Wäldern der Forstdirektion (FD) Karls-

ruhe/Baden mit max. 1,5 % und knapp 0,5 % im Bereich der FD Stuttgart/Württemberg relativ gering war. Fliegenschnäpper (*Ficedula*-Arten) waren etwa 4–5-mal häufiger. Im Wald der FD Karlsruhe nahm die Nistkastenbesetzung durch *P. phoenicurus* kontinuierlich ab, die der FD Stuttgart wies leicht rückläufige Zahlen auf (nicht signifikant). Noch zwischen 1985 und 1996 nahm der Bestand in Wäldern Baden-Württembergs (Untersuchungsflächen im Schnitt 17% der Landesfläche) von 0,17 auf 0,09 Bruten in Nistkästen/km² ab. In der Mehrzahl der Teilregionen wurden in den 1980er und 1990er Jahren rückläufige Gartenrotschwanzbestände in Nistkästen verzeichnet. Lediglich in den Mischwäldern der Hochlagen und im Odenwald (überwiegend Nadelwald) blieben sie auf niedrigem Niveau konstant. Unter Einbeziehung von Fremdergebnissen zeigt sich, dass Wetter und Klima zur Brutzeit eine untergeordnete Rolle spielen. Es wird nachgewiesen, dass vorangegangene kalte Winter den Gartenrotschwanz fördern. Sie reduzieren Standvögel und schaffen freie Nisthöhlen.

Die Dürre in den afrikanischen Trockensavannen zwischen 1968 und 1985 führte europaweit zu dramatischen Bestandsabnahmen. Sie wurden im Wald von anderen Faktoren überlagert, denn einen Bestandseinbruch zu Beginn der Saheldürre Ende der 1960er Jahre lassen unsere Daten nicht erkennen. Neben Meisenartigen sind Kleinsäuger, besonders Sieben- und Gartenschläfer (*Myoxus glis* und *Eliomys quercinus*) als Konkurrenten und Prädatoren ein bestandslimitierender Faktor. Beide werden durch die moderne Forstwirtschaft und zunehmende Baumast gefördert. In Obstbaumwiesen, wo Bilche selten sind, hat der Gartenrotschwanz heute wieder frühere Dichten erreicht.

Im Gegensatz zum Festland könnte die rasche Erholung in England nach 1970 auf fehlende Konkurrenz durch den Hausrotschwanz sowie das Fehlen großer Bilche (und Marder?) zurückgeführt werden.

Die veränderte Waldwirtschaft fördert die Zunahme konkurrierender Arten und Nestprädatoren. Dies scheint mit den dichter und dunkler werdenden Wäldern der wesentlichste Faktor für die unterschiedliche Entwicklung in Wäldern und Obstbaumwiesen zu sein.

Es wird diskutiert, ob die Einschränkung der potenziellen Winterlebensräume durch

Überbeweidung und Holznutzung eine Reduzierung der europäischen Brutpopulation mit sich bringt, die sich durch Räumung weniger optimaler Bruthabitate anzeigt.

Literatur

- Anthes, N. & C. Randler (1996): Die Vögel im Landkreis Ludwigsburg – eine kommentierte Artenliste mit Statusangaben. Orn. Jahresh. Bad. Württ. 12:1-235.
- Bauer, H.-G. & G. Heine (1992): Die Entwicklung der Brutvogelbestände am Bodensee: Vergleich halbquantitativer Rasterkartierungen 1980/81 und 1990/91. J. Ornithol. 133: 1-22.
- Bauer, H.-G. & J. Hölzinger (1999): Gartenrotschwanz. In J. Hölzinger: Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 3.1. (Singvögel 1). Ulmer Verlag, Stuttgart..
- Bauer, H.-G. & P. Berthold (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas – Bestand und Gefährdung. Aula Verlag, Wiesbaden.
- Berndt, R. & F. Frieling (1939): Siedlungs- und brutbiologische Studien an Höhlenbrütern in einem nordwestsächsischen Park. J. Ornithol. 87: 593-638
- Berndt, R. & M. Frantzen (1964): Vom Einfluss des strengen Winters 1962/63 auf den Brutbestand der Höhlenbrüter bei Braunschweig. Orn. Mitt. 16: 126-130.
- Berndt, R. & W. Winkel (1979): Zur Populationsentwicklung von Blaumeise (*Parus caeruleus*), Kleiber (*Sitta europaea*), Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*) und Wendehals (*Jynx torquilla*) in mitteleuropäischen Untersuchungsgebieten von 1927 bis 1978. Vogelwelt 100: 55-69.
- Berndt, R. (1941): Über die Einwirkung der strengen Winter 1928/29 und 1939/40 und den Einfluss der Winterfütterung auf den Brutbestand der Meisen. Gefied. Welt 70: 59-61, 63-65, 80-81, 91-92, 101-103, 117-118.
- Berndt, R. (1949): Zwölf Jahre Kontrolle des Höhlenbrüterbestandes eines nordwestsächsischen Parks. Beitr. z. Vogelkd. 1: 1-20.
- Bezzel, E. & F. Lechner (1978): Die Vögel des Werdenfelser Landes. Kilda verlag, Greven.
- Bruderer B. & W. Hirschi (1984): Langfristige Bestandsentwicklung von Gartenrötel *Phoenicurus phoenicurus* und Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca* nach schweizerischen Beringungszahlen und Nisthöhlenkontrollen. Ornithol. Beob. 81: 285-302.
- Clark, J.S., J. Merkt & H. Müller (1989): Post-glacial fire, vegetation, and human history on the northern alpine forelands, southwestern Germany. J. Ecol. 77: 897-925.
- Denève, R. (1995): Sahel – Sahel. A controversial vision. Gland. (ISBN 2-8317-0271-2)
- Dornbusch, M. (1972): Die Siedlungsdichte des Brutvogelbestandes und die Vogeldichte außerhalb der Brutzeit in Kiefernjungbestockungen sowie ihre Beeinflussung durch Vogelschutzmaßnahmen. Beitr. z. Vogelkd. 18: 265-294
- Fiedler, W. (1998): Trends in den Beringungszahlen von Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*) und Wendehals (*Jynx torquilla*) in Süddeutschland. Vogelwarte 39: 233-241.
- Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, Eching.
- Gatter, W. & R. Schütt (1999): Langzeitentwicklung der Höhlenkonkurrenz zwischen Vögeln (*Aves*) und Säugetieren (Bilche *Gliridae*, Mäuse *Muridae*) in den Wäldern Baden-Württembergs. Ornithol. Anz. 38: 107-130.
- Gatter, W. & R. Schütt (2001.): Langzeitpopulationsdynamik des Siebenschlāfes *Myoxus glis* in Baden-Württemberg – ein Kleinsäuger als Gewinner der heutigen Waldwirtschaft und des gesellschaftlichen Wandels. Jahreshefte Ges. Naturkunde in Württemberg 157: 182-210.
- Gatter, W. (1994): Zur Ausbildung von Vogelgemeinschaften in Wäldern unter Einfluss von Habitatstruktur, Nahrung, Konkurrenz und Migration. Mitt. Ver. Forstl. Standorts-kde. Forstpflanzenzüchtg. 37: 75-88.
- Gatter, W. (1997a): 40 Jahre Populationsdynamik der Fledermäuse in Wäldern Baden-Württembergs mit vergleichenden Bemerkungen zur Entwicklung der Greifvogelbestände. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 71/72:259-265.
- Gatter, W. (1997b): Fledermäuse in den Wäldern Baden-Württembergs. Populationstrends 1983-1993. AFZ/Der Wald 52: 94-96.
- Gatter, W. (1997c): Birds of Liberia. Aula, Wiesbaden. Pica, Sussex & Yale Univ. Press, New Haven und London.

- Gatter, W. (1998): Langzeit-Populationsdynamik des Kleibers (*Sitta europaea*) in Wäldern Baden-Württembergs. Vogelwarte 39: 209-216.
- Gatter, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. Aula Verlag, Wiesbaden.
- Gatter, W. (2004): Deutschlands Wälder und ihre Vogelgesellschaften im Rahmen von Gesellschaftswandel und Umwelteinflüssen. Vogelwelt 125: 151-176.
- Gatter, W. (2006, im Druck): Staatenbildende Insekten (Hymenoptera) in Baden-Württembergs Wäldern und ihre langfristige Entwicklung 1954-1996. Jahreshefte Ges. Naturkunde in Württemberg 162.
- Gatter, W.: Populationsentwicklung, Habitatwahl und Arealgrenzen des Halsbandschnäppers *Ficedula albicollis* unter dem Einfluss des Siebenschläfers *Glis glis*. Limicola 21 (2007): 3-47.
- Glutz von Blotzheim, U. & K.M. Bauer (1988): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 11. Aula Verlag, Wiesbaden.
- Gnielka, R. (1965): Die Vögel der Rabeninsel bei Halle (Saale). Hercynia, NF 2: 221-254.
- Gnielka, R. (1978): Der Einfluß des Ulmensterbens auf den Brutvogelbestand eines Auwaldes. Apus 4: 49-66.
- Gore, M.E.J. (1990): Birds of the Gambia. B.O.U. Checklist No. 3. Tring, UK.
- Grell, M.B. (1998): Fuglenes Danmark. Gads Forlag & Dansk Orn. Forening.
- Haartman, L. von (1971): Population Dynamics. In D.S. Farner & J.R. King: Avian Biology. Bd. 1. S. 391-459.
- Hagemeyer, W. J. M. & M. J. Blair (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds. European Bird Census Council. Poyser, London.
- Hähnle, H. (1936): Das Schutzgebiet Behr-Steckby (Anhalt) des Reichsbundes für Vogelschutz. Veröff. Württ. Landesst. Naturschutz 12: 167-183.
- Heine, G., G. Lang & K.-H. Siebenrock (1994): Die Vogelwelt im württembergischen Allgäu. Ornithol. Jahresh. Bad. Württ. 10: 1-352.
- Henze, O. (1941): Katastrophaler Meisenrückgang 1939-41. Deutsche Forstzeitung 10, Nr. 20.
- Herberg, M. (1956): Die Entwicklung einer Höhlenbrüterpopulation in einem einförmigen Kiefernbestande. Beitr. z. Vogelkde. 5:61-74.
- Höland, J. & K. Schmidt (1983): Die Vogelwelt des Bezirkes Suhl. Teil 4. Ges. Natur u. Umwelt, Suhl
- Holloway, S. (1996): The Historical Atlas of Breeding Birds in Britain and Ireland 1987-1900. Poyser, London.
- Hüppop, O. & V. Dierschke (1999): Vogelforschung auf der Insel: „Vogelwarte Helgoland“ – die zweitälteste Vogelwarte der Welt. Falke 274-279.
- Järvinen, A (1997): Gartenrotschwanz. In W.J.M. Hagemeyer & M.J. Blair: The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Poyser, London.
- Järvinen, A. (1981): Population trends in the Redstart *Phoenicurus phoenicurus* in northern Fennoscandia. Ornis Fennica 58: 127-131.
- Koskimies, P. (1989): Distribution and numbers of Finnish breeding birds. Appendix to Suomen Lintuatlas. SLY: n Lintutieto Oy, Helsinki.
- Landbeck, C. L. (1834): Systematische Aufzählung der Vögel Württembergs. Cotta. Stuttgart und Tübingen.
- Mansfeld, K. (1940): Zum Einfluss des strengen Winters 1939/40 auf den Bestand unserer höhlenbrütenden Stand- und Strichvögel. Deutsche Vogelwelt 65: 119-132.
- Marchant, J. H., R. Hudson, S. P. Carter & P. Whittington (1990): Population Trends in British breeding Birds. BTO, Tring.
- Menzel, H. (1971): Der Gartenrotschwanz. Neue Brehm Bücherei 438. Ziemsen, Wittenberg.
- Mildenberger, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes. Bd. 2, Ges. Rhein. Orn., Düsseldorf, Kilda, Greven.
- Møller, A.P. (1979): Bestandsændringer hos spurvefugle Passeres i Nordjylland i arene 1960-1976. Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 73:233-243.
- Mullié, W.C., P.J. Verwey, A.G. Berends, J.W. Everts, F. Sene & J.H. Koeman (1989): The impact of pesticides on palearctic migratory birds in the western Sahel with special reference to the Senegal River delta. ICBP study report No. 36, Cambridge.
- Newton, I. (1994): Experiments on the limitation of bird breeding densities: a review. Ibis 136: 397-411.
- Nicolai, B. (1993): Atlas der Brutvögel Ostdeutschlands, Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Niehuis, M. (1968): Die Bestandsentwicklung

- des Schwarzstirnwürgers in Deutschland unter besonderer Berücksichtigung des Nahetales und Rheinheßens. Mainzer naturw. Archiv 7: 185-224.
- Nitsche, G. & H. Plachter (1987): Atlas der Brutvögel Bayerns 1979-1983. Ornithol. Ges. Bayern & Bayer. Landesamt Umweltschutz, München.
- Olsen, K.M. (1992): Danmarks Fugle – en oversigt. Dansk Orn. Forening.
- Prato, S.R.D. Da & E.S. Da Prato (1983): Movements of Whitethroats *Sylvia communis* ringed in the British Isles. Ringing & Migration 4: 193-210.
- Rogacheva, E. V. (1992): The birds of central Siberia. Husum Druck- und Verlagsges., Husum. 737 S.
- Ruttledge, R. F. (1966): Ireland's Birds. Witherby, London
- Rytkönen, S., P. Kuokkanen, M. Hukkanen & K. Huhtala (1998): Prey selection by Sparrowhawks *Accipiter nisus* and characteristics of vulnerable prey. *Ornis Fenn.* 75: 77-87.
- Schmidt, K. H. (1986): Vergleichende Untersuchungen zur Bestandsentwicklung von Kohlmeisen (*Parus major*) und Trauerschnäppern (*Ficedula hypoleuca*) zwischen 1971 und 1981. *Ökol. Vögel* 8: 85-94.
- Schulz, H. (1988): Weißstorchzug. Ökologie, Gefährdung und Schutz des Weißstorchs in Afrika und Nahost. WWF-Umweltforschung 3. Markgraf, Weikersheim. 460 S.
- Schwarz, J. & M. Flade (2000): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms. Teil I: Bestandsänderungen von Vogelarten der Siedlungen seit 1989. *Vogelwelt* 121: 87-106.
- Seitz, J. & K. Dallmann (1992): Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flussniederungen. BUND, Bremen.
- Tomiałojc, L., T. Wesołowski & W. Wałankiewicz (1984): Breeding bird community of a primeval temperate forest (Bialowieza National Park, Poland). *Acta ornithol.* 20: 241-310.
- Tomiałojc, L. (1994): Gartenrotschwanz. In G.M. Tucker & M.F. Heath: Birds in Europe. Their Conservation Status. BirdLife International, Cambridge. S. 378-379.
- Vidal, A. & W. Wüst (1986) Gartenrotschwanz. In Wüst, W.: Avifauna Bavariae. Ornithol. Ges. Bayern, München.
- Voous, K.H. (1962): Die Vogelwelt Europas. Verlag Paul Parey, Hamburg & Berlin.
- Wesołowski, T. & L. Tomiałojc (1995): Ornithologische Untersuchungen im Urwald von Bialowieza – eine Übersicht. *Orn. Beob.* 92:111-146.
- Winkel, W. & D. Winkel (1985): Zum Brutbestand von Meisen (*Parus ssp.*) und anderen Höhlenbrüter-Arten eines 324 ha großen Nisthöhlen-Untersuchungsgebietes von 1974 bis 1984. *Vogelwelt* 106: 24-32.
- Winkel, W. (1986): Brutzeit-Daten vom Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*) Untersuchungen aus einem Lärchenversuchsgebiet. *Vogelwelt* 107: 210-220.
- Witt, K. & B. Nickel (1981): Die Vogelartengemeinschaft des Spandauer Forstes. *Ornithol. Ber. Berlin (West)* 6: 3-120.

Eingereicht am 22. Juni 2006

Revidierte Fassung eingereicht am 24. Oktober 2006

Angenommen am 8. November 2006



Dr. h. c. Wulf Gatter, Jg. 1943; 4 Jahre als Forstmann in Westafrika (Avifauna von Liberia). Heute Leiter d. Ökol. Lehrreviers der Forstverwaltung Baden-Württemberg. Gründer und seit 37 Jahren Leiter der Station Randecker Maar. Ehrendoktor der University of Liberia und der Wilhelms-Universität Münster. Vogel- und Insektenzug, Wald- und Populationsökologie, Prädation und Konkurrenz und sich daraus ergebende Verknüpfungen.