

Bestandsveränderungen bei mitteleuropäischen Vögeln

Franz Bairlein

in Zusammenarbeit mit dem Dachverband Deutscher Avifaunisten

Zusammenfassung

Die Bestandsentwicklungen mitteleuropäischer Vogelarten über die letzten Jahrzehnte sind dichotom. Einige Arten haben zugenommen, vor allem solche, bei denen spezifische Schutzmaßnahmen greifen, wie Weißstorch, Kranich oder Seeadler, aber auch z.B. die Mönchsgrasmücke. Viele andere dagegen, insbesondere Arten der Agrarlandschaft, wie Kiebitz, Feldlerche oder Star, und viele in tropische Winterquartiere ziehende Arten, wie Kuckuck, Gartenrotschwanz oder die Turteltaube, haben teilweise dramatisch abgenommen.

In den meisten Fällen kennen wir die Ursachen dafür nur vage oder nicht. Sie sind zugleich vielfältig und komplex, insbesondere bei wandernden Arten, deren Bestandsentwicklungen von Faktoren – z.B. ökologischer oder klimatischer Art, aber auch menschliche Nachstellung – im Brutgebiet, entlang der Zugwege und im Winterquartier bestimmt sind. Ursachenanalysen müssen diese Faktoren in ihrer ganzen Vielfalt aufgreifen und entschlüsseln; einfache »intuitive« Assoziationen mit mehr oder weniger plausiblen »Erklärungen« reichen i. d. R. nicht aus. Nur wenn wir die Bestandsveränderungen, Ab- wie Zunahmen, einzelner Arten kausal verstehen, können wir nachhaltig wirksame Strategien und Instrumente für ihren Schutz entwickeln. Der wirksamste Weg dazu ist die vergleichende Analyse, z.B. von im Brutgebiet ökologisch ähnlichen, aber im Zugverhalten verschiedenen Arten oder von regional unterschiedlichen Bestandsentwicklungen innerhalb einer Art. So nimmt der Star in Süddeutschland zu, wogegen er in Norddeutschland stark abnimmt. Die Ursachen dafür sind derzeit unbekannt.

Summary

Changes in populations of middle European birds

Bird populations in Central Europe over the last decades have developed dichotomously. Some, such as the white stork, common crane, white-tailed eagle, and the Eurasian blackcap, for which conservation programs have been successful, are increasing. The populations of many other species, especially those of agricultural landscapes, such as the peewit, Eurasian skylark and common starling, however, have decreased. This is also the case for species migrating to tropical wintering grounds, like the cuckoo and the redstart.

In most of these cases, we know little or nothing about the underlying causes, which especially for migrating species are manifold and complex. These species are affected by conditions in the breeding area, along their migrating routes, and in their wintering area, including ecological and climatic factors as well as human predation. Causal analyses are necessary to detect and document the full range of these factors; "intuitive" associations or explanations are mostly inadequate. Only if we understand changes in populations (decreases as well as increases) causally, will we be able to develop sustainable conservation strategies and instruments. The best approach are comparative analyses, for example, using species that are ecologically similar but differ in their migration patterns, or that show regionally different population trends. The common starling, for example, has increasing population densities in the south of Germany, but decreasing ones in the north. Reasons for this are currently unknown.

✉ Prof. Dr. Franz Bairlein, Institut für Vogelforschung, Vogelwarte Helgoland, An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven; franz.bairlein@ifv-vogelwarte.de

Einführung

Zu keiner anderen Organismengruppe gibt es so langfristige und regelmäßige Bestandsangaben wie für Vögel. Bei manchen Arten, z.B. dem Weißstorch (*Ciconia ciconia*), reichen nahezu jährliche Zählungen 100 Jahre zurück (Tantzen 1929, Schüz 1936, Bairlein & Henneberg 2002). 1950 begannen alljährlichen Erfassungen der brütenden Seevögel in der Zentralstelle für den Seevogelschutz beim Institut für Vogelforschung »Vogelwarte Helgoland« in Wilhelmshaven (Goethe 1961). Andere Brutvögel wurden flächendeckend in der ehemaligen DDR bereits seit 1956, in den westdeutschen Bundesländern dagegen erst 1977, nach Gründung des Dachverbands Deutscher Avifaunisten (DDA) im Jahr 1970, systematisch erfasst. Dabei lag der Schwerpunkt zunächst auf den seltenen Brutvogelarten (Boschert 2003), erst 1989 wurde das Erfassungsprogramm auch auf häufige Brutvogelarten ausgedehnt (Flade & Schwarz 2003). Heute haben wir in Deutschland unter dem Dach des DDA mehrere »Monitoringvorhaben« flächendeckend etabliert (www.dda-web.de), insbesondere dank der zahlreichen ehrenamtlichen Beobachterinnen und Beobachter. Für die Brutvögel besonders zu nennen sind das »Monitoring häufiger Brutvögel«, die »Erfassung mittelhäufiger Arten« und das »Monitoring seltener Brutvögel«. Ersteres erfasst auf repräsentativen Probeflächen mittels standardisierter Methoden alljährlich Arten wie Kohlmeise, Amsel oder Elster. Es ist eingebunden in ein vom European Birds Census Council (EBCC) betreutes europaweites Netzwerk, das die nationalen Erfassungen zusammenfasst und europaweite Indikatoren der Bestandssituation häufiger Brutvogelarten erstellt (www.ebcc.info). Hinzu kommen noch das 1988 vom Institut für Zoologie der Universität Halle zunächst auf dem Gebiet der ehemaligen DDR auf den Weg gebrachte »Monitoring Greifvögel und Eulen Europas« (Stubbe 1987), das 1990 deutschland- und europaweit ausgedehnt wurde (Mammen & Stubbe 2003) und das Brutbestandsmonitoring für Vögel der Küsten (Hälterlein et al. 2003). Diese lange Tradition in der systematischen Erfassung von Vogelbeständen erlaubt heute eine Analyse der Bestandsveränderungen, wie sie über einen so langen Zeitraum und große Gebiete umfassend für keine andere Tiergruppe vorliegen.

Brutvogelbestände in Deutschland: eine Bilanz

Eine Bilanz der Bestandsveränderungen deutscher Brutvogelarten zwischen 1985 und 2009 legten kürzlich Wahl et al. (2015) vor (Abb. 1). Danach zeigen mehr Arten der Singvögel ($n = 107$ Arten) Bestandsrückgänge als der Nicht-Singvögel ($n = 135$); bei den Singvögeln hat sich der Anteil der Arten mit Bestandsrückgängen in den letzten 12 Jahren auf nahezu 50 % erhöht. Nach ökologischen Gruppen zusammengefasst sind insbesondere die Arten rückläufig, die sich von Kleininsekten und Spinnen ernähren (etwa 50 %, $n = 94$), Arten des Offenlands (etwa 50 %, $n = 22$) und der Siedlungen (nahezu 60 %, $n = 17$) sowie die Zugvogelarten. Von letzteren ($n = 126$) sind in den letzten Jahren 45 % zurückgegangen.

Der stärkere Rückgang der Zugvogelarten, insbesondere derer, die in Afrika südlich der Sahara überwintern, zeigt sich auch in einer europaweiten zusammenfassenden Analyse der Bestandsveränderungen von 145 Brutvogelarten zwischen 1980 und 2009 (Vickery et al. 2014). Während die Bestandsentwicklung aller Standvögel und Zugvogelarten, die innerhalb Europas überwintern, zusammen ($n = 90$) über den gesamten Zeitraum mit etwa 7 % eine recht geringfügige Abnahme zeigt, haben die 55 Arten von Trans-Saharaziehern über diesen Zeitraum um 23 % abgenommen (Abb. 2). Bei manchen dieser Arten, wie dem Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*) oder der Turteltaube (*Streptopelia turtur*) beträgt der Rückgang von 1980 bis 2014 in Europa 69 % bzw. 79 % (EBCC 2017).

Diese Unterschiede in den mittleren Bestandsveränderungen von Trans-Saharaziehern und Standvögeln bzw. solchen, die nur innerhalb Europas ziehen, zeigen sich auch im direkten Vergleich taxonomisch nah verwandter und zugleich ökologisch sehr ähnlicher Arten. Gartengrasmücken überwintern südlich der Sahara in Westafrika, Mönchsgrasmücken dagegen in Süd- und Westeuropa. Während die Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*) in den vergangenen 25 Jahren einen deutlichen Bestandszuwachs in Deutschland ausweist, nahmen die Brutbestände der teilweise mit ihr im selben Lebensraum vorkommenden und sich ähnlich ernährenden Gartengrasmücke (*S. borin*) deutlich ab (Abb. 3). Ähnliches zeigt sich bei Zilpzalp und Fitis. Während der ebenfalls in Westafrika überwinternde

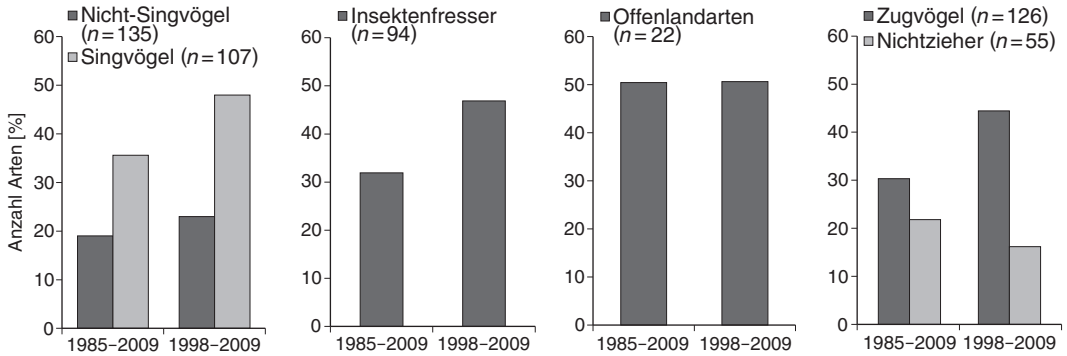


Abb. 1. Anteil von Arten mit negativer Bestandsentwicklung über 25 (1985–2009) bzw. 12 (1998–2009) Jahre für ausgewählte »ökologische« Gruppen. – Daten aus Wahl et al. (2015).

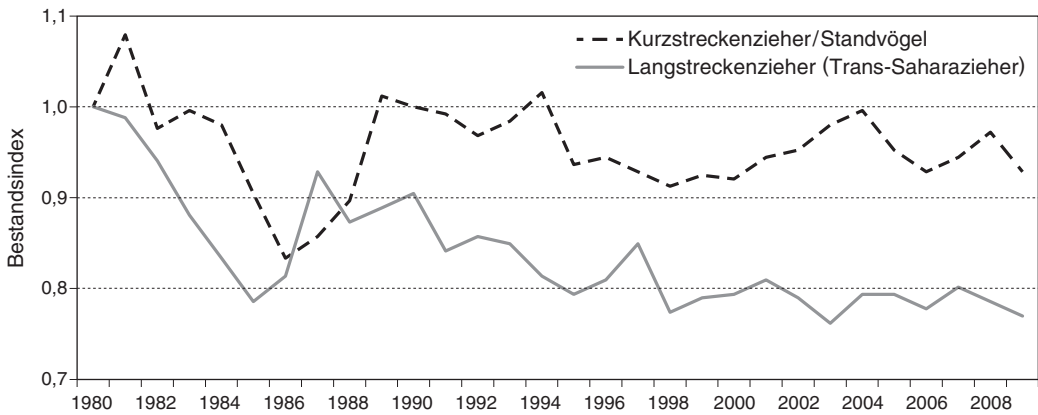


Abb. 2. Bestandsentwicklung (Indexwerte, 1980 = 1,0) von Vögeln Europas nach ihrem Zugverhalten, 1980–2009. – Vickery et al. (2014).

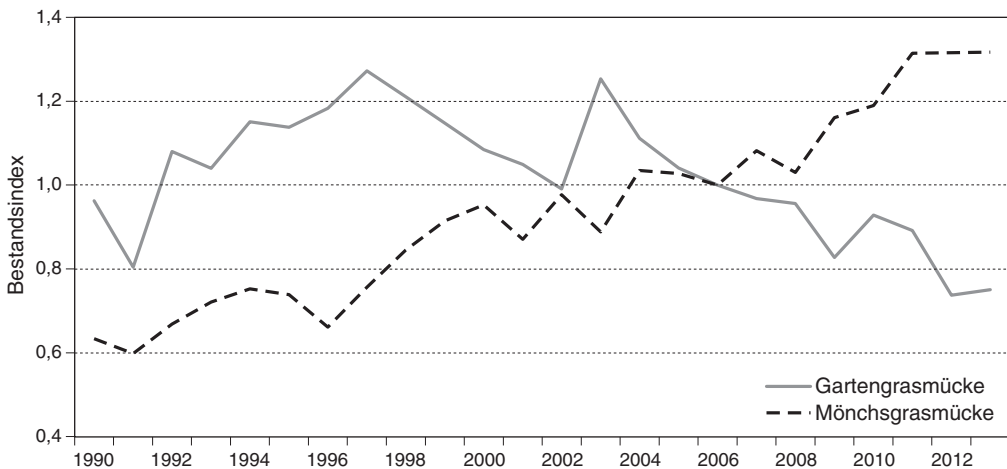


Abb. 3. Bestandsentwicklung (Indexwerte, 2006 = 1,0) von Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*) und Gartengrasmücke (*Sylvia borin*) in Deutschland, 1990–2013. – DDA, unveröffentlicht.

Tab. 1. Gefährdungsgrad der Brutvogelarten Deutschlands nach der »Roten Liste«. – Daten aus Grüneberg et al. (2015).

Kategorie	Anzahl der Arten	123 (50 %) aller aktuellen Arten	136 (52 %) aller Arten
0 (ausgestorben)	13		
1 (vom Aussterben bedroht)	29		
2 (stark gefährdet)	19		
3 (gefährdet)	27		
R (natürliche Seltenheit, oft geografische Restriktion)	30		
V (Vorwarnliste)	18		
* (ungefährdet)	125		
Summe	261		

Fitis (*Phylloscopus trochilus*) starke Bestandseinbußen zeigt, nimmt der Brutbestand des Zilpzalps (*P. collybita*) zu (DDA; Grüneberg et al. 2015). Solche Unterschiede in Bestandsentwicklungen von Trans-Saharaziehern lassen sich nur durch Faktoren außerhalb der Brutgebiete erklären (Bairlein 2016). Sie aufzuklären, ist eine der dringlichen Forschungsaufgaben.

Der schlechte Erhaltungszustand der Brutvögel Deutschland spiegelt sich auch in der »Roten Liste der Brutvögel Deutschlands« wider, die all die Arten aufführt, die in ihren Beständen sogar schon gefährdet sind (Grüneberg et al. 2015). In der aktuellen »Roten Liste« ist der Bestand der Hälfte der heutigen Brutvogelarten in irgendeiner Weise gefährdet (Tab. 1). Nach Lebensräumen gruppiert, müssen von den 20 Offenlandarten fast 90 % in der »Roten Liste« geführt werden. Arten dieser Gruppe sind besonders gefährdet. Auch unter den Alpenvögeln ist der Anteil in der »Roten Liste« mit nahezu 80 % sehr hoch, doch ist hier anzumerken, dass es dort viele Arten gibt, die bei uns selten sind, nur an bestimmten Standorten vorkommen und daher besonders gefährdet sind. Vergleichsweise gering ist der Anteil von »Rote Liste«-Arten bei Siedlungsvögeln und Vögeln der Wälder, doch auch von ihnen stehen 30–40 % auf der »Roten Liste« (Grüneberg et al. 2015).

45 Jahre »Rote Liste der Brutvögel Deutschlands« – eine Bilanz

Die erste »Rote Liste Brutvögel« erschien 1971 für das Gebiet der ehemaligen Bundesrepublik Deutschland (DS/IRV 1971). Seit der Wiedervereinigung sind fünf gesamtdeutsche Fassungen erschienen (DDA & DS/IRV 1991, Witt et al. 1996, Bauer et al. 2002, Südbeck et al. 2007, Grüneberg et al. 2015). Auch wenn sich die Methodik der Zuweisung einer Art zur »Roten Liste« über die Jahre verändert hat, sei ein summarischer Vergleich erlaubt. In der jüngsten Fassung (Grüneberg et al. 2015) sind 53 % der heimischen Brutvogelarten gelistet; 1971 (DS/IRV 1971) waren es 49 %. Über 45 Jahre hat sich die Situation der Brutvögel Deutschlands summarisch betrachtet also nicht verbessert. Hat hier der Vogelschutz versagt? Die Antwort ist nicht eindeutig:

Nein, weil es tatsächlich enorme Erfolge von Artenhilfsprogrammen für ehemals seltene und vom Aussterben bedrohte Vogelarten gibt. Seeadler, Kranich, Weißstorch, Steinkauz, um nur einige Beispiele zu nennen, sind wesentlich häufiger geworden. So ist z. B. der Bestand an Seeadlern (*Haliaeetus albicilla*) in Schleswig-Holstein von 3–4 Revierpaaren 1985, die massiv vor Eiterräubern bewacht werden mussten, auf etwa 90 Paare 2015 gestiegen (Projektgruppe Seeadlerschutz 2017). Auch der Brutbestand des Weißstorks (*Ciconia ciconia*) in Bayern hat aufgrund eines Artenhilfsprogramms – möglicherweise aber auch durch ganz andere Faktoren, die wir gerne übersehen, z. B. die Zunahme von offenen Müllkippen in Spanien – zugenommen, von etwa 60–70 Horstpaaren Ende der 1980er Jahre auf erstmals über 400 Paare 2016 (LBV 2017).

Ja, weil wir es bisher nicht geschafft haben, die Lebensbedingungen für Vogelarten der »Normallandschaft« zu bewahren, sodass viele dieser Arten heute in der »Roten Liste« geführt werden müssen. Dabei sind die grundsätzlichen Kategorien von Gefährdungsursachen seit langem identifiziert (Bauer & Thielcke 1982), aber bis heute nahezu unverändert prominent (Dröschmeister et al. 2016): Land-, Wasser- und Forstwirtschaft sowie Outdoor-Aktivitäten, um nur die wichtigsten zu nennen (s. auch Grüneberg et al. 2015, Wahl et al. 2015).

Betrachtet man diese »Entwicklungen« – unveränderte »Rote Listen«, unveränderte Gefährdungsklassen –, stellt sich die Frage, ob dies einfach so hinzunehmen ist, weil sich im Grunde doch nichts verändern lässt, oder was wir (noch) nicht richtig machen, um Bestandsrückgänge nachhaltig aufzuhalten.

Vom Monitoring zur Kausalanalyse

Monitoring ist in aller Munde und unverzichtbar. Gerade Ornithologen betreiben in großem Stil Monitoring und investieren dafür viel: Unermüdlich registrieren wir Daten über nahezu alle Vogelarten, die es bei uns gibt, und sind inzwischen in der Lage, neben kurzzeitigen auch Langzeitveränderungen darzustellen. Sie aufzuzeigen, ist die unverzichtbare Grundlage für Kausalanalysen, Monitoring selbst ist aber niemals gleichzusetzen mit kausalem Verstehen. In der Zusammenschau mit mutmaßlichen Einflussfaktoren lassen sich statistische Zusammenhänge aufzeigen, diese müssen aber nicht zwingend kausal sein. Woran es meiner Ansicht nach (nicht nur) bei uns ganz besonders mangelt, sind fundierte Kausalanalysen. Wenn wir nicht die wirklichen Ursachen für Bestandsrückgänge herausfinden, werden wir auch nicht nachhaltig schützen können (s. auch Cernansky 2017).

Auf dem Weg zu solchen Kausalanalysen sehe ich vier Aspekte. Zunächst gilt es, Korrelationen zwischen Bestandszahlen und möglichen Faktoren herzustellen. Darunter können Scheinkorrelationen sein und selbstverständlich ist eine Korrelation keine kausale Begründung, aber sie kann Hinweise geben, die dann genauer untersucht werden müssen. Weiter brauchen wir vergleichende Studien. Erinnern wir uns an das Beispiel mit der Mönchsgasmücke und der Gartengasmücke (vgl. Abb. 3), die im Brutgebiet ökologisch sehr ähnlich sind, sich aber in ihrem Zugverhalten unterscheiden. Vielleicht ist es gerade dieses, was bewirkt, dass die eine Art zu- und die andere Art abnimmt? Wir sollten solche Befunde im Sinne eines »natürlichen Experiments« aufgreifen. Wir brauchen deshalb mehr populationsbiologisch orientierte und vergleichende Ansätze. Ergänzend zu der reinen Beschreibung über ein Monitoring brauchen wir ein »demografisches Monitoring«, sei es als Populationsstudie einer einzelnen Art (z.B. Bairlein 1978, Bairlein & Zink 1979) oder als »Inte-

griertes Monitoring« (Meister et al. 2016). Damit würden wir endlich nicht nur den Niedergang dokumentieren, sondern näher an die Ursachen kommen, aus denen dann konkrete Maßnahmen zur Verbesserung der Bestandssituation abgeleitet werden können. Schließlich sollten wir den Mut haben, »Experimente« durchzuführen bzw. solche wahrzunehmen, die in der Natur bereits existieren, um durch Vergleiche entsprechende Schlüsselfaktoren abzuleiten.

Ein Fallbeispiel: Feldlerchen und Sommergetreide

Die Feldlerche (*Alda arvensis*) nimmt in Deutschland massiv ab (Sudfeldt et al. 2008, 2013) und sie steht inzwischen als gefährdete Art auf der »Roten Liste« (Grüneberg et al. 2015). Als Ursachen hierfür werden der Verlust von Brutplätzen durch die Intensivierung der Landwirtschaft und schlechter Bruterfolg infolge erhöhter Prädation gesehen. Abhilfe sollen »Feldlerchenfenster« (Cimioti et al. 2011) schaffen: Durch Aussetzen der Drillmaschine werden »Löcher« in möglichst großen Ackerschlägen in einer Dichte von zwei Feldlerchenfenstern pro Hektar angelegt (Abb. 4). Diese Fenster sind ein attraktiver Platz für Feldlerchen, die in einem dichten Getreideschlag sonst im Frühjahr keine Chance hätten, einen Nistplatz zu finden. Auf Flächen mit solchen Feldlerchenfenstern ist die Siedlungsdichte von Feldlerchen auch tatsächlich höher (Schmidt et al. 2015). Es bleibt aber die Frage, ob die Feldlerchen in solchen Flächen auch brüten und, wenn ja, ob sie darin erfolgreich brüten. Solche Feldlerchenfenster werden oftmals durch Herbizide freigehalten (Schmidt et al. 2015) und auf solchen blanken Flächen kann der Bruterfolg sehr gering sein (Eraud & Boutin 2002). Zugleich können solche Fenster attraktiv für Lufträuber sein (Schmidt et al. 2015). Vielleicht sind die Flächen sogar sog. demografische oder ökologische Sackgassen, die zwar im Frühjahr Vögel zur Brut anziehen, aber keine erfolgreiche Fortpflanzung zulassen. Es bleibt zu beobachten, ob nicht durch solche (auch politisch) relativ einfach umsetzbaren Maßnahmen möglicherweise den Feldlerchenbeständen langfristig sogar geschadet wird. Zudem ist der Nutzen dieser Feldlerchenfenster für andere Feldvogelarten eher gering (Schmidt et al. 2015).



Abb. 4. »Feldlerchenfenster« auf einer Ackerfläche in England. – Foto: RSPB.

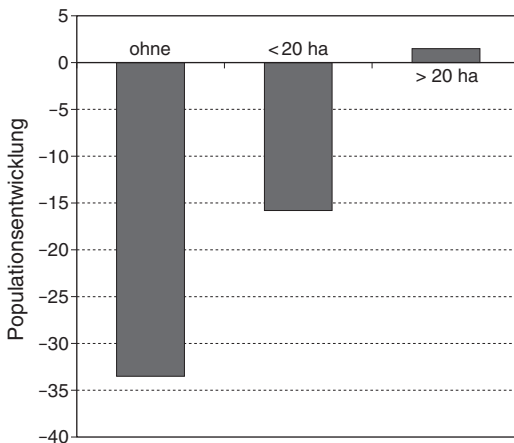


Abb. 5. Bestandsentwicklung (Änderung in %) von Feldlerchen (*Alauda arvensis*) in Regionen in Großbritannien mit unterschiedlichen Flächen an Sommergetreide. – Daten aus Wilson et al. (2009).

Eine Alternative zur den sehr artifiziiellen Feldlerchenfenstern erschließt sich aus Studien zur Bestandssituation der Feldlerche und ihrer Ursachen in Großbritannien (Donald & Morris 2005). Ausgangspunkt war der Befund, dass auf Flächen mit sehr viel Sommergetreide die Bestände an Feldlerchen zunehmen (Donald & Vickery 2000). Dies zeigt sich auch beim Vergleich von Feldlerchen-Bestandsentwicklungen in Regionen mit unterschiedlichen Anteilen an Sommergetreideflächen: Wo es kaum Sommergetreide gab, nahm der Bestand an Feldlerchen stark ab. In Gegenden mit viel Sommergetreide dagegen blieb er konstant oder nahm sogar zu (Wilson et al. 2009; Abb. 5). Bereits daraus lässt sich ableiten, dass der Anbau von Sommer- statt Wintergetreide ein wichtiger Faktor für den Feldlerchenbestand ist. Auch in den Niederlanden zeigt sich eine Präferenz der Feldlerche für Sommergetreide (Kragten et al. 2008). Mögli-

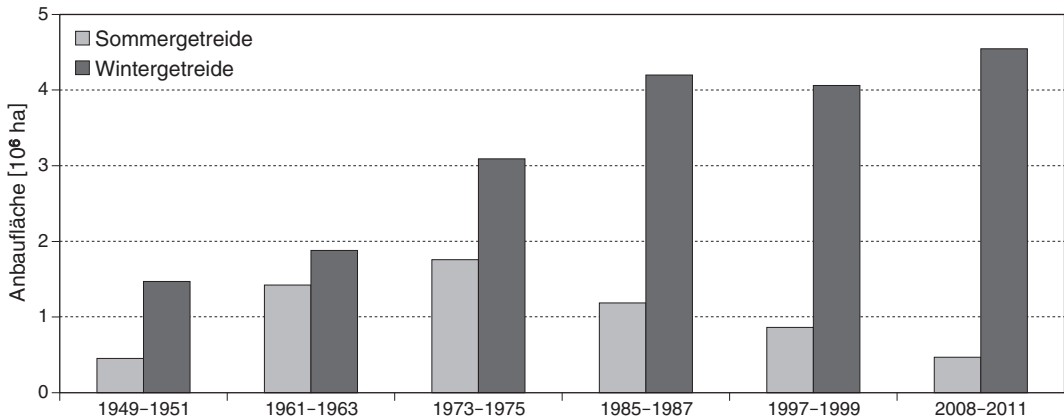


Abb. 6. Anbauflächen (in Mio. ha) von Sommer- und Wintergetreide (Weizen und Gerste) in Deutschland von 1949–1951 bis 2008–2011. – Daten aus Hötter & Leuschner (2014).

cherweise steht der Rückgang der Feldlerche auch bei uns in Zusammenhang mit der starken Zunahme der Anbaufläche von Wintergetreide bei abnehmender Sommergetreidefläche (Hötter & Leuschner 2014; Abb. 6). Im Gegensatz zu dem im Vorjahr ausgesäten Wintergetreide steht das im Frühjahr ausgesäte Sommergetreide zur Brutzeit der Feldlerche wesentlich weniger hoch und weniger dicht und ermöglicht so Nestbau und erfolgreiche Brut (Eraud & Boutin 2002, Wiersma et al. 2014). Nachhaltige Maßnahmen für die Feldlerche müssen diese Zusammenhänge aufgreifen. Warum wagen wir nicht große Maßnahmen? Mit einem entsprechenden finanziellen Ausgleich könnten Landwirte überzeugt werden, wieder mehr Sommergetreide anzubauen. Der Minderertrag je Hektar Anbaufläche bei Sommergetreide gegenüber Wintergetreide könnte durch Mittel aus den Agrarumweltmaßnahmen und/oder anderen Umweltmaßnahmen kompensiert werden. Solche großflächigen Maßnahmen wären nicht nur kurzfristig geeignet, um belastbar zu prüfen, ob sie die Bestandssituation unserer Feldvögel verbessern, sie wären auch wesentlich nachhaltiger als Feldlerchenfenster allein, weil sie nicht nur die Feldlerche, sondern auch viele andere Tier- und Pflanzenarten fördern würden. Angesichts des massiven Struktur- und Biodiversitätsverlustes in der Agrarlandschaft (z.B. Wenzel et al. 2006, Schuch et al. 2012, Wesche et al. 2012, Krause et al. 2014, Leuschner et al. 2014, Meyer et al. 2014) hätten solche Maßnahmen eine weit über die Vogelwelt hinausgehende Bedeutung. Dass sie bei ausreichender Größe

eine realistische und wirkungsvolle Möglichkeit zum Schutz von Brutvogelarten sind, zeigt besonders das »Agrarvogelprojekt« in der Provinz Groningen, Niederlande (Wiersma et al. 2014).

Situation der Zugvögel

Kommen wir zurück auf den eingangs vorgestellten Befund, dass die Bestände der Langstreckenzieher (Trans-Saharazieher) stärker abnehmen als die der Standvögel oder Kurzstreckenzieher (Bairlein 2016, vgl. Abb. 2).

Als eine der maßgeblichen Ursachen für diese starke Abnahme wird derzeit die Verfolgung von Zugvögeln speziell im östlichen Mittelmeerraum diskutiert. Nach jüngsten Erhebungen werden allein dort jährlich mehr als 25 Mio. Vögel getötet (Brochet et al. 2016). Das ist nicht hinnehmbar und muss unterbunden werden. Die Frage ist aber, ob dieses den Rückgang gerade der Trans-Saharazieher wirklich erklärt. Für die Mehrzahl der bei uns in Mittel- und Westeuropa zurückgehenden Zugvogelarten sicherlich nicht, denn etwa drei Viertel unserer Arten, und damit auch die Mehrzahl der Arten, die bei uns so stark gefährdet sind, ziehen gar nicht über die östliche Mittelmeerregion in afrikanische Winterquartiere, sondern über das westliche Mittelmeer in Winterquartiere in Westafrika (Bairlein 1985, Bairlein et al. 2014). Hinzu kommt, dass von drei Hauptarten, die am östlichen Mittelmeer in Massen getötet werden – Buchfink (*Fringilla coelebs*), Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*) und Singdrossel (*Turdus philomelos*) (Brochet

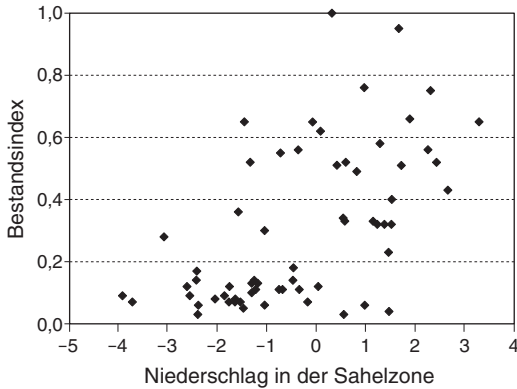


Abb. 7. Bestandsentwicklung (Indexwerte, 1940 = 1,0) des Gartenrotschwanzes (*Phoenicurus phoenicurus*) in Mitteleuropa (Schweiz, Deutschland, Niederlande) in Beziehung zu den Niederschlagsverhältnissen (Abweichung vom langjährigen Mittel) in der Sahelzone. – Nach Daten von Zwarts et al. (2009).

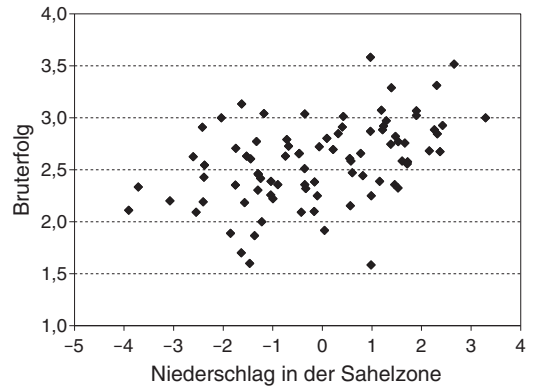


Abb. 8. Bruterfolg (Anzahl der Jungstörche) des Weißstorks (*Ciconia ciconia*) im Oldenburger Land, Norddeutschland, in Beziehung zu den Niederschlagsverhältnissen (Abweichung vom langjährigen Mittel) im der Brutsaison vorangegangenen Winter in der Sahelzone. – Nach Bairlein & Henneberg (2000), aktualisiert.

et al. 2016) – die Bestände in Deutschland eher zu- als abnehmen (Sudfeldt et al. 2013). Der tragische massenhafte Vogelmord im östlichen Mittelmeerraum kann also zumindest für die bei uns brütenden Arten nicht die wesentliche Ursache ihrer Bestandsabnahmen sein.

Bedeutsam ist vielmehr, dass insbesondere die westliche Mittelmeerregion Rastgebiet für zahlreiche dieser Arten ist, wo sie sich beim Herbstzug gen Süden auf die Überquerung der Wüste vorbereiten, bzw. wo sie im Frühjahr rasten, um hier nach der Überquerung der Wüste wieder Energie »aufzutanken« für den Weiterflug in ihre Brutgebiete in Mitteleuropa (Bairlein 1991, Maggini & Bairlein 2011, Bairlein 2016). Doch die dafür erforderlichen Lebensräume werden durch massiv zunehmende Landnutzung weniger und sind zunehmend gefährdet (z. B. Plieninger 2006, Cuttelod et al. 2008, Mostefai & Robert 2010, Mendoza-Fernandez et al. 2015). Hinzu kommen klimatische Effekte, wie nachlassende Niederschläge (Fink et al. 2008), die zusätzlich die Lebensräume und die Verfügbarkeit von Nahrung für die rastenden Zugvögel beeinträchtigen (Bairlein & Hüppop 2004). Vorläufige Studien zur Beziehung zwischen Bestandsentwicklungen von Zugvogelarten in Deutschland und ökologischen und klimatischen Faktoren in Nordwestafrika deuten auf einen engen Zusammenhang hin (Bairlein & DDA, in Vorb.).

Deutlicher und schon seit längerem sichtbar sind die Zusammenhänge zwischen den ökologischen Faktoren im westafrikanischen Überwinterungsgebiet und den Bestandsveränderungen von mitteleuropäischen Zugvogelarten. Erstmals für britische Dorngrasmücken (*Sylvia communis*; Winstanley et al. 1974), später für weitere Arten gezeigt (Bairlein & Henneberg 2000, Zwarts et al. 2009), besteht bei vielen Arten eine enge Assoziation zwischen den Bestandsentwicklungen in Europa und den Niederschlagsverhältnissen in der Sahelzone Westafrikas (Abb. 7). Bei Schilfrohrsängern (*Acrocephalus schoenobaenus*; Peach et al. 1991) und Weißstörchen (*Ciconia ciconia*; Kanyamibwa et al. 1993, Bairlein 1992) ist die jährliche Überlebensrate von den Niederschlagsverhältnissen im Vorwinter in Westafrika abhängig; beim Weißstorch sogar der Bruterfolg der nachfolgenden Brutsaison (Abb. 8; Bairlein & Henneberg 2000). Dies zeigt die engen Beziehungen zwischen den ökologischen Bedingungen im Winterquartier und der Demografie heimischer Zugvogelarten und verdeutlicht, dass Bestandsveränderungen heimischer Zugvogelarten nur zu verstehen sind, wenn auch Ursachen außerhalb der Brutgebiete berücksichtigt werden, und dass effektiver Schutz von wandernden Arten auch außerhalb der Brutgebiete stattfinden muss (Bairlein 2016). Dazu ist die Analyse möglicher kausaler Zusammenhänge unabdingbar. Doch

schon jetzt zeigt sich, dass der ausgeprägte Landschaftswandel durch Landnutzung in Westafrika der wohl wichtigste Ursachenkomplex ist. Massive Zunahmen der landwirtschaftlichen Anbaufläche, Intensivierung der Landwirtschaft, Trockenlegung von Feuchtgebieten und enorme Zunahmen an Weidetieren zerstören und beeinträchtigen die Lebensräume (Zwarts et al. 2009, Brink & Eva 2009, Brandt et al. 2014, CILSS 2016, Walther 2016).

Ein praktisches Beispiel – der Anabaum

Auch wenn im Einzelnen die kausalen Zusammenhänge noch vage sind und dringend genauerer Analyse bedürfen, zeigen bereits erste Untersuchungen, wie mit praktischen Maßnahmen zum Schutz von ziehenden Landvögeln in ihren westafrikanischen Überwinterungsgebieten angesetzt werden kann. Aus der Vielzahl von Gehölzarten in der Sahelzone Westafrikas werden nur etwa 35 % intensiv von Zugvögeln genutzt (Zwarts et al. 2015). Dabei beherbergen die von den Vögeln genutzten Gehölze umso mehr Zugvögel, je ausgeprägter die Baumkronen sind (Abb. 9; Zwarts & Bijlsma 2015). Folglich muss es Ziel sein, den Verlust dieser Gehölze und ihren Verbiß durch Weidetiere zu reduzieren. Wo immer möglich, sollten auch Neupflanzungen der entsprechenden Gehölze vorgesehen werden. Dies kann nur in enger Zusammenarbeit mit der lokalen Bevölkerung und unter Berücksichtigung sozio-ökonomischer Belange und als ganzheitlich vermittelter Ansatz erfolgreich sein. Ein Beispiel: *Faidherbia albida*, der Anabaum, ist eine in den Trockengebieten Afrikas weit verbreitete Baumart mit ausladender Krone und sehr bedeutend für Vögel. Er hat aber darüber hinaus vielfache Vorteile für die lokale Bevölkerung: Er trägt seine Blätter zur Trockenzeit, fixiert und reichert als Schmetterlingsblütler Stickstoff an, die in der Regenzeit abfallenden Blätter sind Dünger für die dann wachsenden Nutzpflanzen, deren Ernteerträge unter der Krone bis dreifach höher sind gegenüber kronenfreien Anbaus, und seine Blätter und Hülsenfrüchte dienen als eiweißreiches Viehfutter und Nahrungsmittel für die Bevölkerung in Notzeiten (EOL 2017). Der Erhalt bzw. die Wiederherstellung von *Faidherbia*-geprägten Landschaften ist also nicht nur der Biodiversität

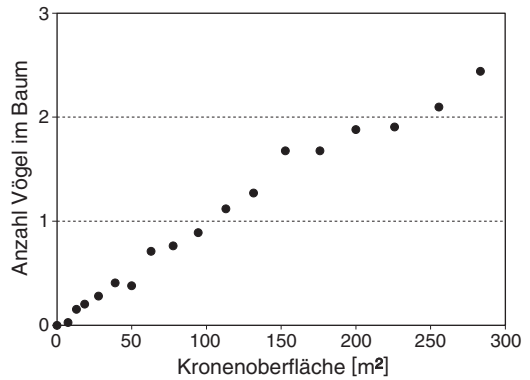


Abb. 9. Häufigkeit von Zugvögeln in Anabäumen (*Faidherbia albida*) der Sahelzone in Abhängigkeit zu deren Kronengröße. – Nach Daten aus Zwarts & Bijlsma (2015).

und den Zugvögeln förderlich, sondern dient gerade auch dem Wohlbefinden der lokalen Bevölkerung. Nur wenn es gelingt, weitere solche Synergien aufzuzeigen und zu vermitteln, werden wir dem massiven Lebensraumverlust in den afrikanischen Winterquartieren unserer Zugvögel entgegenwirken können. Dazu benötigt es Aufklärung, Ausbildung und Training der lokalen Bevölkerung.

Massenverluste von Staren, Haussperlingen und Co.

Galt unser Augenmerk im Artenschutz lange Zeit vorwiegend seltenen und/oder charismatischen »Flaggschiff«-Arten, müssen wir heute wahrnehmen, dass auch ehemals sehr häufige Brutvogelarten massiv abnehmen. Beispiele sind Feldlerche (*Alauda arvensis*), Haussperling (*Passer domesticus*) und Star (*Sturnus vulgaris*). Deutschlandweit nimmt der Haussperling seit den 1980er Jahren ab, gebietsweise bis zu 50 % (Gedeon et al. 2014). Ein anderes Beispiel für Massenverluste ist der Star. Mit 2,95 bis 4,05 Mio. Revieren ist der Star nach wie vor einer der häufigsten Brutvögel Deutschlands (Gedeon et al. 2014), doch sind seine Bestände seit Jahren rückläufig. Insbesondere in Nord-/Nordwestdeutschland beobachten wir einen anhaltenden und massiven Rückgang, während sich seine Bestände in Ost- und Süd-/Südwest-Deutschland nach Schwankungen und Rückgängen anfangs der 2000er Jahre in jüngerer Zeit sogar leicht

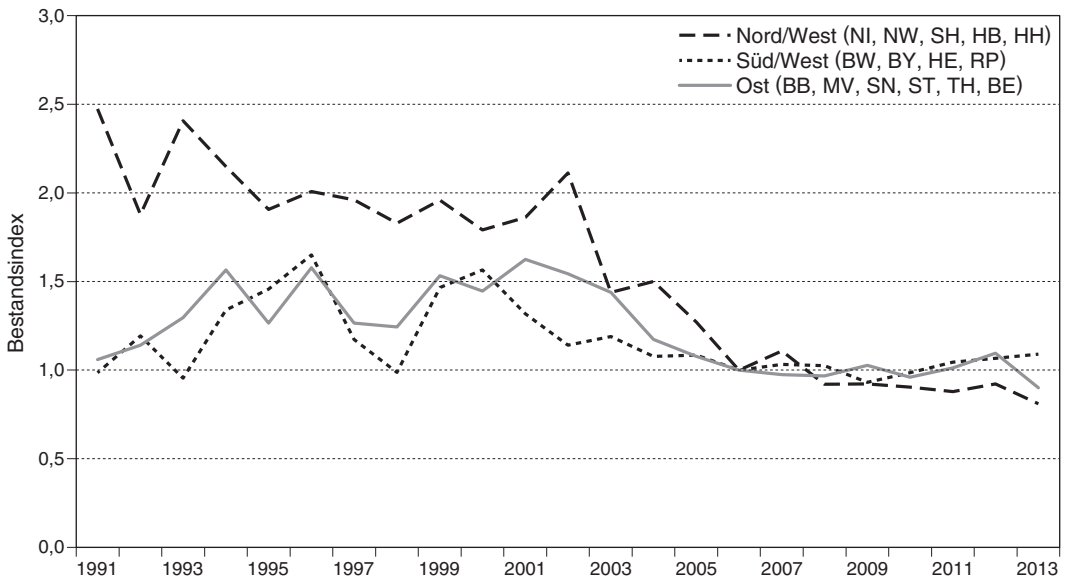


Abb. 10. Bestandsentwicklung (Indexwerte, 2006 = 1,0) des Starns (*Sturnus vulgaris*) in verschiedenen Regionen Deutschlands, 1991–2013. – DDA, unveröffentlicht.

erholen (Abb. 10). Die Ursachen für die so unterschiedliche Bestandsentwicklung sind unklar bzw. spekulativ. So könnten sie in den unterschiedlichen Winterquartieren liegen (Bairlein et al. 2014): Die nord- und nordwestdeutschen Vögel überwintern vorwiegend im atlantischen Raum, v. a. in Belgien, Nord- und Westfrankreich und Großbritannien, die ost- und süddeutschen Vögel dagegen vor allem im Mittelmeerraum. Sie könnten aber auch im Verlust an Grünland und der Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung gerade im nordwestlichen Deutschland liegen (Leuschner et al. 2014). Wesentlich zur Aufklärung beitragen könnte hier eine vergleichende Populationsstudie von Starnen in den unterschiedlichen Regionen, in der neben den demografischen Kenndaten wie Fortpflanzungs- und Rückkehrtrate auch ökologische Begleitdaten der jeweiligen Untersuchungsregion erfasst und berücksichtigt werden sollten.

Rückgänge häufiger Arten bedeuten zwangsläufig einen Massenverlust an Individuen, einen enormen Biomasseverlust und damit einen Verlust an ökologischen Funktionen. So bedeutet der bundesweit seit 1990 etwa 40-prozentige Rückgang des Starns den Verlust von mindestens 2,6 Millionen Vögel bzw. bei einer durchschnittlichen Körpermasse eines Starns von etwa 80 g (Bauer

et al. 2005) einen Rückgang der Biomasse von etwa 200 Tonnen. Diese funktionalen Aspekte für ein Ökosystem haben wir bisher aber kaum berücksichtigt (Whelan et al. 2015, Cernansky 2017).

Schlussfolgerungen für einen erfolgreichen Schutz von (wandernden) Vogelarten

Wenn wir den Schutz nicht nur wandernder Vogelarten künftig erfolgreicher betreiben wollen, benötigen wir einen neuen Ansatz. Wir brauchen ein besseres Verstehen der Populationsdynamik und ihrer Hintergründe und nicht nur reine Beschreibungen. Wir müssen verstehen, was in den Beständen vor sich geht, und das werden wir nur mit demografischen Ansätzen können. Dazu gehören populationsbiologische, möglichst vergleichende Studien, in denen der Bruterfolg, die Überlebensrate und das Rekrutment (d.h. die Frage, wie viele der überlebenden Vögel in die Geburtspopulation zurückkehren), aber auch die Altersstruktur untersucht werden. Bei einer ganzen Reihe langlebiger Vogelarten sind die Populationen heute schon überaltert. Da in hohem Alter der Reproduktionserfolg vielfach zurückgeht, sind diese Populationen zwar nach

wie vor vorhanden und werden jedes Jahr gezählt, aber sie sind möglicherweise zu alt, um sich ausreichend erfolgreich fortpflanzen zu können. Zudem muss eine solche Analyse den gesamten Jahreszyklus einer Art berücksichtigen. Ohne Zweifel, die Brutzeit ist äußerst wichtig, da sie die Fortpflanzung bestimmt. Doch das Überleben spielt sich überwiegend außerhalb der Brutzeit ab. Wir müssen also den ganzen Jahreszyklus nach populationsbiologischen Engpässen durchforschen, egal, ob es sich um einen Fernzieher handelt, der in Afrika überwintert, oder um einen Star, der von Norddeutschland »nur« in die Niederlande zieht.

Wir müssen künftig noch besser verstehen, wie die einzelnen zeitlichen und geografischen Stationen im Leben eines Vogels miteinander verbunden sind, also neben der Demografie auch die Konnektivität betrachten. Dabei geht es zum einen um die räumlich-zeitliche Verbindung, d. h., wer hält sich wann wo auf, zum anderen aber auch um funktionale Zusammenhänge. Das Beispiel Weißstorch, aber auch das der in der Arktis brütenden Gänse, die den Winter in Norddeutschland verbringen, zeigt, dass es darauf ankommt, ihre Lebensgrundlagen in den Winter- und Rastgebieten zu berücksichtigen, denn ihr Bruterfolg hängt ganz entscheidend von den Bedingungen ab, welche die Vögel außerhalb der Brutzeit vorfinden, weil sie dann bereits die Körperreserven anlegen, die für das anschließende erfolgreiche Brüten erforderlich sind. Diese »carry-over«-Effekte zu ermitteln, wird eine wichtige Voraussetzung für den erfolgreichen Schutz vieler Arten sein. Selbst viele ganzjährig residente Arten können im Jahresverlauf benachbarte, unterschiedliche Lebensräume nutzen. Diese räumlich-zeitlichen Aspekte aufzuklären, ist deshalb eine wichtige Aufgabe der Naturschutzforschung. Neue Methoden der Tiermarkierung (Wikelski 2017) erlauben, diese Konnektivitäten rascher und höher aufgelöst aufzuzeigen als dies in der Vergangenheit möglich war (z. B. Bairlein 2003, Trierweiler et al. 2014). Erst wenn wir das traditionelle Monitoring um zweifellos sehr aufwändige Kausalanalysen erweitern, wird es gelingen, die bestimmenden Faktoren für Bestandsveränderungen so auszumachen, dass daraus wirksame Maßnahmen zum Artenschutz abgeleitet werden können, mit dann hoffentlich kürzer werdenden »Roten Listen«.

Danksagung

Für hilfreiche Kommentare zum Manuskript danke ich Ommo Hüppop und Christoph Sudfeldt.

Literatur

- Bairlein, F. 1978. Über die Biologie einer südwest-deutschen Population der Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*). – Journal für Ornithologie, 119(1): 14–51.
- 1985. Offene Fragen der Erforschung des Zuges paläarktischer Vogelarten in Afrika. – Vogelwarte, 33(2): 144–155.
 - 1991. Body mass of Garden Warblers (*Sylvia borin*) on migration: a review of field data. – Vogelwarte, 36(1): 48–61.
 - 1992. Zugwege, Winterquartiere und Sommerverbreitung mitteleuropäischer Weißstörche. – In: Institut Européen d'Ecologie (IEE) & A.M.B.E. (eds.): Les Cigogne d'Europe. IEE, Metz, France: 191–205.
 - 2003. The study of bird migrations – some future perspectives. – Bird Study, 50(3): 243–253.
 - 2016. Migratory birds under threat. – Science, 354(6312): 547–548.
- Bairlein, F. & H. R. Henneberg. 2000. Der Weißstorch (*Ciconia ciconia*) im Oldenburger Land. – Isensee, Oldenburg, 88 S.
- Bairlein, F. & O. Hüppop. 2004. Migratory fuelling and global climate change. – Advances in Ecological Research, 35: 33–47.
- Bairlein, F. & G. Zink. 1979. Der Bestand des Weißstorchs *Ciconia ciconia* in Südwestdeutschland: eine Analyse der Bestandsentwicklung. – Journal für Ornithologie, 120(1): 1–11.
- Bairlein, F., J. Dierschke, V. Dierschke, V. Salewski, O. Geiter, K. Hüppop, U. Köppen & W. Fiedler. 2014. Atlas des Vogelzugs: Ringfunde deutscher Brut- und Gastvögel. – AULA, Wiebelsheim, 571 S.
- Bauer, S. & G. Thielcke. 1982. Gefährdete Brutvogelarten in der Bundesrepublik Deutschland und im Land Berlin. Bestandsentwicklung, Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen. – DBV, Kornwestheim, 209 S. (Sonderdruck aus: Vogelwarte, 1982, 31(3): 183–391).
- Bauer, H.-G., P. Berthold, P. Boye, W. Knief, P. Südbeck & K. Witt. 2002. Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 3., überarbeitete Fassung. – Berichte zum Vogelschutz, 39: 13–60.
- Bauer, H.-G., E. Bezzel & W. Fiedler. 2005. Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Passeriformes – Sperlingsvögel. – AULA, Wiebelsheim, 622 S.
- Boschert, M. 2003. Das DDA-Monitoringprogramm seltener Brutvogelarten – Überblick. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 1/2003: 36–39.
- Brandt, M., C. Romankiewicz, R. Spiekermann & C. Samimi. 2014. Environmental change in time

- series – An interdisciplinary study in the Sahel of Mali and Senegal. – *Journal of Arid Environments*, 105: 52–63.
- Brink, A. B. & H. D. Eva. 2009. Monitoring 25 years of land cover change dynamics in Africa: A sample based remote sensing approach. – *Applied Geography*, 29 (4): 501–512.
- Brochet, A.-L., W. van den Bossche, S. Jbour, P. K. Ndang'ang'a, V. R. Jones, W. A. L. Ibrahim Abdou, A. R. Al-Hmoud, N. G. Asswad, J. C. Atienza, I. Atrash, N. Barbara, K. Bensusan, T. Bino, C. Celada, S. I. Cherkaoui, J. Costa, B. Deceuninck, K. S. Etayeb, C. Feltrup-Azafaz, J. Figelj, M. Gustin, P. Kmecl, V. Kocevski, M. Korbeti, D. Kotrošan, J. M. Laguna, M. Lattuada, D. Leitão, P. Lopes, N. López-Jiménez, V. Lucić, T. Micol, A. Moali, Y. Perlman, N. Piludu, D. Portolou, K. Putilin, G. Quaintenne, G. Ramadan-Jaradi, M. Ružić, A. Sandor, N. Sarajli, D. Savelić, R. D. Sheldon, T. Shialis, N. Tsiopelas, F. Vargas, C. Thompson, A. Brunner, R. Grimmett & S. H. M. Butchart. 2016. Preliminary assessment of the scope and scale of illegal killing and taking of birds in the Mediterranean. – *Bird Conservation International*, 26 (10): 1–28.
- Cernansky, R. 2017. The biodiversity revolution. Ecologists are increasingly looking at traits – rather than species – to measure the health of ecosystems. – *Nature*, 546 (7656): 22–24.
- CILSS (Comité Inter-états de Lutte contre la Sécheresse dans le Sahel). 2016. Landscapes of West Africa – A Window on a Changing World. – U.S. Geological Survey, EROS Center, Garretson, SD, USA, 235 p.
- Cimiotti, D., H. Hötter, F. Schöne & S. Pinggen. 2011. Projekt »1000 Äcker für die Feldlerche« des Naturschutzbundes Deutschland, in Kooperation mit dem Deutschen Bauernverband. Abschlussbericht. – Projektbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 31 S. + Anlagen; www.dbu.de/projekt_26671/01_db_2409.html [zuletzt aufgerufen am 24.10.17].
- Cuttelod, A., N. Garcia, D. A. Malak, H. Temple & V. Katariya. 2008. The Mediterranean: A biodiversity hotspot under threat. – In: Vie, J.-C., C. Hilton-Taylor & S. N. Stuart (eds): *The 2008 Review of the IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Gland, Switzerland.
- DDA (Dachverband Deutscher Avifaunisten) & DS/IRV (Deutsche Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz). 1991. Rote Liste der in Deutschland gefährdeten Brutvogelarten (1. Fassung, Stand 10.11.1991). – *Berichte der Deutschen Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz*, 30: 15–29.
- Donald, P. F. & T. J. Morris. 2005. Saving the Sky Lark: new solutions for a declining farmland bird. – *British Birds*, 98: 570–578.
- Donald, P. F. & J. A. Vickery. 2000. The importance of cereal fields to breeding and wintering Skylarks *Alauda arvensis* in the UK. – In: Aebischer, N. J., P. V. Grice, A. D. Evans & J. A. Vickery (eds.): *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*. British Ornithologists' Union, Tring, UK: 140–150.
- Dröschmeister, R., T. Langgemach, C. Sudfeldt & J. Wahl. 2016. Intensive Landnutzung beeinträchtigt Vögel in Deutschland: Harte Zeiten für Brutvögel. – *Der Falke*, 4/2016: 25–28.
- DS/IRV (Deutsche Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz). 1971. Die in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Vogelarten und der Erfolg von Schutzmaßnahmen. – *Berichte der Deutschen Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz*, 11: 31–37.
- EBCC (European Bird Census Council). 2017. Trends of common birds in Europe, 2016 update. – www.ebcc.info/index.php?ID=612 [zuletzt aufgerufen am 24.10.17].
- EOL (Encyclopedia of Life). 2017. *Faidherbia albida* (Delile) A. Chev. – <http://eol.org/pages/648064/details> [zuletzt aufgerufen am 24.10.17].
- Eraud, C. & J.-M. Boutin. 2002. Density and productivity of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type on agricultural lands in western France. – *Bird Study*, 49 (3): 287–296.
- Fink, A., K. Piecha, T. Brücher & P. Knippertz. 2008. Precipitation Variability in Northwest Africa. – In: Schulz, O. & M. Judex (eds.): *IMPETUS Atlas Morocco: Research Results 2000–2007*. 3. Edition. Dept. of Geography, University of Bonn: 11–12.
- Flade, M. & J. Schwarz. 2003. Das DDA-Monitoringprogramm für häufige Arten. – *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 1/2003*: 30–35.
- Gedeon, K., C. Grüneberg, A. Mitschke, C. Sudfeldt, W. Eikhorst, S. Fischer, M. Flade, S. Frick, I. Geiersberger, B. Koop, M. Kramer, T. Krüger, N. Roth, T. Ryslavý, S. Stübing, S. R. Sudmann, R. Steffens, F. Vökler & K. Witt. 2014. Atlas Deutscher Brutvogelarten. Atlas of German Breeding Birds. – *Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten*, Münster, 800 S.
- Goethe, F. 1961. Zentralstelle für den Seevogelschutz beim Institut für Vogelforschung – Vogelwarte Helgoland – in Wilhelmshaven. – *Berichte der Deutschen Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz*, 1: 20–23.
- Grüneberg, C., H.-G. Bauer, H. Haupt, O. Hüppop, T. Ryslavý & P. Südbeck. 2015. Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 5. Fassung. – *Berichte zum Vogelschutz*, 52: 19–67.
- Hälterlein, B., P. Südbeck, W. Knief & U. Köppen. 2003. Brutbestandsmonitoring der Küstenvögel an Nord- und Ostsee. – *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 1/2003*: 65–71.
- Hötter, H. & C. Leuschner. 2014. Naturschutz in der Agrarlandschaft am Scheideweg. Misserfolge,

- Erfolge, neue Wege. – Michael Otto Stiftung für Umweltschutz, Hamburg, 69 S.
- Kanyambwa, S., F. Bairlein & A. Schierer. 1993. Comparison of survival rates between populations of the White Stork *Ciconia ciconia* in Central Europe. – *Ornis Scandinavica*, 24(4): 297–302.
- Kragten, S., K. B. Trimbos & G. R. de Snoo. 2008. Breeding skylarks (*Alauda arvensis*) on organic and conventional arable farms in the Netherlands. – *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 126(3–4): 163–167.
- Krause, B., K. Wesche, H. Culmsee & C. Leuschner. 2014. Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Grünland seit 1950. – *Natur und Landschaft*, 89(9/10): 399–404.
- LBV (Landesbund für Vogelschutz in Bayern). 2017. Zum ersten Mal über 400 Weißstorchpaare in Bayern (09.08.16). – www.lbv.de/news/details/zum-ersten-mal-ueber-400-weissstorchpaare [zuletzt aufgerufen am 24.10.17].
- Leuschner, C., B. Krause, S. Meyer & M. Bartels. 2014. Strukturwandel im Acker- und Grünland Niedersachsens und Schleswig-Holsteins seit 1950. – *Natur und Landschaft*, 89(9/10): 386–391.
- Maggini, I. & F. Bairlein. 2011. Body condition and stopover of trans-Saharan spring migrant passerines caught at a site in southern Morocco. – *Ringling & Migration*, 26(1): 31–37.
- Mammen, U. & M. Stubbe. 2003. Monitoring Greifvögel und Eulen Europas. – *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 1/2003*: 50–55.
- Meister, B., U. Köppen, O. Geiter, W. Fiedler & F. Bairlein. 2016. Brutbestand, Bruterfolg und jährliche Überlebensrate von Kleinvogelarten – Ergebnisse des Integrierten Monitorings von Singvogelpopulationen in Deutschland (IMS) 1998 bis 2013. – *Vogelwarte*, 54(2): 90–108.
- Mendoza-Fernandez, A. J., F. Martinez-Hernandez, F. J. Perez-Garcia, J. A. Garrido-Becerra, B. M. Benito, E. Salmerón-Sánchez, J. Guirado, M. E. Merlo & J. F. Mota. 2015. Extreme habitat loss in a Mediterranean habitat: *Maytenus senegalensis* subsp. *europaea*. – *Plant Biosystems*, 149(3): 503–511.
- Meyer, S., K. Wesche, B. Krause, C. Brütting, I. Hensen & C. Leuschner. 2014. Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Ackerland seit 1950. – *Natur und Landschaft*, 89(9/10): 392–398.
- Mostefai, N. & A. Robert. 2010. Degradation of Tlemcen oak forest (Algeria). Which impact on the avian diversity? – *IOBC/WPRS Bulletin*, 57: 19–23.
- Peach, W., S. Baillie & L. Underhill. 1991. Survival of British Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* in relation to west African rainfall. – *Ibis*, 133(3): 300–305.
- Plieninger, T. 2006. Habitat loss, fragmentation, and alteration – quantifying the impact of land-use changes on a Spanish dehesa landscape by use of aerial photography and GIS. – *Landscape Ecology*, 21(1): 91–105.
- Projektgruppe Seeadlerschutz e.V. 2017. Verbreitung und Bestandsentwicklung des Seeadlers in Schleswig-Holstein. – www.projektgruppeseeadlerschutz.de (Informationen: Bestandsentwicklung) [zuletzt aufgerufen am 24.10.17].
- Schmidt, J.-U., M. Dämmig, A. Eilers & W. Nachtigall. 2015. Das Bodenbrüterprojekt im Freistaat Sachsen 2009–2013 – Zusammenfassender Ergebnisbericht. – *Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Schriftenreihe des LfULG*, 4/2015: 1–62.
- Schuch, S., K. Wesche & M. Schaefer. 2012. Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in Central European protected dry grasslands. – *Biological Conservation*, 149(1): 75–83.
- Schüz, E. 1936. Internationale Bestands-Aufnahme am Weißen Storch 1934. – *Ornithologische Monatsberichte*, 44(2): 33–41.
- Stubbe, M. 1987. Die Erforschung der Greifvogel- und Eulenarten in der DDR – Stand und Perspektive. – In: Stubbe, M. (Hrsg.): *Populationsökologie von Greifvogel- und Eulenarten*, Band 1. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Wissenschaftliche Beiträge, 14(P27): 9–26.
- Südbeck, P., H.-G. Bauer, M. Boschert, P. Boye & W. Knief. 2007. Rote Liste der Brutvögel Deutschland. 4. Fassung, 30 November 2007. – *Berichte zum Vogelschutz*, 44: 23–81.
- Sudfeldt, C., R. Dröschmeister, C. Grüneberg, S. Jaehne, A. Mitschke & J. Wahl. 2008. Vögel in Deutschland – 2008. – DDA (Dachverband Deutscher Avifaunisten e.V.), BfN (Bundesamt für Naturschutz), LAG VSW (Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten), Münster, 44 S.
- Sudfeldt, C., R. Dröschmeister, W. Frederking, K. Gedeon, B. Gerlach, C. Grüneberg, J. Karthäuser, T. Langgemach, B. Schuster, S. Trautmann & J. Wahl. 2013. Vögel in Deutschland – 2013. – DDA (Dachverband Deutscher Avifaunisten e.V.), BfN (Bundesamt für Naturschutz), LAG VSW (Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten), Münster, 60 S.
- Tantzen, R. 1929. Rückgang der Störche. – *Jahresbericht Landesverein Oldenburg für Heimatkunde und Heimatschutz*, 1929: 3–6.
- Trierweiler, C., R. H. G. Klaassen, R. H. Drent, K.-M. Exo, J. Komdeur, F. Bairlein & B. J. Koks. 2014. Migratory connectivity and population-specific migration routes and in a long-distance migratory bird. – *Proceedings of the Royal Society B*, 281(1778): 1471–1475.
- Vickery, J. A., S. R. Ewing, K. W. Smith, D. J. Pein, F. Bairlein, J. Škorpilová & R. D. Gregory. 2014. The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes. – *Ibis*, 156(1): 1–22.

- Wahl, J., R. Dröschmeister, B. Gerlach, C. Grüneberg, T. Langgemach, S. Trautmann & C. Sudfeldt. 2015. Vögel in Deutschland – 2014. – DDA (Dachverband Deutscher Avifaunisten e. V.), BfN (Bundesamt für Naturschutz), LAG VSW (Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten), Münster, 72 S.
- Walther, B. A. 2016. A review of recent ecological changes in the Sahel, with particular reference to land-use change, plants, birds and mammals. – *African Journal of Ecology*, 54 (3): 268–280.
- Wenzel, M., T. Schmitt, W. Weitzel & A. Seitz. 2006. The severe decline of butterflies on western German calcareous grasslands during the last 30 years: A conservation problem. – *Biological Conservation*, 128 (4): 542–552.
- Wesche, K., N. Krause, H. Culmsee & C. Leuschner. 2012. Fifty years of change in Central European grassland vegetation: Large losses in species richness and animal-pollinated plants. – *Biological Conservation*, 150 (1): 76–85.
- Whelan, C. J., Ç. Şekercioğlu & D. G. Wenny. 2015. Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. – *Journal of Ornithology*, 156 (Suppl 1): 227–238.
- Wiersma, P., H. J. Ottens, M. W. Kuiper, A. E. Schlaich, R. H. G. Klaassen, O. Vlaanderen, M. Postma & B. J. Koks. 2014. Analyse effectiviteit van het akkervogelbeheer in provincie Groningen. – Rapport Stichting Werkgroep Grauwe Kiekendief, Scheemda, NL, 221 S.
- Wikelski, M. 2017. Neue Daten zu den Wanderungen europäischer Tiere. – In: Bayer. Akademie der Wissenschaften (Hrsg.): *Tierwelt im Wandel: Wanderung, Zuwanderung, Rückgang*. Pfeil, München: 11–25.
- Wilson, J. D., A. D. Evans & P. V. Grice. 2009. *Bird Conservation and Agriculture*. – Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK, 406 p.
- Winstanley, D., R. Spencer & K. Williamson. 1974. Where have all the Whitethroats gone. – *Bird Study*, 21 (1): 1–14.
- Witt, K., H. G. Bauer, P. Berthold, P. Boye, O. Hüppop & W. Knief. 1996. Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 2. Fassung. – *Berichte zum Vogelschutz*, 34: 11–35.
- Zwarts, L. & R. G. Bijlsma. 2015. Detection probabilities and absolute densities of birds in trees. – *Ardea*, 103 (2): 99–122.
- Zwarts L., R. G. Bijlsma, J. van der Kamp & E. Wymenga. 2009. *Living on the edge: Wetlands and birds in a changing Sahel*. – KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands, 564 p.
- Zwarts, L., R. G. Bijlsma, J. van der Kamp, M. Sikkema & E. Wymenga. 2015. Moreau's paradox reversed, or why insectivorous birds reach high densities in savanna trees. – *Ardea*, 103 (2): 123–144.

Diskussion

J. H. Reichholf: Eine kurze Anmerkung zur dem Massenverlust an Staren, von dem Sie gesprochen hatten: Münchner in meiner Altersklasse werden sich noch daran erinnern, dass in den 1960er und 1970er Jahren am Stachus, und nicht nur dort, ein riesiger Starenrastplatz war. Wir hatten in Süddeutschland bereits sehr starke Verluste an Staren, bevor sich das Niveau der 1990er Jahre eingestellt hat, von dem Sie jetzt ausgegangen sind.

D. Herm: Welche Rolle spielt die Klimaänderung, die sich in den nordwestafrikanischen Ländern, z. B. in Marokko, durch verstärkte Niederschläge bemerkbar macht? Diese wirken sich ja auch auf die Vegetation bzw. die Landnutzung aus.

F. Bairlein: Es gibt tatsächlich einzelne Regionen in Nordafrika, in denen die Jahresniederschlagsmenge zugenommen hat. Dies sind aber für rastende Zugvögel weniger relevante Gebiete und zudem fallen mehr Niederschläge später im Frühjahr, weshalb sie für Zugvögel ebenfalls weniger relevant sind. Diese Zusammenhänge aufzuklären, ist Ziel eines derzeit laufenden Projektes.

M. Flür: Ich habe meine Bachelorarbeit über die Entwicklung von Feldlerchenpopulationen auf rekultivierten Ackerflächen im rheinischen Braunkohlenrevier (NRW) geschrieben. Dort wird zur Stickstoffanreicherung des Bodens ein hoher Anteil an Luzerne angebaut. Die Feldlerchen nehmen das sehr gerne an. Die hohen Brutdichten dort (3,1 bis 5,2 Reviere pro 10 Hektar in den Jahren 2011 bis 2013) resultieren aus diesem Luzernenanbau und anderen Artenschutzmaßnahmen, wie u. a. die Anlage von breiten Feldrainen.

F. Bairlein: Sie haben völlig Recht. Es gibt dazu eine große Studie, die derzeit in den Niederlanden in der Provinz Groningen läuft.¹ In ihr wird

genau mit solchen Agrarumweltmaßnahmen großflächig und sehr viel nachhaltiger gearbeitet, als wir dies derzeit bei uns machen.

K. Freier: Inwieweit lassen sich die Vögel und dabei vor allem die Langstreckenzieher, deren Abnahme Sie dargestellt haben, funktionalen Gruppen zuordnen? Wir beobachten auch einen starken Rückgang der Insektenpopulationen bei uns und es gibt die Theorie, dass dies mit dem Einsatz von Neonikotinoiden zusammenhängt, aber das scheint noch nicht alles zu erklären. Vielleicht sind die Vögel ein Indikator, der uns in der Frage weiterhelfen kann?

F. Bairlein: Genau das machen wir in der im Vortrag erwähnten Studie (Bairlein, in Vorbereitung). Wir sehen kontrastierende Effekte, je nachdem, ob die Vegetation vor Ort im Herbst oder im Frühjahr schlecht ist. Es gibt Arten, die sofort nach dem Überqueren der Wüste Rastplätze mit adäquater Nahrung brauchen. Deren Bestände sind an die Vegetationssituation gekoppelt, die im Oktober/November herrscht; das Frühjahr ist für sie nicht relevant. Umgekehrt gibt es Arten, die günstige Lebensräume und Nahrungsbedingungen für die Vorbereitung des Rückflugs brauchen. Diese nehmen ab, wenn sich im Frühjahr die Nahrungsgrundlage verschlechtert. Momentan ist die Situation in der Sahelzone so, dass aufgrund von mehr Niederschlägen die landwirtschaftliche Nutzung intensiviert wird. Die Flächen sind dann zwar grün, aber im Februar/März abgeerntet. Aufgrund des höheren Flächenanteils landwirtschaftlicher Nutzflächen nimmt die natürliche Vegetation, die den Zugvögeln als Nahrungsgrundlage vor ihrem Heimflug zur Verfügung steht, zunehmend ab.

A. Menzel: Mich würde sehr interessieren, was in diesem Gebiet in den letzten 15 Jahren in Bezug auf den NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) passiert ist. Bleibt der Trend bestehen, den Sie für 1982 bis 1999 im NDVI gezeigt haben, oder hat er sich in den letzten Jahren umgekehrt?

1 Wiersma P., H. J. Ottens, M. W. Kuiper, A. E. Schlaich, R. H. G. Klaassen, O. Vlaanderen, M. Postma & B. J. Koks. 2014. Analyse effectiviteit van het akkervogelbeheer in provincie Groningen. Evaluatierapport. – Rapport Stichting Werkgroep Grauwe Kiekendief, Scheemda, NL, 221 p.

F. Bairlein: Der NDVI zeigt momentan tatsächlich über das ganze Jahr gesehen einen »Greening-Effekt« in der Sahelzone an. Aber das hat nichts damit zu tun, dass die natürliche Vegetation zunimmt, sondern ist vornehmlich eine Folge des verstärkten Anbaus von Getreide. Daneben

gibt es im Zuge der »Great Green Wall«-Initiative »greening«-Maßnahmen, um die Desertifikation aufzuhalten.² Sie verfolgen aber vor allem land- und forstwirtschaftliche Ziele. Die derzeitigen Veränderungen im NDVI müssen wir also differenzierter betrachten.

2 Vgl. https://de.wikipedia.org/wiki/Afrikas_Grüne_Mauer_im_Sahel [zuletzt aufgerufen am 24.10.17].