

Langzeit-Populationsdynamik und Rückgang des Feldsperlings *Passer montanus* in Baden-Württemberg

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

Wulf Gatter

Gatter W 2007: Long-term population dynamics and decline of the Tree Sparrow *Passer montanus* in Baden-Württemberg. Vogelwarte 45: _-_-

For almost 60 years the Baden-Württemberg forestry administration has been documenting the results of its nestbox monitoring scheme. The number of boxes rose from 40,000 around 1950 to 180,000 in the 1980s/1990s. For this study, 80,412 successful nests of the Tree Sparrow *Passer montanus* were evaluated out of the 3,4 million nestboxes monitored up to 1996. Literature from largely the same period was consulted during preparation of this analysis. Since the Tree Sparrows in this survey mostly breed at woodland edges, but forage almost exclusively in agricultural land, the results reflect the general trend for the species in SW Germany. Until 1971 the species bred with constant occupancy rates that varied regionally between 0.5 and 5 % of all nestboxes. After that year the proportion increased, reaching rates of 15 % in the Rhine Valley and regionally of more than 30 %. In larger areas the rates in forests reached a maximum of 7 % in the forestry directorate (FD) Karlsruhe (= Nordbaden), 1.7 % in FD Tübingen (= Südwürttemberg), and 1 % in FD Stuttgart (= Nordwürttemberg). After 1980 the nestbox population collapsed; the drop in the intensively cultivated Rhine Valley was from 15 % to 2 %. On the other hand, in areas with a preponderance of grassland only slight decreases were noted. Hard winters led to severe population declines in the short term, but despite milder winters since the mid-1980s the numbers have not recovered. The increase in the 1970s is thought to have resulted from the prohibition of DDT. The permanent and continuing decline since 1980 indicates that developments in agriculture have been responsible for the later long-term negative population trend. Areas of intensive agriculture below an altitude of 200 m show the highest rates of decline. Comparisons with two species of long-distance migrants whose numbers are currently increasing indicate that a shortage of winter food, caused by changes in agricultural practice and herbicides, is the most likely reason. The influence of the Sparrowhawk *Accipiter nisus* (which has increased in numbers in the same period) as a predator, and why the Corvidae (competitors with similar food requirements as the Tree Sparrow) have also increased, remain unclear.

WG: Buchsstr.20, D 73252 Lenningen.

1. Einleitung

In Staats- und Kommunalwäldern Baden-Württembergs hängen seit über 5 Jahrzehnten viele tausend künstliche Nisthöhlen. Ausführlichere Betrachtungen über die Nutzung dieser Nisthöhlen als Lebensstätten von Wirbeltieren erschienen bisher für die Fledermäuse (Gatter 1997a, b), für den Kleiber *Sitta europaea* (Gatter 1998) sowie für die Kleinsäuger als Konkurrenten der Vögel (Gatter & Schütt 1999) und speziell für den Siebenschläfer (Gatter & Schütt 2001).

Die Feldsperlinge nutzen fast ausschließlich die an äußeren Waldrändern hängenden Nistkästen. Zur Nahrungssuche wird das Agrarland aufgesucht. Die Studie ist somit aussagekräftig für diese Habitate. Sie ist nicht nur die zeitlich längste und einzige, die das ganze Bundesland Baden-Württemberg abdeckt, sondern wohl auch diejenige mit dem umfangreichsten Datenmaterial zur Brutbiologie der Art in Deutschland.

Noch in den 1950er Jahren wurden Sperlinge als Schädlinge betrachtet und verfolgt. Auch in den Nistkästen waren sie nicht gern gesehen und so wurden die

Nester teilweise noch während der Brut entfernt. Auch die Vogelkundler schenkten dem Feldsperling früher kaum Beachtung, da er eine weit verbreitete, häufige Art war. Inzwischen ist der Bestandstrend vielerorts negativ.

Das über Jahrzehnte gesammelte Datenmaterial gibt Auskunft über regional unterschiedliche, fast generell negative Bestandsentwicklungen, es eröffnet aber auch die Möglichkeit, über etwaige Parallelentwicklungen bestimmte Ursachenkomplexe herauszuarbeiten. Es wirft damit aber gleichzeitig die Frage auf, weshalb sich einige Vogelarten der Agrarlandschaft trotz ähnlicher Nahrungsansprüche gleichzeitig positiv entwickeln konnten.

2. Material und Methode

Die Anzahl der Nistkästen wuchs von 40.000 zu Beginn der 1950er Jahre rasch an, ab Mitte der 1980er Jahre wurden jährlich zwischen 160.000 und 180.000 Kästen kontrolliert (Gatter

1998), die über 3.000 Einzelflächen verteilt waren. Die durchschnittliche Nistkastendichte im Bereich der Forstdirektion (FD) Karlsruhe lag bei 29 Kästen/km², was dem Gesamtdurchschnitt der Jahre zwischen 1985 und 1996 entspricht, während im Gebiet der FD Stuttgart 37 Kästen/km² erreicht wurden.

Die mit Nistkästen bestückte Fläche, von der hier Daten eingehen, umfasste zwischen 1985 und 1996 im Mittel 5.783 km² innerhalb Baden-Württembergs (Landesfläche 35.750 km²) mit einer Schwankungsbreite zwischen den Jahren von ± 600 km², d.h. von ca.10%. Die vertikale Streuung umfasst über 1.000 Höhenmeter. Die Verteilung der Flächen auf Waldtypen und Regionen lässt von dem erhobenen Datenmaterial einen repräsentativen Durchschnitt für den Wald des gesamten Bundeslandes erwarten.

Zur regionalen Verteilung der Nistkästen auf die verschiedenen Regionen (sogenannte forstliche Wuchsgebiete) siehe Gatter & Schütt (1999).

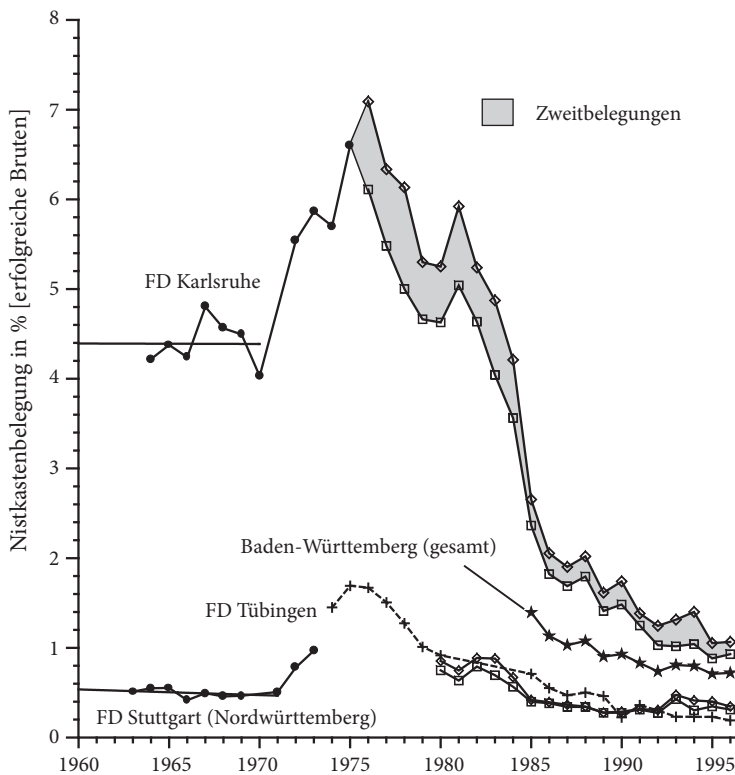


Abb. 1: Nistkastenbelegung durch Feldsperlinge *Passer montanus* in Baden-Württembergs Wäldern insgesamt und für die Forstdirektionen (FD) Stuttgart, Tübingen und Karlsruhe (Anzahl der mit Feldsperlingen belegten Nistkästen / Anzahl kontrollierter Nistkästen über die berücksichtigten Jahre: FD Karlsruhe 69.749 / 1.592.146, FD Stuttgart 6.182 / 1.188.879, FD Tübingen 4.481 / 636.070, Baden-Württemberg gesamt 80.412 / 3.417.095), sowie die nur in die Gesamtkurve Baden-Württemberg ab 1985 eingegangenen Werte der FD Freiburg. – *Nestbox occupancy by Tree Sparrows *Passer montanus* in woodland in Baden-Württemberg in total and in subdivisions - forestry districts (FD) Stuttgart, Tübingen, and Karlsruhe (number of boxes occupied by Tree Sparrow / number of boxes monitored over the study period: FD Karlsruhe 69,749 / 1,592,146, FD Stuttgart 6,182/1,188,879, FD Tübingen 4,481 /636,070; total Baden-Württemberg 80,412/3,417,095), as well as the figures from the FD Freiburg which were only included in the overall curve for Baden-Württemberg from 1985.*

Für die folgende Darstellung wurden 80.412 erfolgreiche Bruten aus 3.417.095 kontrollierten Nistkästen ausgewertet (siehe Abb. 1). Bei einigen der folgenden Darstellungen wurde nur auf die Datenreihen des nördlichen Landesteils zurückgegriffen, unvollständige Zeitreihen aus Süd-Württemberg und Südbaden blieben unberücksichtigt. Letztere gingen aber in die Gesamtauswertung für das gesamte Bundesland nach 1984 ein (Abb. 1).

Über 1.000 Personen beteiligten sich jährlich an den Kontrollen und garantierten eine kontinuierliche Erfassung der Nistkastenbelegung.

In den einzelnen standortkundlich und regionalklimatisch unterschiedenen Wuchsgebieten (WG) (Abb. 2) verhielten sich die Zahlen von Nistkästen mit Feldsperlingbruten zu den Zahlen kontrollierter Nistkästen wie folgt: WG 1: 2.048 Feldsperlingbruten/Anzahl Kästen 224.403; WG 2: 629/167.182; WG 3: 450/211.146; WG 4: 931/295.163; WG 5: 8666/176.542; WG 6: 4737/210.139; WG 7: 6295/549.267; WG 8: 3900/270.662; WG 9: 252/40.224; WG 10: 229/30.404; WG 11: 938/195.666).

Die landesweite Datenerfassung durch Forstämter und Forstreviere wurde inzwischen durch ein modernes Monitoring abgelöst, welches heute weniger Nistkästen und Erfassungsorte einbezieht, aber weit mehr Parameter abfragt (Gatter 1996). Die hier vorgestellten Daten stammen aus dem Zeitraum 1953 bis 1996. Sie basieren auf den jährlichen Zusammenfassungen der Staatlichen Vogelschutzwarte für Baden-Württemberg (H. Löhrl), später jenen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg und auf dem Datenmaterial einzelner Forstämter.

Die Sperlinge wurden ab 1963 als „Schädlinge“ getrennt erfasst, nicht aber nach Feld- und Haussperlingen *Passer domesticus* getrennt. Der Haussperling ist allerdings fast nie in den Nistkästen im und am Wald vertreten. Im Bereich der FD Stuttgart, etwa dem früheren Nordwürttemberg entsprechend, war der Bestand generell klein, nur 0,5% der Nistkästen wurden im Schnitt durch diese Art belegt. Im Einzugsgebiet der FD Karlsruhe = Nordbaden, lag die Besetzungsrate durch den Feldsperling bei 4%. Daten von der FD Tübingen liegen nur von 1974-80 und 1985-96 vor, sie ähneln denen der FD Stuttgart.

Im September /Oktober wurden die Belegungen nach Arten erfasst und die Kästen gereinigt. Wir stellen im Folgenden nur den Anteil der erfolgreichen Bruten des Feldsperlings in den Nistkästen dar. Als Erstbrut wird die Brut in einem leeren Nistkasten bezeichnet. „Zweitbruten“ fanden in einem Nest statt, das auf einem bereits vorhandenen der selben Saison aufgebaut wurde und entsprechen damit nicht der sonst üblichen Definition.

3. Ergebnisse

3.1. Der Bestandsverlauf in Wäldern Baden-Württembergs

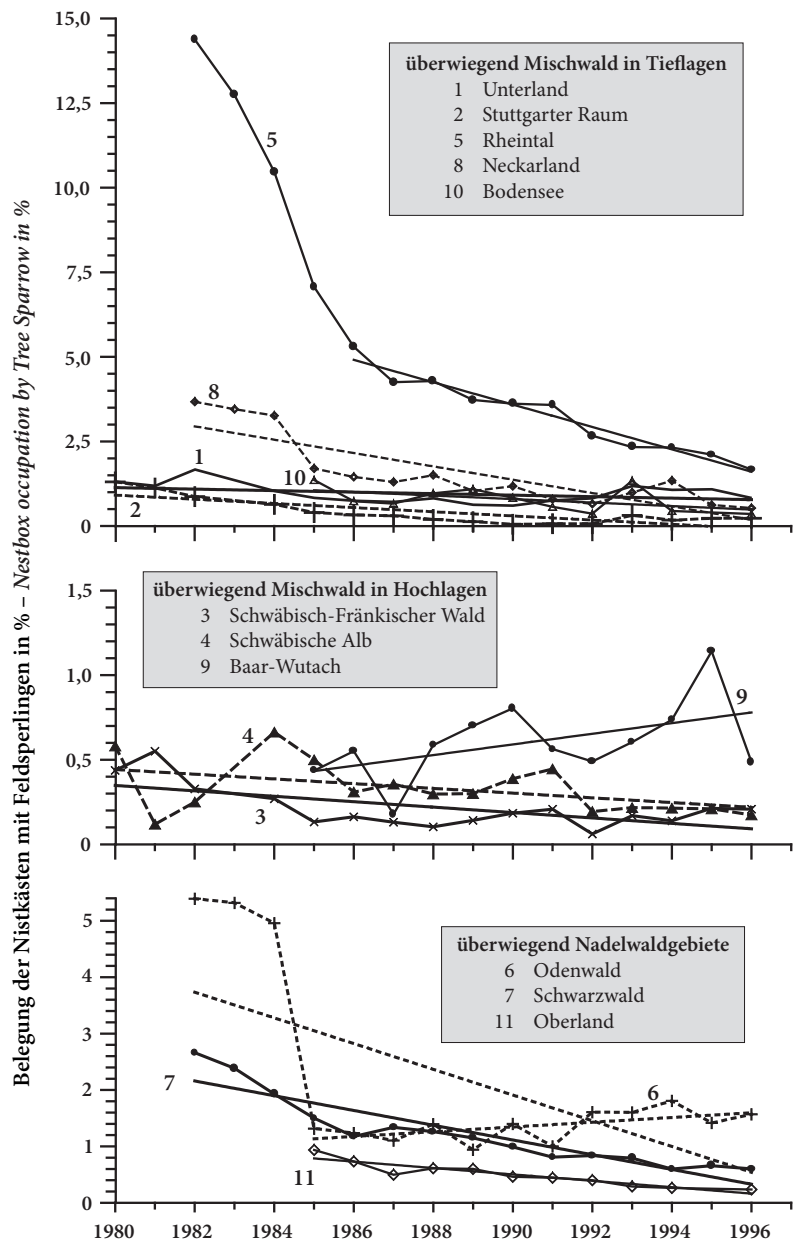
Im Bereich der FD Stuttgart (früher Nordwürttemberg) mit großen zusammenhängenden Wäldern war der Bestand mit etwa 0,5% der Nistkästen generell klein (Abb. 1). Im Einzugsgebiet der Forstdirektion Karlsruhe, entsprechend Nordbaden mit der Oberrheinebene, war die Besetzungsrate mit 4% deutlich höher (Abb. 1 und 2). Nach relativ konstanten Sperlingsbeständen bis 1971 stieg der Anteil erfolgreicher Bruten an.

Jedoch war der Zeitraum mit höheren Beständen nur kurz. Die heutigen Werte sind niedriger als vor 30 Jahren, insbesondere in der FD Karlsruhe (Abb. 1).

Dies wird bei feinerer Aufteilung der Regionen (Wuchsgebiete) deutlich. Die höchste regionale Besetzung wurde im Rheintal (WG 5) verzeichnet. Hier wurde aber später auch der stärkste Negativtrend verzeichnet (Abb. 2), Feldsperlinge brüteten ursprünglich in 15%, 1996 nur noch in 2% der Kästen.

Abb. 2: Nistkastenbelegung der Feldsperlinge in den verschiedenen forstlichen Regionen (Wuchsgebieten/standortskundlichen Einheiten = WG). Negative Trends für diese Zeitabschnitte sind signifikant mit $p < 0,01$ für WG 2 (für Stuttgarter Raum), 3, 5, 7, 8, 11; zunehmende Bestände ab 1985 für WG 9 ($p < 0,02$) und WG 6 ($p < 0,05$); nicht signifikant Änderungen in WG 1, 4, 10. Zur Anzahl Nistkästen mit Feldsperlingen und der Anzahl kontrollierter Nistkästen siehe unter Methode. – Nestbox occupancy by Tree Sparrows in various regional ecological forest types (growth sector = WG). Negative trends for this time period are statistically significant when $p < 0.01$ for WG 2 (Stuttgart area), 3, 5, 7, 8, and 11; increasing numbers from 1985 for WG 9 ($p < 0.02$) and WG 6 ($p < 0.05$); changes in WG 1, 4, and 10 were not significant. For number of nestboxes with Tree Sparrows and number of monitored boxes, see under method.

Abnahmen wurden aber in der Mehrzahl der Wuchsgebiete festgestellt. Ein drastischer Bestandseinbruch ist von 1984 auf 1985 neben WG 5 auch in den Daten von Odenwald und Neckarland (WG 6 und 8) festzustellen. 14% der von Feldsperlingen belegten Nistkästen waren im langjährigen Mittel Zweitbelegungen, d.h. die Vögel bauten ihr Nest auf das der Erstbrut oder auf dem Nest einer anderen Art. Eingeschlossen sind hierin sowohl gewaltsame Übernahmen von Nisthöhlen zur Erstbrut wie auch Zweitbruten. Der geringe Zweitbrutenanteil (zu deren Definition siehe 2) ist aber auch darauf zurückzuführen, dass viele Sperlingsnester im Laufe der Brutzeit von Siebenschläfern übernommen wer-



den und dann nicht mehr als solche erkennbar sind. Trotz der Abnahme der Brutpopulation blieb der Anteil der Zweitnutzungen konstant.

3.2. Der überregionale Bestandsverlauf

Die veröffentlichten langjährigen Bestandstrends des Feldsperlings basieren in Deutschland überwiegend auf Daten von Nistkastenpopulationen. Ein Anstieg vergleichbar dem in Baden-Württemberg Anfang der 1970er Jahre zeichnet sich in verschiedenen Untersuchungsgebieten ab (Gnielka 1965, 1978; Zang 1993; Winkel 1994.). In einem Eichen-Hainbuchenwald („Waldpopulation“) bei Braunschweig war der Brutbestand um diese Zeit dagegen relativ konstant (Winkel 1994). Wenig später, nach 1975, war vielerorts und auch bei uns, bereits ein deutlicher Rückgang erkennbar, so in Niedersachsen (Berndt & Winkel 1980), in Sachsen (Köcher & Kopsch 1983; Blümel, Höser, Schlegel & Steffens in Steffens et al. (1998)) und in Bremen (Seitz & Dallmann 1992). Am Harzrand brach der Bestand Mitte der 1980er Jahre zusammen (Zang 1993). Weitere Daten sind bei Hudde (1997) zu finden.

In SW-Deutschland stellten Bauer & Berthold (1996) den Populationszusammenbruch in zwei Nistkastenflächen in den 1980er Jahren dar. Für Baden-Württemberg berichtet Hölzinger (1997) über „... seit Beginn der 1970er Jahre negative Bestandsveränderungen, für die aber insgesamt großräumige Erhebungen fehlen“. Ein „gravierender Rückgang“ wurde auch im württembergischen Allgäu festgestellt (Heine et al. 1994), am Bodensee gab es zwischen 1980/81 und 1990/91 nur geringe Änderungen der ohnehin geringen Bestände (Bergmann & Hemprich 1999), die in diesem Intensiv-Obstanbaugebiet schon früher zurückgegangen sein dürften (Mattes et al. 1980; H. G. Bauer, H. Mattes mdl.).

Die Zugplanbeobachtungen am Randecker Maar lassen gleichfalls den Bestandseinbruch nach 1977 erkennen. Zwischen 1970 und 1981 wurden im Mittel 935 (± 872) jährlich erfasst, zwischen 1982 und 1997 gingen die Zahlen auf ein Drittel davon zurück (Gatter 2000).

Überregional wird insbesondere in den westlichen Nachbarstaaten von Abnahmen während der letzten 20 bis 25 Jahre berichtet (B. Ivanov & J.D. Summers-Smith in Hagemeyer & Blair 1997). In Großbritannien brach der Bestand nach hohen Zahlen in den 1960er und 1970er Jahren ab 1976/1977 ein. Der beim landesweiten Monitoringprogramm (CBC) sowohl in der Wald- wie der Feldlandschaft erfasste Abwärtstrend deutet auf einen kontinuierlichen Rückgang um 92 bzw. 94 % (!) (Marchant et al. 1990, J.D. Summers-Smith in Gibbons et al. 1993; Gregory et al. 1996, 2004). Erst für den Zeitraum 1994-2002 wird dort wieder eine Zunahme konstatiert (Gregory et al. 2004). Schon früher wurden Bestandsänderungen und Oszillationen des Brutgebiets in Großbritannien und Irland verzeichnet: hohe Bestände und eine weite Verbreitung vom 19.

Jahrhundert bis in die 1930er Jahre, 1945-1955 geringe Bestände und eine reduzierte Verbreitung und etwa um 1958 erneut massive Bestandszunahme und Ausbreitung (Holloway 1996; Summers-Smith 1988). Nur 20 Jahre später begann dann der Populationszusammenbruch. In Frankreich, den Niederlanden und Belgien ging der Bestand in den 1970er und 1980er Jahren gleichfalls zurück (Hudde 1997). Dies gilt auch für die Schweiz (z.B. Blattner & Speiser 1990), wo sich die Bestände inzwischen offenbar stabilisiert haben (Schmid et al. 1998).

In den ausgedehnten Obstwiesengebieten des mittleren Albvorlands von Baden-Württemberg scheinen die Bestände seit den 1980er Jahren bis heute wenigstens regional deutlich zurückgegangen zu sein, wie eine umfangreiche Untersuchung 2004 ergab (M. Fischer, W. Gatter unveröff.), halten sich aber derzeit auf relativ hohem Niveau. In Dänemark scheinen die Bestände relativ konstant zu sein, wenn man die 1980er mit den 1990er Jahren vergleicht (Grell 1998). Im Norden (Schweden - Svensson et al. 1999), Nordosten (z. B. Estland - Leibak et al. 1994) und Süden (z. B. Spanien) hat der Feldsperling dagegen sein Brutgebiet erweitert, bzw. zugenommen (B. Ivanov & J. D. Summers-Smith in Hagemeyer & Blair 1997).

4. Diskussion

Hölzinger (1997) hat den Brutbestand des Feldsperlings für Baden-Württemberg 1987/1988 auf 150.000 Brutpaare geschätzt. Hierauf bezogen wäre der Anteil der in Nistkästen des betrachteten Waldes (16 % der Landesfläche) brütenden Population mit maximal etwa 3,5 % klein, auch wenn zusätzlich eine unbekannte Anzahl in Naturhöhlen gebrütet haben mag. Der Feldsperling ist im Wald ein Siedler randnaher Bereiche mit Zugang zur Agrarlandschaft.

Hier wird angenommen, dass es sich bei der Nistkastenpopulation um eine repräsentative Untermenge des Gesamtbestandes im und am Wald handelt, deren wesentliche populationsdynamische Kennwerte auf Populationen in der Agrarlandschaft übertragbar sind. Generell kann zwar nicht ausgeschlossen werden, dass eine Umsiedlung in Naturhöhlen stattfand oder sich der Teilbestand in Naturhöhlen anders entwickelte, doch über 400 Siedlungsdichteuntersuchungen im weiteren Bereich des Ökologischen Lehrreviers ergaben keine Hinweise auf besiedelte Naturhöhlen im Wald.

Direkte Verfolgung durch den Menschen

In den 1950er Jahren wurden in Deutschland Sperlinge in größerem Umfang als „Schädlinge“ mit vergiftetem Getreide bekämpft (Steiniger 1951; Przygodda 1954; Schmidt 1954). Auch in den von Vogelschützern aufgehängten Nistkästen mit Brutzeitkontrollen wurden zumindest in den 1950er und 1960er Jahren die Sperlinge während der Brutzeit entfernt, wie K. Gutbrod (in

den NWZ - Schorndorfer Nachrichten, z. B. 2.6.1960) dies mit „ihnen wurde die Wohnung gekündigt“ umschrieb. Da keine Brutzeitkontrollen im Wald erfolgten, sind dort auch keine Sperlingsbruten zerstört worden.

Habitatveränderung im Wald

Aufgrund der guten Böden wurden die Wälder in den Tiefländern schon frühzeitig stark fragmentiert. Die dabei entstandenen langen Randlinien zu Äckern und Gemüseanbauflächen begünstigten zunächst die Sperlingsbesetzungen, was im Rhein- und Neckartal zu den landesweit höchsten Dichten führte.

In den walddreichen Gebieten veränderte sich die Struktur des Waldes. Das mittlere Bestandsalter und das Vegetationsvolumen nahmen laufend zu (Gatter 2000, 2004). Die Änderung der Waldbewirtschaftung mit Kahlschlagsverboten führte zu einer Abnahme der Länge von Waldinnenrändern. Durch die zahlreichen Windwurfflächen von 1990 und 1999 konnte zwar von einer verbesserten Lage für den Feldsperling ausgegangen werden, dennoch spielen Feldsperlinge als Besiedler der neuen Kahlfächen keine Rolle.

Höhlenmangel

Als potenzielle Rückgangsursache wird bei Höhlenbrütern vielfach Brutraumangel angeführt (Hudde 1997). So wird auch vom Rückgang potenzieller Nistplätze in der Feldflur berichtet (z. B. Steiner et al. 1990). Im hier betrachteten Wald hat keine Reduktion des Brutraumes stattgefunden, die Nistkästen wurden über den gesamten Zeitraum gereinigt und bei Verlust ersetzt. Feldsperlinge sind beim Kampf um die Nistkästen eine der dominierenden Arten, nur Haussperling, Star *Sturnus vulgaris* und Wendehals *Jynx torquilla* stehen in der Rangordnung über ihnen (Löhr 1978). Diese drei Konkurrenten weisen jedoch in und außerhalb der Wälder gleichfalls großräumig negative Trends auf und keine erreicht in unserem Material die 1%-Grenze bei der Nistkastenbesetzung. Deutlich zugenommen hat dagegen der Kleiber (Gatter 1998). Konkurrenz um die Bruthöhlen mit anderen Vogelarten ist nicht als Ursache der Abnahme der Feldsperlinge anzusehen.

Nistkastenbesetzung durch Bilche

Im Wald sind die Bestände der Siebenschläfer *Myoxus (Glis) glis* und damit die Nistkastenbesetzung durch diese Kleinsäuger deutlich angestiegen (Gatter & Schütt 1999, Abb. 3). Ein Einfluss auf die Bestandsentwicklung der Sperlinge kann nicht ausgeschlossen werden. Allerdings drängen Siebenschläfer erst relativ spät in die Nistkästen (in geringer Zahl ab Ende Mai, meist im Juni), so dass, wie bei den Meisen, die Erstbruten wohl nur selten betroffen sind. Ein Einfluss auf spätere Bruten ist nachgewiesen. Der scheinbare Rückgang der „Zweitbruten“ nach ca. 1985 (s. Abb. 1) kann mit dem Zerwühlen der Nester durch die seither zunehmenden Siebenschläfer zusammenhängen, was eine genauere

Determination von Zweitnestern erschwerte (Gatter & Schütt 1999, 2001).

Feldsperlinge reagieren recht empfindlich auf Störungen (siehe Hudde 1997), so dass Säuger zur Vertrei-

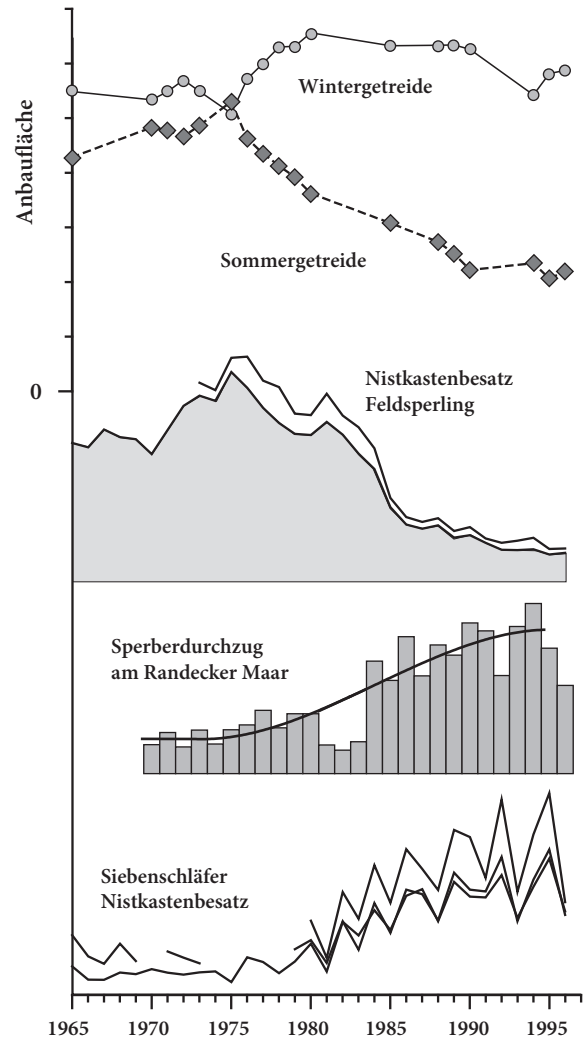


Abb. 3: Feldsperlingsbestand und zeitliche Entwicklung möglicher Einflussgrößen auf die Population in den letzten Jahrzehnten. Von oben nach unten: Getreideanbau in Westdeutschland, Entwicklung der relativen Anbauflächen von Winter- und Sommergetreide; Feldsperlinge in Nistkästen (aus Abb. 1); langfristige Entwicklung der Durchzugszahlen des Sperbers am Randecker Maar (from Gatter 2000); Entwicklung der Nistkastenbesetzung durch Siebenschläfer in Baden-Württemberg (aus Gatter & Schütt 2001). – Tree Sparrow numbers and change of possible influencing factors on the population in recent decades. From top to bottom: cereal crop in western Germany, change in relative areas of winter and summer cereals; Tree Sparrows in nestboxes (from Fig. 1); long-term trend of Sparrowhawk passage numbers at Randecker Maar (from Gatter 2000); change in nestbox occupancy by Edible Dormouse *Myoxus (Glis) glis* in Baden-Württemberg (from Gatter & Schütt 2001).

bung aus dem Wald beigetragen haben könnten. Die Populationseinbrüche außerhalb des Waldes wie auch in Gebieten ohne Siebenschläfervorkommen, z. B. in Großbritannien und in weiten Bereichen Norddeutschlands, können so aber nicht erklärt werden. In Baden-Württemberg ist der Feldsperling im Rheintal (WG 5), wo nur wenige Siebenschläfer in Nistkästen vorkommen (<10 % der Kästen am Saisonende belegt), vom Rückgang besonders stark betroffen.

Prädation

Sperber *Accipiter nisus*: Zwischen 1960 und 1975 waren viele Regionen in und angrenzend an Mitteleuropa fast frei von Sperbern. Nach dem DDT-Verbot Anfang der 1970er Jahre nahm der Bestand des Sperbers wieder zu (z. B. Zollinger & Müskens 1994). Am Randecker Maar hat sich im Zeitraum von 1970 bis etwa 1990 die Zahl der „anwesenden“ Sperber, wie die der Brutpaare im weiteren Umfeld um den Faktor 10, die Zahl der Durchzügler um den Faktor 4 – 5 erhöht (Gatter 2000). Es wäre demnach möglich, dass die in den 1960er Jahren noch geringe Prädation durch den Sperber einer der Faktoren ist, der die Zunahme des Feldsperlings gefördert hat (siehe dazu Perrins & Geer 1980, Thomson et al. 1998). Unabhängig davon, woran sich solche Selektionsmechanismen orientieren und welche Bedeutung sie im Einzelfall haben, zeigt sich doch, dass die Artenzusammensetzung einer Avizönose aus Kleinvögeln auch von spezialisierten Prädatoren geprägt wird (z. B. Rytkönen et al. (1998), weitere Literatur bei Gatter (2000)).

Sperlinge sind verschiedenen mitteleuropäischen Untersuchungen zufolge eine häufige Beute des Sperbers. In der Zeit vor dem Bestandszusammenbruch des Feldsperlings fällt dieser noch vielfach unter die 5 am häufigsten erbeuteten Arten (Newton 1986). Die Gefährdung in holländischen Siedlungsgebieten lag für Haussperlinge um 20 %, für Feldsperlinge bis 30 % über den gemäß der Abundanz abgeschätzten Werten (Tinbergen 1946). Durch Sperber verursachte hohe Mortalitätsraten werden auch in jüngerer Zeit für Haussperlinge angeführt (Kaffke & Steinhauer 1999). Die zunehmenden Durchzugzahlen des Sperbers am Randecker Maar (Gatter 2000) gehen einher mit der Abnahme des Feldsperlings (Abb. 3). Angestiegene Prädationsraten müssen aber nicht zwangsläufig zu einer erhöhten Mortalität der Gesamtpopulation führen.

Marder *Martes foina* und *M. martes*: Diese potenziellen Prädatoren haben nach den Jagdstatistiken des Deutschen Jagdschutzverbands (DJV Handbuch Jagd, z. B. 1996, 2004, Mainz) wie auch anhand eigener Erfahrungen aus 35-jährigen Linientaxierungen seit Anfang der 1980er Jahre in Wald und Offenland abgenommen, nicht aber in menschlichen Siedlungsgebieten (Steinmarder). Gegenüber den 1970er Jahren befinden sich die Bestände aber noch immer auf hohem Niveau (Gat-

ter 2000). Quantitative Aussagen zu deren Einfluss auf Sperlingsbestände sind nicht möglich.

Wetter und Klima

Kalte, schneereiche Winter und dadurch fehlender Zugang zu Nahrung können die Sperlingsbestände deutlich reduzieren (Zang 1993; Köcher & Kopsch 1983; T. Dolich mdl.). Auf den Jahrhundertwinter 1962/1963 folgten drei normale bis mäßig kalte Winter, die eine Bestandserholung ab 1963 möglicherweise nicht gefördert haben. Dem Bestandesgipfel der 1970er Jahre (Abb. 1), stehen sieben durchgehend milde Winter im Zentrum dieser Dekade gegenüber. Bereits zwischen 1980 und 1985 gingen die Besetzungsraten der Nistkästen trotz vier milder und zwei strengerer Winter zurück. Exponentiell abnehmend unterschritten sie sogar rasch die frühere Besetzung nach dem Jahrhundertwinter 1962/1963. Ein drastischer Bestandseinbruch ist nach dem kalten Winter von 1984 auf 1985 im Odenwald und Neckarland verzeichnet worden, der besonders in den dortigen Stadt- und Gemeindewäldern auffällig war. Von 6,7 Bruten in 100 Nistkästen im Jahr 1984 erfolgte ein Rückgang auf 1,5 Bruten/100 Nistkästen im Jahr darauf, d. h. um fast 80 %.

Aber auch andere Jahre mit überdurchschnittlichen Schnee- und Frosttagssummen wirkten sich auf die Bestandskurve baden-württembergischer Feldsperlinge aus. Die Jahre 1969 und 1970 mit unterdurchschnittlichen Wintertemperaturen zeigen sich in der Bestandskurve ebenso, wie der Bestandsabfall nach dem schneereichen Winter 1978/1979 und die auf den kalten Winter 1984/85 folgenden strengen Winter bis 1987. Erstaunlich ist dabei die Parallelität der Kurven in den einzelnen Landesteilen, die zugleich als ein Beleg für die Qualität der Ausgangsdaten zu werten ist.

So wie sich die Brutbestände nach dem Jahrhundertwinter 1962/1963 wieder erholten (Gnielka 1965, 1978), hätte sich die Population auch in den recht milden Wintern der 1990er Jahre wieder regenerieren müssen. Stattdessen blieb sie auf niedrigem Niveau, ja sank sogar weiter ab. Angesichts immer milderer Winter kann die Winterstrenge somit wohl für Populationsschwankungen, nicht jedoch für den derzeit anhaltenden Rückgang des Feldsperlings verantwortlich gemacht werden.

Umweltchemikalien und Nahrungsmangel

Die Abundanz von Invertebraten als verfügbare Nahrungsquelle beeinflusst die individuellen Wachstumsraten, die Jungenzahl und den Bruterfolg von Vögeln (Potts 1997). Direkte und indirekte Effekte von Pestiziden auf Vögel sind auf verschiedene Weise zu erwarten und vielfach nachgewiesen (Pinowski et al. 1989; Donald et al. 2001; Morris et al. 2002). Die Reduzierung von Nahrungsressourcen, Störungen des Brutgeschäfts und reduzierte Überlebensraten sind nur einige der dokumentierten Folgen (Potts 1997). Aufgrund unter-

schiedlicher Empfindlichkeit der einzelnen Arten kann es neben generellen Rückgängen auch zu Verschiebungen im Gefüge von Vogelgesellschaften kommen, (Burn 2000; Gatter 2000; Donald et al. 2001; Morris et al. 2004).

Herbizide: Von ca. 1965 bis 1980 wuchs der Verbrauch von Herbiziden stark an und blieb dann bis Ende der 1980er Jahre auf sehr hohem Niveau (Gatter 2000). Herbizide schränken das Artenpotential von Kräutern und Gräsern und damit Menge und Vielfalt des Samenangebots besonders kleinfrüchtiger Arten in der Feldflur drastisch ein und beeinflussen so die Abundanz und den Artenreichtum der Arthropodenfauna negativ (Pain & Pienkowski 1997; Moreby & Southway 1999).

Insektizide: Nachdem Sperlingsbestände im Wald bis 1971 relativ konstant geblieben waren, stieg die Besatzungsrate ab 1972 an. Dies fällt zeitlich mit dem DDT-Anwendungsverbot in der BRD (23.7.1971) zusammen. In der Forstwirtschaft war bis 1974 eine beschränkte weitere Anwendung zugelassen. Ein Zusammenhang zwischen dem Einsatz von DDT und geringen Vogelbeständen ist plausibel, da bei Haussperlingen lokal hohe DDT-Werte gefunden wurden (Joiris & Delbeke 1981). Bei langlebigen Arten wie den Greifvögeln war dies zu jener Zeit die Ursache für dramatische Populationseinbrüche. Da die Vogeljäger Sperber und Wanderfalke *Falco peregrinus* davon stark betroffen waren, dürften auch die Singvögel stark belastet gewesen sein. In der benachbarten Schweiz zeigte sich eine zeitliche Überstimmung der Phase intensiver Anwendung chlororganischer Pestizide und geringem Bruterfolg beim Feldsperling. Die Reproduktionsrate lag zwischen 1962 und 1979 um 21 % niedriger als im vorausgegangenen Zeitraum 1940-1961 (Wesołowski 1991). Direkte Vergiftungserscheinungen und verringerte Reproduktionsraten durch Pflanzenschutzmittel wurden auch noch nach der Zeit intensiven DDT-Einsatzes beobachtet, so bei Meisen in einem süddeutschen Obstbaugebiet, wo weite Flüge in ungespritzte Flächen notwendig wurden (Mattes et al. 1980).

Der Einsatz von Insektiziden stieg in Deutschland zwischen 1970 und 1995 beständig an (Gatter 2000). Besonders zur Brutzeit sind somit Engpässe bei der Versorgung der Jungvögel mit geeigneter Nahrung zu erwarten. Andererseits nehmen derzeit insektivore Vogelarten wie Gartenrotschwanz *Phoenicurus phoenicurus* und Halsbandschnäpper *Ficedula albicollis* in den typischen Brutgebieten des Feldsperlings mittlerer und höherer Lagen wieder zu (Gatter 2007), obwohl alle drei während der Brutzeit den Insektiziden gleichermaßen ausgesetzt sind. Allerdings ist zu beachten, wo und wann die Hauptbelastungen durch Pestizide stattfinden. Bei den beiden Langstreckenziehern sind es in Europa fünf (*Ph. ph.*) bzw. drei Monate (*F. a.*), sieben bzw. fünf weitere Monate im Mittelmeergebiet und Westafrika. Die

Frage, inwieweit die beiden Muscicapiden einfach auch vom Rückgang des Feldsperlings als Höhlenkonkurrenten profitieren (Gatter 2007), sollte dabei nicht vernachlässigt werden.

Nahrungsmangel infolge veränderter Landwirtschaftspraxis

Wir beobachteten Feldsperlinge, die zur Brutzeit Nahrungsquellen aufsuchten, die mehr als ein 1 km vom nächstmöglichen Brutplatz entfernt lagen. Lokal gibt es „Waldpopulationen“, die zur Brutzeit Nahrung im Wald suchen (Zang 1993). Berndt & Winkel (1980) beobachteten unterschiedliche Entwicklungen von Populationen, die nahe an Felldrändern siedeln und einer eher „waldinternen“ Population und machten die Ursachen dafür in der Landwirtschaft aus, wo sich in den letzten Jahrzehnten vieles verändert hat: Keine Getreidelagerung mehr auf den Höfen, so dass dort die Druschabfälle fehlen; Getreideanbau mit sofortigem Umbruch nach der Ernte und somit keinen Stoppelfeldern im Herbst und Winter; Brachfelder, die (von der EU bezuschusst) noch vor der Blüte mit Totalherbiziden gespritzt werden, denen auch die Arthropoden zum Opfer fallen. Besonders im Zuge von Schlechtwetterphasen schlägt dies auf die Nestlingsmortalität durch (Löhl 1974).

Eine wesentliche auf überregionalem Niveau wirkende Ursache dürfte auch im Sterben der Bauernhöfe und dem Ende der offenen Hühnerhaltung zu suchen sein. Alles zusammen führte zu einer Verknappung der Winternahrung. Die Anbaufläche von Sommergetreide mit unbearbeiteten Stoppelfeldern im Winter hat sich zwischen Ende der 1970er Jahre und 1990 in Westdeutschland halbiert, wobei sich ein mit der Abnahme der Sperlingsbruten vergleichbarer Verlauf zeigt (Abb. 3).

Da diese Bestandsabnahmen großräumig verzeichnet wurden, können auch nur großräumige Veränderungen der Umwelt als entscheidende Ursachen in Frage kommen. Die Intensivierung der Landwirtschaft, die nachweislich großräumige Veränderungen der Umwelt nach sich zieht, ist eine Entwicklung, die allen europäischen Staaten mit abnehmenden Beständen des Feldsperlings gemeinsam ist. Bemerkenswert ist jedoch, dass die gravierendsten Abnahmen in Deutschland zu verzeichnen sind (Hagemeyer & Blair 1997).

In den Hochlagen mit mehr Grünlandwirtschaft, in denen Sperlinge immer nur schwach vertreten waren, sind nur unwesentliche Rückgänge oder sogar gleichbleibende Bestände zu verzeichnen.

Nahrungsentpässe durch Konkurrenten

Mit der Abnahme des Feldsperlings ging in Baden-Württemberg eine starke Zunahme der Elster *Pica pica* und besonders der Rabenkrähe *Corvus corone* einher. Die oft mehrere hundert Vögel umfassenden, hochmobilen Trupps von Nichtbrütern der Rabenkrähe in der offenen Feldlandschaft gab es bis in die 1980er Jahre nicht (Gatter 2000). Trotz Nutzung sehr ähnlicher Nah-

rungsressourcen nehmen die beiden Corvidenarten zu und können damit sowohl während der Brutzeit als auch während der winterlichen Nahrungsengpässe ernsthafte Nahrungskonkurrenten für die typischen Vogelarten offener Feldlandschaften darstellen. Goldammer *Emberiza citrinella*, Feldlerche *Alauda arvensis*, Feldsperling und Rebhuhn *Perdix perdix* haben in weiten Bereichen der Agrarlandschaft dramatisch abgenommen oder sind ganz verschwunden. Dennoch hat sich die Biomasse der in den Feldlandschaften angetroffenen Vögel besonders aufgrund der Zunahme der Corvidenarten in vielen Gebieten erhöht (Gatter 2000).

Resümee: Die Abwägung der aufgeführten Gesichtspunkte bestärkt in der Annahme, dass wesentliche Faktoren des Rückgangs beim Feldsperling außerhalb der Brutzeit zu suchen sind. Sie scheinen vorrangig dem Mangel an Winternahrung zu entspringen, was nahe legt, dass Herbizide und veränderte landwirtschaftliche Praktiken die Hauptursachen darstellen. Diese Hypothese wird dadurch gestützt, dass die zuvor am dichtesten besiedelten Agrargebiete entlang von Rhein (WG 5 und 6) und Neckar (WG 8) in Meereshöhen bis 200 m über NN von den stärksten Rückgängen betroffen sind.

Dank: Der Forstverwaltung Baden-Württemberg danke ich für die Möglichkeit, das Material auswerten zu dürfen und für den Zugang zu den oft verstreut lagernden Ausgangsdaten. Dr. Rainer Schütt unterstützte die Auswertungsarbeiten, half bei der Literaturrecherche und fertigte die Grafiken an. Herzlicher Dank gilt den zahlreichen Forstrevierleitern, die uns z. T. mehrere Jahrzehnte alte Originalunterlagen zugänglich machten. Christina Kulhanek gab die Daten ein und Hermann Haussmann, Hans Lude und Edwin Votteler beteiligten sich an den Kontrollen der Nistkästen im ökologischen Lehrrevier. Prof. Dr. Hermann Mattes und zwei ungenannte Gutachter gaben wertvolle Kommentare zum Manuskript und Brian Hillcoat fertigte die Übersetzungen ins Englische an.

5. Zusammenfassung

Die Forstverwaltung Baden-Württemberg dokumentiert seit fast 60 Jahren die Ergebnisse ihrer Nistkastenkontrollen. Die Zahl der kontrollierten Nistkästen stieg von 40.000 um 1950 auf bis zu 180.000 in den 1980/1990er Jahren an. Die hier vorgestellte Auswertung bezieht sich auf 80.412 erfolgreiche Bruten des Feldsperlings *Passer montanus*, die dem Datenbestand von insgesamt 3,4 Millionen bis 1996 dokumentierten Nistkastenkontrollen entnommen wurden. Da die Feldsperlinge zwar in Wald(rand)nistkästen brüteten, ihre Nahrung aber fast ausschließlich im Agrarland suchten, dürften die Ergebnisse den allgemeinen Trend der Art in SW-Deutschland recht gut wiedergeben.

Bis 1971 waren die Nistkästen in konstanten, aber regional unterschiedlichen Raten (0,5 bis 5 %) durch Feldsperlinge besetzt. Danach stieg ihr Anteil an. Im Rheintal erreichte er 15 %, regional über 30 % der Nistkastenbesetzungen. Großräumig betrug er in den Wäldern der Forstdirektion (FD) Karl-

sruhe (= Nordbaden) maximal 7 %, 1,7 % in der FD Tübingen (= Südwürttemberg) und 1 % im Bereich der FD Stuttgart (= Nordwürttemberg). Nach 1980 brach die Nistkastenpopulation zusammen; im landwirtschaftlich intensiv genutzten Rheintal von 15 % auf 2 %, in Gebieten mit überwiegender Grünlandnutzung dagegen nur unwesentlich. Harte Winter hatten kurzfristig deutliche Bestandseinbrüche zur Folge, doch trotz milder Winter seit Mitte der 1980er Jahre erholten sich die Bestände nicht. Der Bestandsanstieg in den 1970er Jahren wird mit dem DDT-Verbot ab 1971 in Verbindung gebracht. Für den seit 1980 permanent anhaltenden Rückgang der Feldsperlingsbestände dürfte die Intensivierung der Landwirtschaft mitverantwortlich sein, denn Gebiete mit intensivster Landwirtschaft (< 200 m ü. NN) weisen die höchsten Bestandrückgänge auf. Vergleiche mit zwei Langstreckenziehern, die aktuell positive Bestandstrends zeigen (Gartenrotschwanz *Phoenicurus phoenicurus* und Halsbandschnäpper *Ficedula albicollis*), lassen einen Mangel an Winternahrung bedingt durch veränderte landwirtschaftliche Nutzungsformen und Herbizideinsatz als wahrscheinlichste Ursache vermuten. Ungeklärt ist der Einfluss der im selben Zeitraum angestiegenen Bestände des Sperbers *Accipiter nisus* als Prädator und die Frage, weshalb auch die Corviden als Konkurrenten des Feldsperlings mit ähnlichen Nahrungsansprüchen zeitgleich stark zunahmten.

6. Literatur

- Bauer, H-G & Berthold P 1996: Die Brutvögel Mitteleuropas – Bestand und Gefährdung. Aula, Wiesbaden.
- Bauer, H-G & Heine G 1992: Die Entwicklung der Brutvogelbestände am Bodensee: Vergleich halbquantitativer Rasterkartierungen 1980/81 und 1990/91. J. f. Orn. 133: 1-22.
- Bergmann F & Hemprich M 1998/99: Feldsperling. In Heine G, Jacoby H, Leuzinger H & Stark H: Die Vögel des Bodenseegebietes. Orn. Jh. Bad.-Württ. 14/15: 718-720.
- Berndt R & Winkel W 1980: Nimmt auch der Bestand des Feldsperlings (*Passer montanus*) großräumig ab? Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 20: 79-83.
- Blattner M & Speiser CT 1990: Schwankungen und langfristige Trends der Nistkasten-Besetzungsanteile von Singvögeln in der Region Basel und ihre Aussagekraft. Orn. Beob. 87: 223-242.
- Burn AJ 2000: Pesticides and their effects on lowland farmland birds. In: Aebischer NJ, Evans AD, Grice PV & Vickery JA (eds.): Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds: 89-104. Tring, British Ornithologists' Union.
- Donald PF, Green RE & Heath MF 2001: Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. Proc. Royal Soc. Lond. B 268: 25-29.
- Gatter W 1996 a: Interessantes Vorergebnis des neuen Pilotprogramms Nistkastenkontrolle: Mitteilungen der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg 2: 11. Stuttgart.
- Gatter W 1996 b: Ein modernes Nistkasten-Monitoring für die Forstverwaltung Baden-Württemberg. 21 S., unveröff. Msk. Forstdirektion Stuttgart. Stuttgart.
- 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 1985 bis 1993. Allgem. Forst Z. - Der Wald 52: 94-95.
- 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. 30 Jahre Beobachtung des Tagzugs am Randecker Maar. Aula-Verlag, Wiebelsheim. 656 S.
- Gatter W 2004: Deutschlands Wälder und ihre Vogelgesellschaften im Rahmen von Gesellschaftswandel und Umwelteinflüssen. Vogelwelt 125: 147-172.
- Gatter W 2007 (im Druck): Bestandsentwicklung des Gartenrotschwanzes *Phoenicurus phoenicurus* in Wäldern Baden-Württembergs. Orn. Anz. 46.
- Gatter W & Schütt R 1999: Langzeitentwicklung der Höhlenkonkurrenz zwischen Vögeln (*Aves*) und Säugetieren (*Bilche Gliridae*, Mäuse *Muridae*) in den Wäldern Baden-Württembergs. Orn. Anz. 38: 107-130.
- Gatter W & Schütt R 2001: Langzeitpopulationsdynamik beim Siebenschläfer *Myoxus glis* in Baden-Württembergs. Ein Kleinsäuger als Gewinner der heutigen Waldwirtschaft und des gesellschaftlichen Wandels. Jh. Ges. Naturkde. Württemberg 157: 181-210.
- Gibbons DW, Reid JB & Chapman RA 1993: The New Atlas of Breeding Birds in Britain and Ireland: 1988-1991. Poyser, London.
- 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.
- Gregory R, Crick H & Baillie S 1996: Birds of Conservation Concern – the new list of priority species. BTO News 207: 8-9.
- Gregory R, Noble D & Custance J 2004: The state of play of farmland birds: population trends and conservation status of lowland farmland birds in the United Kingdom. Ibis (Suppl. 2) 1-13.
- Grell, MB 1998: Fuglenes Danmark. Gads Forlag & Dansk Orn. Forening.
- Hagemeijer WJM & Blair MJ (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Poyser, London.
- Heine G, Lang G & Siebenrock KH 1994: Die Vogelwelt im württembergischen Allgäu. Orn. Jh. Bad.-Württ. 190: 1-352.
- Heine G, Jacoby H, Leuzinger H. & Stark H 1999: Die Vögel des Bodenseegebiets. Orn. Jh. Bad.-Württ. 14/15: 718-720.
- Hölzinger J 1997: Die Vögel Baden-Württembergs Ulmer, Stuttgart.
- Holloway S 1996: The Historical Atlas of Breeding Birds in Britain and Ireland 1875-1900. T & AD Poyser, Calton.
- Hudde H 1997: Feldsperling in Glutz UN & Bauer KM: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 14.
- Joiris C & Delbelke K 1981: Rückstände chlororganischer Pestizide und PCBs in belgischen Greifvögeln. Ökol. Vogel 3, Sonderheft: 173-180.
- Köcher W & Kopsch H 1983: Die Vogelwelt der Kreise Grimma, Oschatz und Wurzen. Teil V. Sonderheft der Schriftenreihe Aquila.
- Leibak E, Lilleleht V & Vehroman H 1994: Birds of Estonia. Status, Distribution and Numbers. Estonian Academy Publishers. Tallinn.
- Löhr H 1978: Die Tannenmeise *Parus ater*. Die Neue Brehmbücherei 472. A Ziemsen. Wittenberg Lutherstadt.
- Löhr H 1978: Höhlenkonkurrenz und Herbst-Nestbau beim Feldsperling (*Passer montanus*). Vogelwelt 99: 121-131.
- Marchant JH, Hudson R, Carter SP & Whittington P 1990: Population Trends in British breeding Birds. BTO, Tring.
- Mattes H, Eberle C & Schreiber KF 1980: Über den Einfluss von Insektizidspritzungen im Obstbau auf die Vitalität und Reproduktion von Kohlmeisen (*Parus major*). Vogelwelt 101: 81-114, 132-140.
- Moreby SJ & Southway SE 1999: Influence of autumn applied herbicides on summer and autumn food available to birds in winter wheat fields in southern England. Agric. Ecosyst. Environ. 72: 285-297.
- Morris AJ, Bradbury RB & Wilson JD 2002: Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammers *Emberiza citrinella*. BCPC Conf. – Pests Dis: 965-970.
- Newton I 1986: The Sparrowhawk. Poyser, Calton.
- Newton I 2004: The recent declines of farmland bird populations in Britain. An appraisal of causal factors and conservation actions. Ibis 146: 579-600.
- O'Connor R & Shrubbs M 1986: Farming and birds. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Pain DJ & Pienkowski MW 1997: Farming and birds in Europe: The common agricultural policy and its implications for bird conservation. Academic Press, London. 436 S.
- Perrins CM & Geer TA 1980: The effect of Sparrow Hawks on Tit populations. Ardea 68: 133-142.
- Pinowski J, Kavanagh BP & Gorski W (eds.) 1989: Nestling mortality of granivorous birds due to microorganisms and toxic substances. Proc. of Internat. Symposium of the working group of granivorous birds. Slupsk, Poland.
- Potts D 1997: Cereal farming, pesticides and grey partridges in DJ Pain and MW Pienkowski: Farming and Birds in Europe: The common agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation. Academic Press, London.
- Przygodna W 1954: Einige Bemerkungen zur Sperlingsbekämpfung. Orn. Mitt. 6: 145-147.
- Rytkönen S, Kuokkanen P, Hukkanen M & Huhtala K 1998: Prey selection by Sparrowhawks *Accipiter nisus* and characteristics of vulnerable prey. Ornis Fenn. 75: 77-87.
- Schmid H, Luder R, Naef-Daenzer B, Graf R & Zbinden N 1998: Schweizer Brutvogelatlas. Schweizerische Vogelwarte. Sempach.
- Schmidt GAJ 1954: Zur „Sperlings“-Bekämpfung. Orn. Mitt. 6: 147-153.
- Seitz J & Dallmann K 1992: Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flußniederungen. BUND Bremen.
- Steiner G, Schröder B & Schütte F 1990: Der Feldsperling *Passer montanus* L. – ein Opfer landwirtschaftlicher Technologien? Verh. Ges. Ökologie 19/2: 210-215.
- Steffens R, Saemann D & Grössler K 1998: Die Vogelwelt Sachsens. Fischer, Jena.
- Steiniger F 1951: Erste Eindrücke von der Sperlingsbekämpfung mit Strychningetreide. Orn. Mitt. 3: 103-108.
- Summers-Smith JD 1988: The Sparrows. T & AD Poyser, Calton.
- Svensson S, Svensson M & Tjernberg M 1999: Svensk fågelatlas. Vår Fågelvärld Suppl. 31.
- Tinbergen L 1946: Sperver als Roofvijand van Zangvogels. Ardea 34: 1-123.

- Thomson D, Green L, Gregory RE, Baillie RD & Baillie SR 1998: The widespread declines of songbirds in rural Britain do not correlate with the spread of their avian predators. Proc. Roy. Soc. London B 265: 2057-2062.
- Uttendörfer O 1952: Neue Ergebnisse über die Ernährung der Greifvögel und Eulen. Ulmer, Ludwigsburg.
- Wesołowski T 1991: Bedeutung des Bruterfolgs für die Abnahme des Feldsperlings *Passer montanus* in der Schweiz. Orn. Beob. 88: 253-263.
- Winkel W 1994: Zur langfristigen Bestandsentwicklung des Feldsperlings (*Passer montanus*) im Braunschweiger Raum. Vogelwarte 37: 307-309.
- Zang H 1993: Verschwinden einer Feldsperling *Passer montanus*-Population am nördlichen Harzrand. Vogelwelt 114: 147-156.
- Zollinger R & Müskens G 1994: Population dynamics and lifetime reproductive success in Sparrowhawks *Accipiter nisus* in a Dutch-German study area. In Meyburg BU & Chandler RD (eds): Raptor conservation today. World Working Group on Birds of Prey and Owls & Pica Press. S. 77-85.