

4 4 2

Julius-Kühn-Archiv

Jörg Hoffmann

Tagungsband

Fachgespräch „Agrarvögel –
ökologische Bewertungsgrundlage für
Biodiversitätsziele in Ackerbaugebieten“
01.-02. März 2013, Kleinmachnow

Proceedings

Workshop „Farmland birds –
ecological basis for the evaluation of
biodiversity targets in agricultural lands“,
01.-02. March 2013, Kleinmachnow



Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen (JKI)

Das Julius Kühn-Institut ist eine Bundesoberbehörde und ein Bundesforschungsinstitut. Es umfasst 15 Institute zuzüglich gemeinschaftlicher Einrichtungen an zukünftig sechs Standorten (Quedlinburg, Braunschweig, Kleinmachnow, Dossenheim, Siebeldingen, Dresden-Pillnitz) und eine Versuchsstation zur Kartoffelforschung in Groß Lüsewitz. Quedlinburg ist der Hauptsitz des Bundesforschungsinstituts.

Hauptaufgabe des JKI ist die Beratung der Bundesregierung bzw. des BMELV in allen Fragen mit Bezug zur Kulturpflanze. Die vielfältigen Aufgaben sind in wichtigen rechtlichen Regelwerken, wie dem Pflanzenschutzgesetz, dem Gentechnikgesetz, dem Chemikaliengesetz und hierzu erlassenen Rechtsverordnungen, niedergelegt und leiten sich im Übrigen aus dem Forschungsplan des BMELV ab. Die Zuständigkeit umfasst behördliche Aufgaben und die Forschung in den Bereichen Pflanzengenetik, Pflanzenbau, Pflanzenernährung und Bodenkunde sowie Pflanzenschutz und Pflanzengesundheit. Damit vernetzt das JKI alle wichtigen Ressortthemen um die Kulturpflanze – ob auf dem Feld, im Gewächshaus oder im urbanen Bereich – und entwickelt ganzheitliche Konzepte für den gesamten Pflanzenbau, für die Pflanzenproduktion bis hin zur Pflanzenpflege und -verwendung. Forschung und hoheitliche Aufgaben sind dabei eng miteinander verbunden.

Weiterführende Informationen über uns finden Sie auf der Homepage des Julius Kühn-Instituts unter <http://www.jki.bund.de>. Spezielle Anfragen wird Ihnen unsere Pressestelle (pressestelle@jki.bund.de) gern beantworten.

Julius Kühn-Institut, Federal Research Centre for cultivated plants (JKI)

The Julius Kühn-Institut is both a research institution and a higher federal authority. It is structured into 15 institutes and several research service units on the sites of Quedlinburg, Braunschweig, Kleinmachnow, Siebeldingen, Dossenheim und Dresden-Pillnitz, complemented by an experimental station for potato research at Groß Lüsewitz. The head quarters are located in Quedlinburg. The Institute's core activity is to advise the federal government and the Federal Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection in particular on all issues relating to cultivated plants. Its diverse tasks in this field are stipulated in important legal acts such as the Plant Protection Act, the Genetic Engineering Act and the Chemicals Act and in corresponding legal regulations, furthermore they arise from the new BMELV research plan.

The Institute's competence comprises both the functions of a federal authority and the research in the fields of plant genetics, agronomy, plant nutrition and soil science as well as plant protection and plant health. On this basis, the JKI networks all important departmental tasks relating to cultivated plants – whether grown in fields and forests, in the glasshouse or in an urban environment – and develops integrated concepts for plant cultivation as a whole, ranging from plant production to plant care and plant usage. Research and sovereign functions are closely intertwined.

More information is available on the website of the Julius Kühn-Institut under <http://www.jki.bund.de>. For more specific enquiries, please contact our public relations office (pressestelle@jki.bund.de).

**Gemeinschaft der Förderer und Freunde
des Julius Kühn-Instituts, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen e.V. (GFF)**

Erwin-Baur-Str. 27, 06484 Quedlinburg,

Tel.: 03946 47-200, E-Mail: GFF@jki.bund.de

Internet: <http://www.jki.bund.de/> Bereich "Über uns"

442

Julius-Kühn-Archiv

Jörg Hoffmann

Tagungsband

Fachgespräch „Agrarvögel –
ökologische Bewertungsgrundlage für
Biodiversitätsziele in Ackerbaugebieten“
01.-02. März 2013, Kleinmachnow

Proceedings

Workshop „Farmland birds –
ecological basis for the evaluation of
biodiversity targets in agricultural lands“,
01.-02. March 2013, Kleinmachnow



Herausgeber:

Jörg Hoffmann
Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen
Institut für Strategien und Folgenabschätzung
Stahnsdorfer Damm 81
D-14532 Kleinmachnow

Programmkomitee Fachgruppe (FG) „Vögel der Agrarlandschaft“ der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft (DO-G) und Julius Kühn-Institut (JKI), Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen:

Petra Bernardy
(Biologische Bestandeserhebungen und Planungen Niedersachsen)

Krista Dziewiaty
(Biologische Bestandeserhebungen und Planungen Brandenburg)

Martin Flade
(Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg)

Jörg Hoffmann
(JKI, Institut für Strategien und Folgenabschätzung)

Veranstalter:

DO-G, FG „Vögel der Agrarlandschaft“ und Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen

Foto Titel:

Goldammer (*Emberiza citrinella*), singendes Männchen – Indikatorvogelart der Agrarlandschaft, Jörg Hoffmann

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie: detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

ISSN 1868-9892

ISBN 978-3-95547-001-2

DOI 10.5073/jka.2013.442.000

© Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Quedlinburg, 2013. Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Die dadurch begründeten Rechte, insbesondere die der Übersetzung, des Nachdrucks, des Vortrages, der Entnahme von Abbildungen, der Funksendung, der Wiedergabe auf fotomechanischem oder ähnlichem Wege und der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, bleiben bei auch nur auszugsweiser Verwertung vorbehalten. Eine Vervielfältigung dieses Werkes oder von Teilen dieses Werkes ist auch im Einzelfall nur in den Grenzen der gesetzlichen Bestimmungen des Urheberrechtsgesetzes der Bundesrepublik Deutschland vom 9. September 1965 in der Fassung vom 24. Juni 1985 zulässig. Sie ist grundsätzlich vergütungspflichtig. Zuwiderhandlungen unterliegen den Strafbestimmungen des Urheberrechtsgesetzes.

Printed in Germany by Arno Brynda GmbH, Berlin

Inhalt

Vorwort	6
--------------------------	----------

Welcome

Sektion I: Agrarvögel als Bioindikatoren

Bestandsentwicklung von Vogelarten der Agrarlandschaft in Deutschland 1991-2010 und Schlüsselfaktoren	8
--	----------

Population trends of German farmland birds 1991-2010 and underlying key factors

Martin Flade, Johannes Schwarz

Vogelarten der Agrarlandschaft als Bioindikatoren für landwirtschaftliche Gebiete	18
--	-----------

Farmland birds as bio-indicators for agricultural areas

Sven Trautmann

Sektion II: Methoden für landwirtschaftliche Gebiete

Landwirtschaftlich basiertes Vogelmonitoring mit Ergebnissen für Indikatorvogelarten	33
---	-----------

Agricultural-based bird monitoring with results for indicator bird species

Jörg Hoffmann, Udo Wittchen

Bewertung von Vogelarten bei der Zulassung von Pestiziden in Europa	50
--	-----------

Assessing bird species in the registration process of pesticides in Europe

Jan-Dieter Ludwigs, Rolf Blöcher, Jens Schabacker, Felix von Blanckenhagen, Christian Dietzen, Christopher Paton, Nicolá Lutzmann, Carola Fink-Schabacker, Oliver Körner, Sonja Haaf, Fabian Schröder, Jochen Gerlach

Sektion III: Wirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen auf Agrarvögel

Veränderungen in der Segetalflora in den letzten Jahrzehnten und mögliche Konsequenzen für Agrarvögel. 64

Changes in the arable flora in recent decades and their possible impacts on farmland birds

Stefan Meyer, Karsten Wesche, Benjamin Krause, Christoph Leuschner

Förderung von Vögeln der Agrarlandschaft durch die Neuanlage von Brut- und Nahrungshabitaten 79

Promotion of farmland birds by recreation of nesting and feeding habitats

Stefan Kühne, Markus Mohn, Henry Hahnke

Schutz der Diversität wildlebender Vogel- und Säugerarten vor den Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln 91

Protection of biodiversity of free living birds and mammals in respect of the effects of pesticides

Hermann Hötker, Rainer Oppermann, Theresa Jahn, Richard Bleil

Sektion IV: Biodiversitätsfreundliche Nutzungssysteme

Vertragsnaturschutz für Feldvögel im Europäischen Vogelschutzgebiet Hellwegbörde (NRW) – Ergebnisse und Perspektiven 93

Agri-environmental measures for farmland birds in the SPA Hellwegbörde (Northrhine-Westphalia) – results and perspectives

Ralf Joest

Das Rebhuhnschutzprojekt im Landkreis Göttingen - Blühstreifenmanagement für das Rebhuhn 104

The partridge conservation project at the district of Göttingen - management of flower strips

Eckhard Gottschalk, Werner Beeke

Naturschutz in der Agrarlandschaft am Beispiel des Schutzprogramms Großtrappe (*Otis tarda*) 112

Nature Conservation in Agricultural Landscapes – the Example of the Great Bustard Conservation Program

Torsten Langgemach, Henrik Watzke

Ökologische Vorrangflächen – Anforderungen an das Greening-Konzept aus avifaunistischer Sicht. 126

Ecological Focus Areas – Requirements for the Greening obligation from an avifaunistic point of view

Krista Dziewiaty, Petra Bernardy, Rainer Oppermann, Florian Schöne, Jessica Gelhausen

Ökologische Vorrangflächen fördern Kulturlandvögel 138

Ecological compensation areas promote farmland-birds

Simon Birrer, Markus Jenny, Fränzi Korner-Nievergelt, Kim Meichtry-Stier, Lukas Pffner, Judith Zellweger-Fischer, Jean-Luc Zollinger

Schlussfolgerungen für die Politikberatung

Agrarvögel – ökologische Bewertungsgrundlage für Biodiversitätsziele in Ackerbaugebieten: Schlussfolgerungen für die Politikberatung 151

Farmland Birds - ecological basis for the evaluation of biodiversity targets in agricultural lands: conclusions for policy advice

Oiseaux des milieux agricoles – bases d'évaluation écologique pour les objectifs de biodiversité en zones agricoles: conclusions et conseil politique

Jörg Hoffmann, Sophie Jaquier

Vorwort

Welcome

Dr. Dr. Jörg Hoffmann

Julius Kühn-Institut Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Institut für Strategien und Folgenabschätzung, Stahnsdorfer Damm 81, 14532 Kleinmachnow

joerg.hoffmann@jki.bund.de

Seit ihrer Konstituierung im Herbst 2008 führt die Fachgruppe ‚Vögel der Agrarlandschaft‘ der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft (DO-G) jährlich ein Arbeitstreffen mit Vorträgen und Diskussionen über aktuelle Forschungsergebnisse durch. Dabei werden, abweichend von der klassischen Vogelkunde, in stärkerem Maße Ursachen und Wirkungen landwirtschaftlicher Nutzungen auf den Bestand und die Verbreitung von Vogelarten betrachtet. Dies erfolgt aus naturwissenschaftlichem Interesse, besonders aber auch, weil Vogelarten mit ihren komplexen Lebensraumsansprüchen und als obere Glieder der Nahrungskette ausgezeichnete Bioindikatoren für den Zustand der Natur und Umwelt sind. Vogelbestände und deren Veränderungen informieren somit auch über Nachhaltigkeit von Flächennutzungen und Artenvielfalt in Agrargebieten.

Von einem Umweltwissenschaftler wurde kürzlich gesagt „Rebhühner sind die Papageien der Agrarlandschaft“. Hierzu muss man wissen, dass eigentlich nicht Papageien, sondern Kanarienvögel gemeint sind. Diese wurden in früherer Zeit als wichtige Indikatoren im Kohlebergbau genutzt, von den Bergleuten mit unter Tage genommen, um sie vor giftigen Gasen im Bergwerk zu warnen. Fielen die Vögel von der Stange, war es höchste Zeit, den Stollen zu verlassen. Der Bestand der Rebhühner ist heute um über 90% zurückgegangen. Rebhühner, als Bioindikatoren der Agrarlandschaft, sind also beinahe alle ‚von der Stange gefallen‘. Dies sollte Anlass geben, nicht nur den Natur- und Umweltzustand unserer Agrarlandschaften kritischer zu hinterfragen, sondern auch rasch Lösungsmöglichkeiten für deren Verbesserung umzusetzen.

Ziele der Agrarforschung sind heute überwiegend auf Produktionssicherung, Kulturpflanzenchutz und Ertragssteigerung, meist weniger landwirtschaftlicher Kulturpflanzen, ausgerichtet, gleichzeitig aber zu wenig mit naturwissenschaftlichen Forschungen der Folgewirkungen verknüpft. Vielfach werden natürliche Regelmechanismen nicht hinreichend beachtet, in Konsequenz mit zunehmender Regulationsbedürftigkeit, oft auch Destabilisierung intensiv genutzter Flächen, Folgen, die nicht im volkswirtschaftlichen Interesse sind. Hohe chemische Düngung und Applikationen von Herbiziden führen bekannter Weise zu starker floristischer Verarmung. Sie können aber auch die Erosionsgefährdung erhöhen, eine Verarmung der mikrobiologischen Lebewelt im Boden nach sich ziehen und schließlich die Bodenfruchtbarkeit mindern. Monokulturen auf großen Flächen und unzureichende Fruchtfolgen, wie heute in vielen Mais-Anbaugebieten sichtbar, sind Magnet für invasive Arten und Quelle für Kalamitäten, wie das Beispiel ‚Maiswurzelbohrer‘ belegt. Nachhaltig, im Sinne der Produktionssicherung, geführte Agrarflächen erfordern deshalb eine enge Vernetzung agrarwissenschaftlicher Forschungen mit denen der Naturwissenschaften, um Nutzungssysteme in ihren komplexen Funktionen effektiver gestalten zu können.

Vor diesen Hintergründen wurde am 1. und 2. März 2013 am Julius Kühn-Institut Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen (JKI), Institut für Strategien und Folgenabschätzung, Kleinmachnow, das Fachgespräch „Agrarvögel – ökologische Bewertungsgrundlage für Biodiversitätsziele in Ackerbaugebieten“ durch das JKI initiiert und gemeinsam von der Fachgruppe ‚Vögel der Agrarlandschaft‘ der DO-G und dem JKI durchgeführt.

Der aktuelle Trend des nationalen Biodiversitätsindikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“, kurz „Vogelindikator“, weist für die Agrargebiete auf dringenden Handlungsbedarf für das Erreichen der Biodiversitätsziele 2020 hin. Die Veranstaltung folgte daher einer Logik, die beginnend von avifaunistischen Bioindikatoren zu praktischen Empfehlungen der Bewirtschaftung führt und nationale Biodiversitätsziele mit der Landwirtschaft berücksichtigt. In Sektion eins „Agrarvögel als

Bioindikatoren“ wird über Bestandsentwicklungen von Vogelarten der Agrarlandschaft und ihre Trends informiert. Es schließen sich in Sektion zwei „Methoden für landwirtschaftliche Gebiete“ an, die durch enge Verbindung landwirtschaftlicher und avifaunistischer Erhebungen und Analysen verbesserte Nutzungsbewertungen ermöglichen. So teilen uns beispielweise Indikatorvogelarten mit, welchen Umfang einzelne Anbaukulturen nicht überschreiten sollten und welche Art und Anteile naturnaher Kleinstrukturen bedeutsam sind. In Sektion drei „Wirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen auf Agrarvögel“ werden beispielhafte Ergebnisse über die Segetalflora und deren Veränderungen, über potenzielle Nahrungsquellen der Vogelarten sowie Auswirkungen indirekter Effekte von Pestiziden, vorgestellt. Sektion vier „Biodiversitätsfreundliche Nutzungssysteme“ enthält gut integrierbare praktische Empfehlungen und Maßnahmen für den Biodiversitätsschutz und damit auch zur Ökosystemstabilisierung und für verbesserte Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Nutzungssysteme. Schließlich werden in einer abschließenden Zusammenfassung der Beiträge in kurzer Form Schlussfolgerungen für die Politikberatung aufbereitet.

Sektion I: Agrarvögel als Bioindikatoren

Bestandsentwicklung von Vogelarten der Agrarlandschaft in Deutschland 1991-2010 und Schlüsselfaktoren

Population trends of German farmland birds 1991-2010 and underlying key factors

Martin Flade^{1*}, Johannes Schwarz²

¹ Brodowiner Dorfstr. 60, 16230 Brodowin

² Zehntwerderweg 125a, 13469 Berlin

*Korrespondierender Autor, flade@dda-web.de, *49(0)3331365410

DOI 10.5073/jka.2013.442.001

Zusammenfassung

Anhand verfügbarer Daten zur Flächennutzung in der deutschen Agrarlandschaft sowie der Brutvogelmonitoring-Daten des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten werden die Auswirkungen des Wandels der Agrarlandschaft auf die Bestandsentwicklung der häufigen Brutvogelarten Deutschlands dargestellt und interpretiert. Demnach nehmen die 30 typischen Vogelarten der Agrarlandschaft (von insgesamt 112 betrachteten Arten) in Deutschland ganz überwiegend ab. Nach einer Bestandserholung eines Teils der Arten in der 1. Hälfte der 1990er Jahre, vor allem in Ost-Deutschland, sind die Bestände der meisten Arten seit ca. 1996 wieder rückläufig. Dabei scheinen sich die Rückgänge aktuell (seit 2007) zu beschleunigen und sind im Westen Deutschlands deutlich stärker ausgeprägt als im Osten. Phasen mit hohen Anteilen an Ackerbrachen (Stilllegungen) und Ökolandbau erwiesen sich als positiv für die Bestandsentwicklung vieler Feldvogelarten, hohe Anteile an Mais negativ. Die starke Zunahme des Energiemais-Anbaus in der zweiten Hälfte der 2000er Jahre nach Inkrafttreten des Erneuerbare-Energien-Gesetzes und das Verschwinden der Stilllegungsflächen seit 2007 führten dazu, dass aktuell die meisten Arten abnehmen und auch die z.T. starke Zunahme von Arten, die von Stilllegungsflächen profitierten, sich nicht mehr fortsetzt und in Abnahmen umzuschlagen scheint. Die vorliegenden Daten sprechen dafür, dass etwa 10 % Brache notwendig sind (zurzeit <1 %!), um Bestandsrückgänge bei der Mehrzahl der Feldvogelarten zu vermeiden. Die Stilllegungsfläche sollte immer größer bzw. Stilllegungsfläche plus Ökolandbau sollten mindestens doppelt so groß wie die Maisfläche sein (Verhältnis Stilllegung zu Mais zurzeit 1 : 20 !). Anteile von 33 % Ökolandbau plus 15 % extensive Grünlandnutzung in einem Gebiet von 1.300 km² reichen aus, um die Trends deutlich zu verbessern (Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin). In einem großflächig von Ökolandbau (95 %) dominierten Teilgebiet im BR Schorfheide-Chorin nahmen deutlich mehr Arten zu als ab.

Stichwörter: Brutvogelmonitoring, Bestandstrends, häufige Arten, Agrarlandschaft

Abstract

Changes in constitution and quality of the German agricultural landscapes and their effects on the population trends of common breeding-bird species are summarised and interpreted. Out of the 112 most common species, 30 species are considered as typical farmland birds. The majority of these farmland birds showed declining trends. A distinct recovery of a part of the species after the German reunification in the early 1990s, in East Germany in particular, was followed by a decline of most species since c. 1996. In the latest period (after 2007) the declines seem to accelerate. Population decreases are stronger in West Germany compared to East Germany. Periods with a high proportion of set-asides (fallow) and organic farming (1993-1995, 2002-2005) were favourable for the population development of many farmland bird species whilst a high proportion of maize crops had a negative effect. The strong increase of maize crops for biofuel production after 2005 (caused by the new German Renewable Energies Act) and the abolition of the obligatory EU set-asides since 2007 led to declines in the majority of farmland species, also of species that benefited from the set-asides over a long period. According to the summarised data, 10 % of set-asides on agricultural land are necessary to halt the decline of farmland birds (currently <1 %), or in total twice as large set-aside and organic farming area in relation to maize crops (current ratio set-aside to maize is 1 : 20!). A share of 33 % of organic farming plus 15 % extensive grassland use in an area of 1,300 km² is sufficient to improve the farmland bird trends substantially (Schorfheide-Chorin Biosphere Reserve). In a region with more than 95 % of organic farming within the Schorfheide-Chorin Biosphere Reserve more farmland birds were increasing than declining.

Keywords: breeding bird monitoring, population trends, common species, farmland

Einleitung

Die deutsche Agrarlandschaft unterliegt einem stetigen dynamischen Wandel. Dies gilt ganz besonders für die Zeit seit der deutschen Wiedervereinigung 1990. Im Osten Deutschland ließ die Intensität der agrarischen Nutzung zunächst dramatisch nach und die durch die EU als Marktregulierungsmaßnahme angeordneten obligatorischen Flächenstilllegungen brachten in ganz Deutschland bis zu 10 % Ackerbrachen (Höchststand 1994), in Ostdeutschland infolge von Strafstilllegungen sogar bis zu 18 % (DDA-Referenzdatenbank, siehe Abb. 2). Der Anteil von Mais als flächenbedeutsame, für den Naturschutz ungünstige Intensivkultur lag eine Zeit lang bei etwa 10 %. Nach Inkrafttreten des Erneuerbare-Energien-Gesetzes stieg der Anbau von Silomais für die Biogaserzeugung ab 2006 kräftig an und Mais erreicht aktuell einen Flächenanteil von knapp 20 %. Gleichzeitig fielen nach Einstellung der EU-Flächenstilllegungen die Ackerbrachen auf ein Minimum von aktuell unter einem Prozent.

Die seit 1991 in auswertbarer Menge und Qualität vorliegenden Brutvogelmonitoring-Daten des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten (DDA) erlauben es, die Bestandsentwicklung der häufigeren Feldvögel ab 1991 abzubilden und in Relation zum Wandel der Agrarlandschaft zu analysieren. Die wichtigsten Ergebnisse werden im Folgenden in knapper Form zusammengefasst.

Material und Methoden

Seit 1989 läuft das DDA-Monitoringprogramm zur Erfassung der Bestandsänderungen häufiger deutscher Brutvogelarten (MhB), zunächst auf der Basis von hauptsächlich Punkt-Stopp-Zählungen (FISCHER *et al.*, 2005b) sowie Revierkartierungen (FISCHER *et al.*, 2005a) auf frei gewählten Probeflächen (MhB-alt, Laufzeit 1989-2010; z.B. FLADE und SCHWARZ, 2004) und seit 2006 auf der Basis von Linienkartierungen auf vom Statistischen Bundesamt ausgewählten, repräsentativen Probeflächen (MhB-neu; SUDFELDT *et al.*, 2010, 2012; WAHL und SUDFELDT, 2010). Ab 1991 liegen ausreichend Daten vor, um die Bestandsentwicklung der 112 häufigsten Brutvogelarten darzustellen. Im MhB-alt wurden insgesamt über 600 Punkt-Stopp-Routen bearbeitet, das jährliche Maximum lag bei 327 bearbeiteten Routen. Im MhB-neu waren 2012 etwa 648 von 1000 Probeflächen der Bundesstichprobe und 813 Probeflächen von 1544 Flächen der zusätzlichen Landesstichproben in Bearbeitung.

Aktuell wurden erstmals die Daten beider Programme kombiniert, so dass jetzt einheitliche, aussagekräftige Bestandsindizes für den Zeitraum 1991-2010 vorliegen. Dadurch ist es möglich, die 20-jährige Bestandsentwicklung dieser 112 Arten zu bilanzieren und nach Regionen, bevorzugten Lebensräumen und Zugstrategien differenziert zu betrachten.

Ergebnisse

Die Bestandstrends der 112 häufigsten Arten seit 1991 sind so negativ wie noch nie seit Bestehen des Monitoringprogramms; es gibt zweieinhalb mal so viele abnehmende wie zunehmende Arten (Abb. 1a). Lediglich die Vögel der Gewässer und Feuchtgebiete zeigen noch eine Balance zu- und abnehmender Arten bei Überwiegen der Arten ohne Trend (Abb. 1b). Erstmals seit vielen Jahren sind auch die Bestandstrends der Waldvögel überwiegend negativ (22 abnehmende gegenüber 13 zunehmenden Arten; Abb. 1b). Dies ist eine deutliche Veränderung gegenüber den letzten Auswertungen zu Waldvögeln (FLADE und SCHWARZ, 2004; FLADE und SCHWARZ, 2010). Deutschlandweit gefährdete Arten (nach SÜDBECK *et al.*, 2007) sind besonders stark von Rückgängen betroffen.

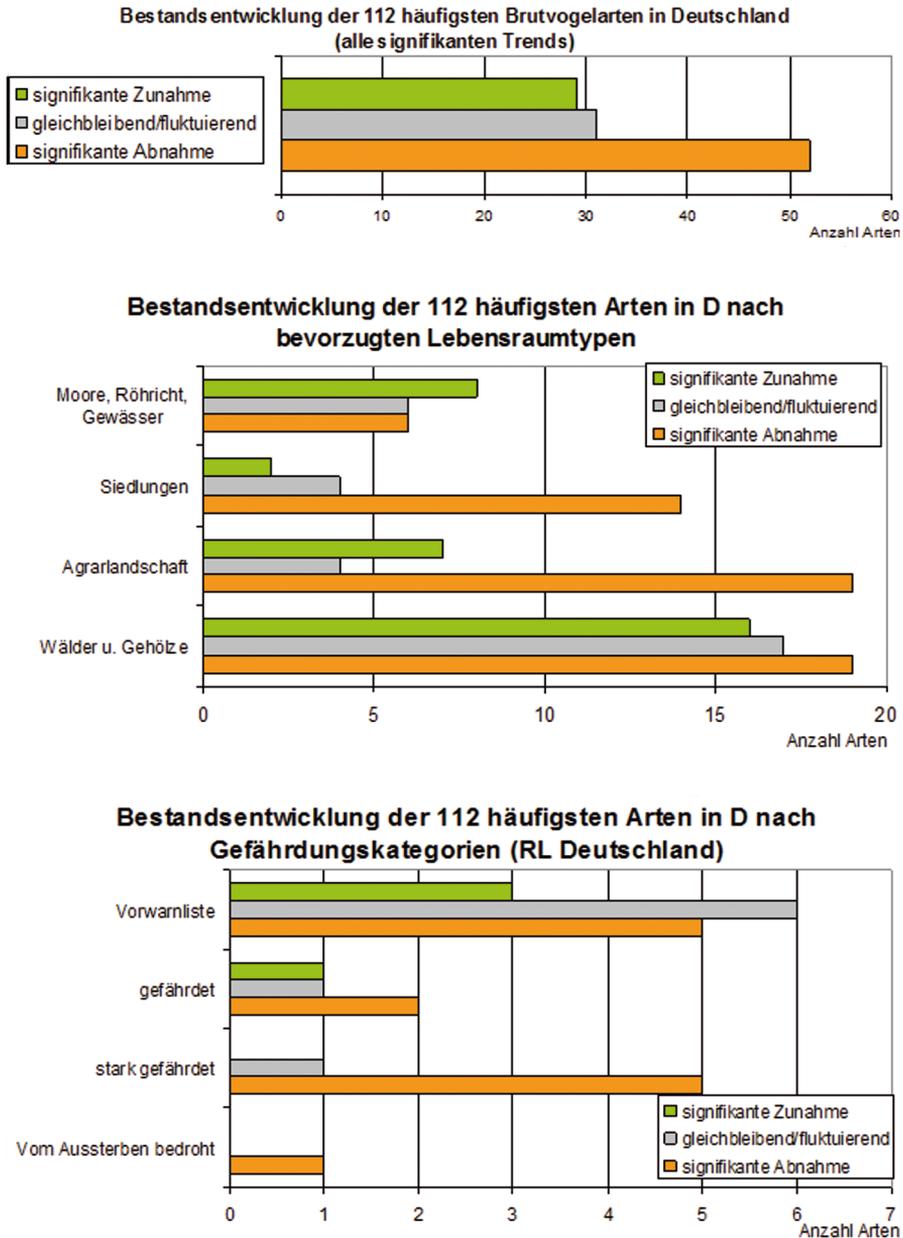


Abb. 1a-c Bestandstrends der 112 häufigsten deutschen Brutvogelarten (TRIM-Index) insgesamt (a, oben) sowie nach bevorzugten Lebensräumen (b, Mitte; 10 Arten zweifach zugeordnet) und nach Gefährdungskategorien der aktuellen Roten Liste der gefährdeten Brutvogelarten in Deutschland (SÜDBECK *et al.*, 2007).

Fig. 1a-c Population Trends of the 112 most common German breeding birds (number of species, green - increasing, grey - stable/fluctuating, orange - declining) in total (top) and according to preferred habitat types (centre) and to threat status (SÜDBECK *et al.*, 2007, bottom).

Die Rückgänge der Vögel der Agrarlandschaft sind dramatisch und haben sich gegenüber den letzten diesbezüglichen Auswertungen (FLADE *et al.*, 2008) noch verstärkt: Es gibt seit 1991 zweieinhalb mal so viele abnehmende wie zunehmende Arten, nur noch vier von 30 Arten sind über den Gesamtzeitraum betrachtet mehr oder weniger stabil (Abb. 1b).

Auf den weiträumigen Ackerbrachen, die Mitte der 1990er Jahre in Ostdeutschland zeitweise fast 20 % der Agrarfläche ausmachten und eineinhalb bis fast zweimal so viel Fläche einnahmen wie Maisfelder (Abb. 2), konnten sich die Bestände gefährdeter Feldvögel wie Feldlerche *Alauda arvensis*, Wachtel *Coturnix coturnix*, Braunkehlchen *Saxicola rubetra*, Gold- und Grauammer *Emberiza citrinella*, *E. calandra* vielfach erholen (FLADE und SCHWARZ, 2011). Auf den intensiven Maisanbauflächen, die insbesondere seit Wirksamwerden des Erneuerbare-Energien-Gesetzes nach 2005 und Abschaffung der obligatorischen EU-Flächenstilllegung ab Herbst 2007 stark zunehmen und ihren Flächenanteil in dieser Zeit fast verdoppelt haben, können die meisten Feldvögel nicht existieren, weil Hauptbearbeitungsgänge mitten in die Brutzeit fallen und sie später einfach nichts zu Fressen finden (FLADE *et al.*, 2006). Die Maisäcker werden im April/Mai regelmäßig komplett mit dem Totalherbizid Roundup abgespritzt, umgebrochen und neu eingesät, wachsen extrem schnell und hoch auf und werden in der Initialphase gehackt und später mit Pestiziden behandelt.

Die Flächenrelation von für Feldvögel relativ günstigen Flächen wie Ackerbrachen und Ökolandbau auf der einen Seite und Intensivkulturen wie Mais auf der anderen kann als Indikator für die Entwicklung der Agrarlandschaft insgesamt verstanden werden. Während das Flächenverhältnis von Brachen zu Maisflächen in ganz Deutschland Mitte der 1990er Jahre noch bei etwa 1 : 1 und in Ostdeutschland bei fast 2 : 1 lag, liegt es aktuell bei etwa 1 : 20 (Abb. 2). Selbst wenn man die allmählich anwachsenden Ökolandbauflächen hinzurechnet, kam man um 2004 noch auf ein Verhältnis Brache plus Ökolandbau zu Mais von 1 : 1, inzwischen liegt es bei 1 : 2,5 (Abb. 2). Die Bestände der Agrarvögel reagierten auf diese Veränderungen der Anbauverhältnisse in der Agrarlandschaft dramatisch. Von den 30 häufigsten Arten gibt es aktuell wohl nur noch vier, die ihre Bestände halten können (Jagdfasan *Phasianus colchicus*, Wiesenschafstelze *Motacilla flava*, Raben- und Nebelkrähe *Corvus corone*, *C. cornix*), alle übrigen Arten nehmen spätestens seit 2007 ab (Abb. 6). Einige schon langfristig, wie z.B. Bluthänfling *Carduelis cannabina*, Rebhuhn *Perdix perdix* und Kiebitz *Vanellus vanellus* (Abb. 3), andere seit den späten 1990er Jahren, wie Feldlerche, Goldammer und Neuntöter *Lanius collurio* (Abb. 4), und wieder andere, die von den Stilllegungen in Ostdeutschland besonders profitiert hatten, erst nach der Energie-Agrarwende um 2007 (Abb. 5). Zur letzten Gruppe gehören Wachtel, Heiderleche *Lullula arborea*, Grauammer und Ortolan *Emberiza hortulana* (die beiden letztgenannten Arten zeigten gegensätzliche Entwicklungen: in Westdeutschland kontinuierliche Abnahme, in Ostdeutschland und damit auch in der Gesamtbilanz für Deutschland zunächst bis ca. 2007 starke Zunahme, aktuell einsetzende Abnahme). Günstige Trends zeigen nur noch einige seltene Arten, deren Bruten einzeln aufwändig betreut (gegen Prädatoren gezäunt und gegen landwirtschaftliche Arbeiten geschützt, z.B. Wiesenweihe *Circus pygargus* und Brachvogel *Numenius arquata*), bzw. deren Bestände zusätzlich durch Zucht und Auswilderung gestützt werden (Großtrappe *Otis tarda*). Insgesamt wird klar, dass der wechselnde Anteil der für die meisten Feldvogelarten sehr günstigen Stilllegungsflächen die Bestandsentwicklung von etwa der Hälfte der Arten maßgeblich bestimmt hat (Abb. 4, 5). Selbst bei Arten, die seit 1990 langfristig und kontinuierlich abnehmen, gab es in den Hochzeiten der Flächenstilllegung leichte Bestandserholungen (Abb. 3).

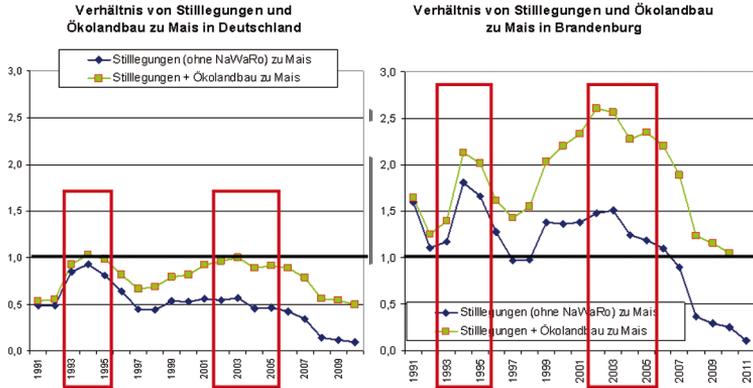


Abb. 2 Entwicklung der deutschen Agrarlandschaft 1991-2010 (aus FLADE, 2012): Flächenverhältnis zwischen Stilllegungen (Brachen) und Ökolandbau einerseits und Maisanbaufläche andererseits in Deutschland insgesamt sowie in Brandenburg als Beispiel für die Verhältnisse in Ostdeutschland (Grundlage: DDA-Referenzdatenbank; diese basiert auf im Internet verfügbaren Daten der Statistische Landesämter 2010, des Statistischen Bundesamtes und des Deutsches Maiskomitees). Der Wert 1 bedeutet, dass hier Stilllegungen/Ökolandbau und Mais den gleichen Flächenanteil haben. NaWaRo = Nachwachsende Rohstoffe.

Fig. 2 Development of the German agricultural landscape 1991-2010 (from FLADE, 2012): Area proportion between set-asides (fallows) and organic farming on one hand and maize crops on the other in Germany in total (left), and in the federal state of Brandenburg (right) as example for an East-German state. The value 1 (bold line in the graph) means that fallows/organic farming and maize have the same area share.

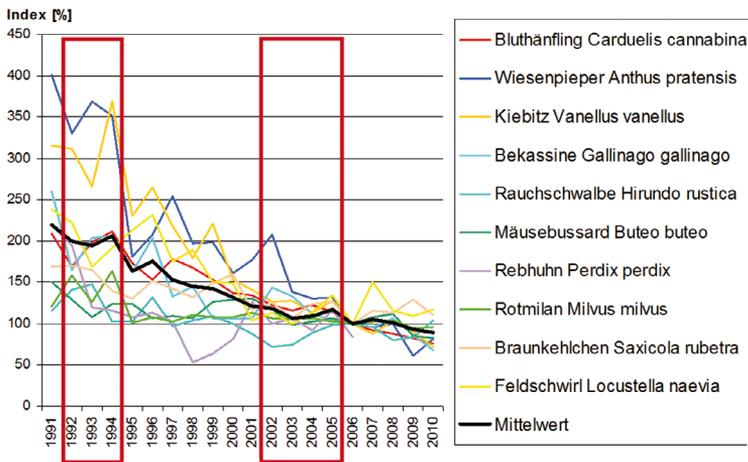


Abb. 3 Über den gesamten Betrachtungszeitraum abnehmende Arten der Agrarlandschaft (Mittelwert = geometrisches Mittel). Beachte die leichten Erholungsphasen in Jahren mit hohen Stilllegungsflächen-Anteilen (rote Boxen, vergleiche Abb. 2).

Fig. 3 Farmland birds with negative trends over the whole 20-years period (Mittelwert = geometric mean). Notice the slight recoveries during periods with a high proportion of set-asides and/or organic farming (see red boxes, compare Fig. 2).

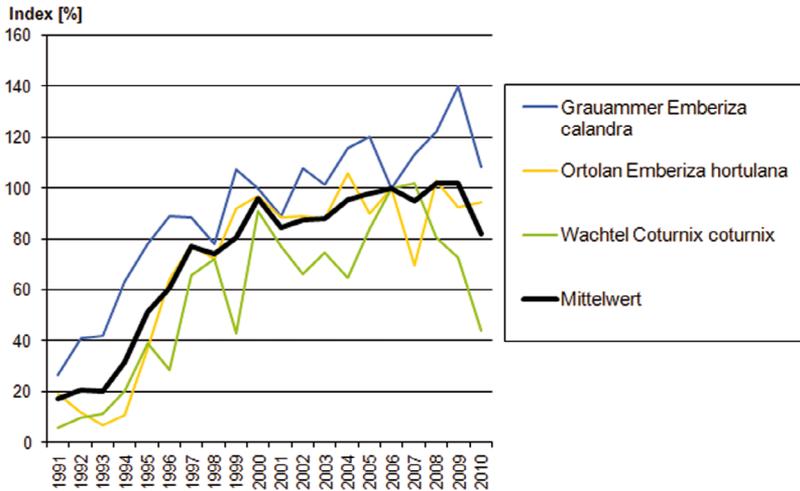


Abb. 4 Bestandstrends von besonders in den 1990er Jahren stark zunehmenden Arten, die von den hohen Bracheanteilen in der Landschaft infolge der EU-Flächenstilllegungen stark profitiert haben (Mittelwert = geometrisches Mittel). Ab ca. 2009 deutet sich ein deutlicher Rückgang an.

Fig. 4 Farmland species with increasing population trends especially in the 1990s which obviously benefited from a high area proportion of set-asides in that period (Mittelwert = geometric mean). Since c. 2009 a decline seems to have started.

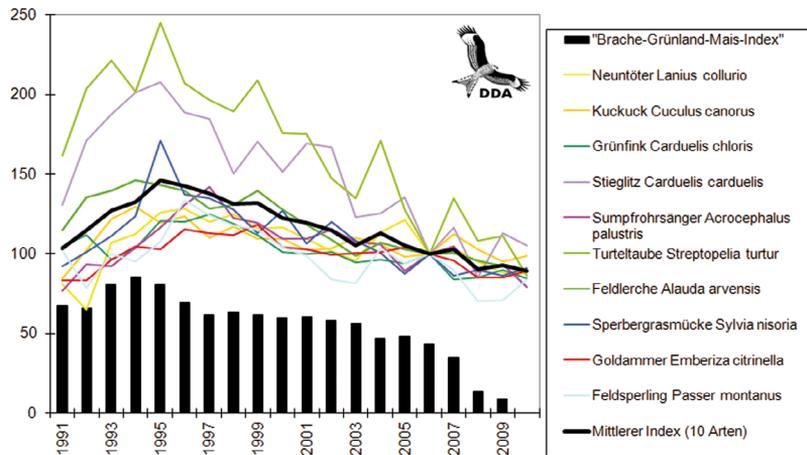


Abb. 5 Bestandindexkurven einer großen Gruppe von 10 Arten, deren Bestände Anfang der 1990er Jahre zunächst zu- und dann abnahmen (Mittlerer Index = geometrisches Mittel). Die schwarzen Säulen zeigen das Flächenverhältnis von Ackerbrache (Stilllegung) zu Mais x 100 (vgl. Abb. 2).

Fig. 5 Population index curves of 10 farmland bird species with increasing trends in the early 1990s and declines since then (Mittlerer Index = geometric mean). The black columns indicate the area proportion of set-asides against maize x 100 (compare Fig. 2).

Zusammenfassung Bestandstrends in der Agrarlandschaft

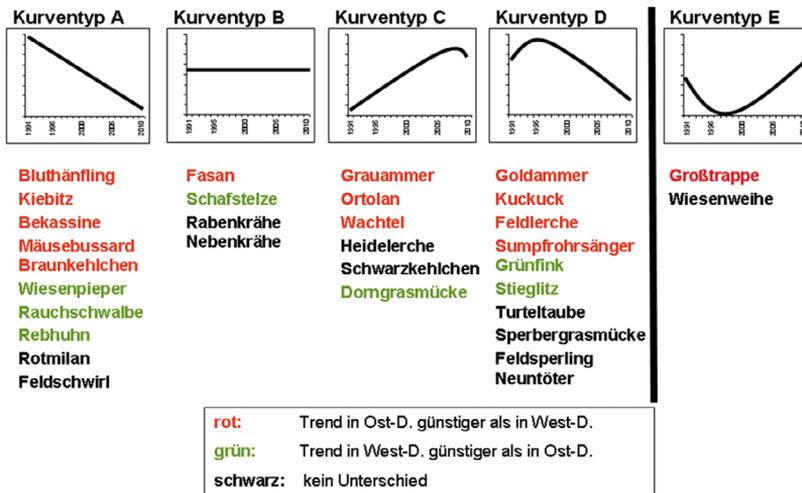


Abb. 6 Zusammenfassung der Bestandstrends 1991-2010 der 30 häufigsten sowie von zwei ausgewählten sehr seltenen (ganz rechts), typischen Arten der Agrarlandschaft, geordnet nach grundsätzlichem Kurvenverlauf (Quelle: M. FLADE, J. SCHWARZ, S. TRAUTMANN, DDA-Monitoringprogramm häufige Arten). Von den 31 häufigsten Agrarlandschafts-Arten können seit ca. 2008 nur noch vier ihren Bestand halten.

Fig. 6 Summary of the population trends (index curves) of the 30 most common and two selected rare (right) farm-land bird species in Germany, grouped by general type of index curve. Out of the 30 commonest species, since 2008 only 4 species are not in decline (source: M. FLADE, J. SCHWARZ, S. TRAUTMANN, DDA: German Common Birds Survey). Red – species with more favourable population trend in East Germany; green – species with more favourable population trend in West Germany; black – no difference between East and West Germany.

Die vorliegenden Daten sprechen dafür, dass etwa 10 % Brache notwendig sind (zurzeit < 1 %!), um Bestandsrückgänge bei der Mehrzahl der Feldvogelarten zu vermeiden (Periode 1993-1995). Die Stilllegungsfläche sollte immer größer bzw. Stilllegungsfläche plus Ökolandbau sollten mindestens doppelt so groß wie die Maisfläche sein (Periode 2002-2005; zurzeit 1 : 2).

Bezogen auf die Zugstrategien sind nach wie vor Langstreckenzieher (21 abnehmende gegenüber 12 gleich bleibenden und 5 zunehmenden Arten) wesentlich stärker von Bestandsrückgängen betroffen als Kurzstreckenzieher und Standvögel/Teilzieher (FLADE *et al.*, 2012). Bei denjenigen der 112 häufigsten Brutvogelarten, die bundesweit bestandsgefährdet sind oder auf der Vorwarnliste stehen (SÜDBECK *et al.*, 2007), sind auch im Betrachtungszeitraum ganz überwiegend signifikante Rückgänge zu verzeichnen (Abb. 1c). Das bedeutet, dass die Rückgänge, die zur Einstufung in die bundesweite Rote Liste führten, bisher nicht gestoppt werden konnten.

Hinsichtlich der Ergründung der Ursachen dieser negativen Entwicklung ist der Vergleich mit Regionen aufschlussreich, in denen die Agrarlandschaft großflächig ökologisch bewirtschaftet wird und in denen intensive konventionelle Landwirtschaft und Energiepflanzenanbau eine untergeordnete Rolle spielt. Ein solcher Vergleich ist insbesondere in den neu entstandenen weiträumigen Ökolandbau-Regionen Ostdeutschlands möglich. So liegen aus dem 1.300 km² großen Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin in der Uckermark (Nordost-Brandenburg) seit 1995 Brutvogelmonitoring-Daten vor (ca. 25-30 Punkt-Stopp-Zählrouten mit etwa 500 Zählstopps; SCHWARZ und FLADE, 2005). Im Zeitraum 1990-2012 ist der Anteil an ökologisch bewirtschafteter Ackerfläche hier von 0 auf 33 % (zuzüglich 15 % extensiver Grünlandnutzung) angestiegen. Im Raum Brodowin im Südosten des Biosphärenreservats liegt der Ökolandbau-Anteil seit Anfang der 1990er Jahre auf etwa 1.500 ha Agrarlandschaft bei über 95 %. Hier liegen ab 1997 Monitoringdaten vor (64 Zählstopps). Der Vergleich der Bestandsentwicklungen der Agrarvögel zeigt, dass im Biosphärenreservat insgesamt die Bestandsentwicklungen der Agrarland-Arten deutlich besser verlaufen sind (Abb. 7). Im Raum

Brodowin haben sich sogar 8 von 17 Arten deutlich günstiger entwickelt (6 Arten gleich, eine Art ungünstiger, aber stabil, zwei Arten ungünstiger).

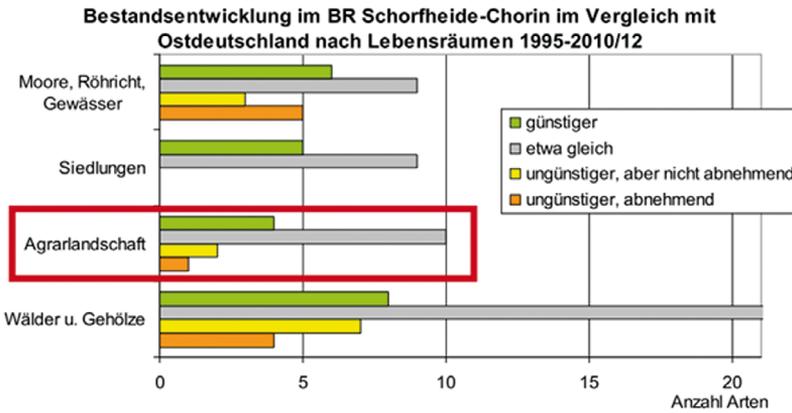


Abb. 7 Anzahl von Arten mit günstigerer, etwa gleicher und ungünstigerer Bestandsentwicklung im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (aktuell 33 % Ökolandbau und 15 % extensive Grünlandwirtschaft) im Vergleich zur Normallandschaft Ostdeutschlands (7 % Ökolandbau), unterteilt nach bevorzugten Lebensräumen (10 Arten doppelt zugeordnet).

Fig. 7 Number of species with more favourable (green bars), approximately the same (grey) and more unfavourable (yellow and orange) population trends within the Schorfheide-Chorin Biosphere Reserve (currently 33 % organic farming and 15 % extensive grassland use) compared to the East German wider countryside (7 % organic farming) according to preferred habitat types (10 species considered twice). Yellow bars: increasing/recovering in East Germany, stable in the Biosphere Reserve; orange bars: stable or increasing in East Germany and declining in the Biosphere Reserve. Red box – farmland birds.

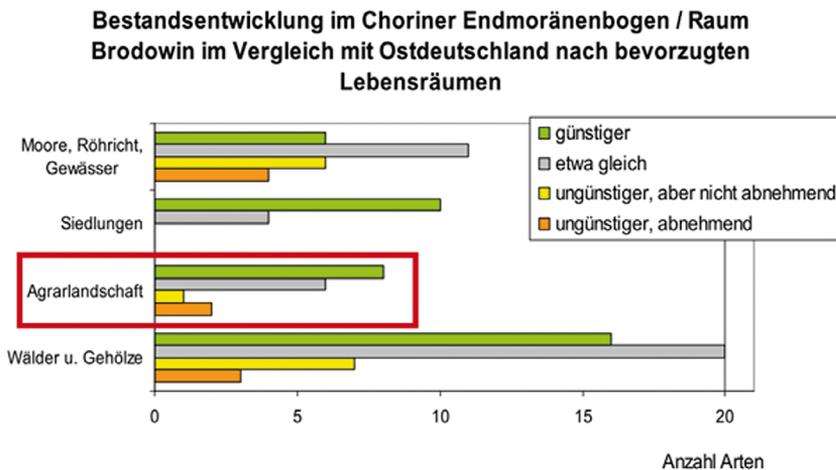


Abb. 8 Anzahl von Arten mit günstigerer, etwa gleicher und ungünstigerer Bestandsentwicklung in der Choriner Endmoräne (Wälder) und der Brodowiner Feldflur (1.300 ha, 95 % Ökolandbau) im Vergleich zur Normallandschaft Ostdeutschlands (7 % Ökolandbau), unterteilt nach bevorzugten Lebensräumen (10 Arten doppelt zugeordnet).

Fig. 8 Number of species with more favourable (green bars), approximately the same (grey) and more unfavourable (yellow and orange) population trends in the Chorin Chorin terminal moraine (forests) and the Brodowin farmland (1,300 ha, 95 % organic farming) compared to the East German wider countryside (7 % organic farming) according to preferred habitat types (10 species considered twice). Yellow bars: increasing in East Germany, stable in the Brodowin farmland; orange bars: stable or increasing in East Germany and declining in the Brodowin farmland. Red box – farmland birds.

Fazit

Im Gesamtergebnis ist festzustellen, dass sich entgegen des Beschlusses der EU-Umweltminister, den Rückgang der biologischen Vielfalt in der EU bis 2020 zu stoppen, die negativen Bestandstrends der Vögel der Agrarlandschaft verstärkt statt abgeschwächt haben. Insbesondere die Lage der Brutvögel der Agrarlandschaft hat sich dramatisch verschlechtert, dies verschärft durch die „Energie-Agrarwende“ um 2007. Diese wurde maßgeblich mitverursacht durch das Erneuerbare Energien-Gesetz (EEG) und den dadurch stark forcierten Anbau von Bioenergiepflanzen, vor allem von Mais (FLADE und SCHWARZ, 2011; DO-G & DDA, 2011). Der zunehmende Nutzungsdruck auf Ackerflächen ging einher mit der Einstellung des Flächenstilllegungsprogrammes der EU im Herbst 2007 und dem sich daraus ergebenden drastischen Rückgang von Ackerbrachen, sowie in einigen Bundesländern auch dem anhaltenden Rückgang des Dauergrünlandes.

Großflächig ökologisch bewirtschaftete Ackerlandschaften wie im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin lassen erkennen, dass die Bestandsentwicklungen der Feldvögel hier wesentlich günstiger verlaufen als in der „Normallandschaft“. Durch die Schaffung eines ausreichenden Teils an Ackerbrachen und/oder die massive Förderung des ökologischen Landbaus sowie eine Begrenzung des Energiepflanzenanbaus (vor allem Mais, aber auch Raps) ließen sich die Bestandsrückgänge der Feldvögel und wohl auch vieler anderer Arten der Agrarlandschaft vermeiden.

Dank

Besonderer Dank gilt den über 1000 ehrenamtlichen Mitarbeitern des DDA-Brutvogelmonitorings. Für Mitarbeit und Unterstützung bei der Datenauswertung und fachliche Diskussionen danken wir besonders Sven Trautmann/DDA (Koordination und Auswertung DDA-MhB neu), Maik Jurke (Auswertung der Monitoringdaten für das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin), Carolin Günther (Aufbau Referenzdatenbank Umweltparameter), Katrin Rokitte (Datenauswertung, Präsentation), Torsten Langgemach und Torsten Ryslavý von der Staatlichen Vogelschutzwarte Brandenburg sowie Susanne Winter (SPSS Statistik).

Literatur

- DO-G (DEUTSCHE ORNITHOLOGEN-GESELLSCHAFT) und DDA (DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN), 2011: Positionspapier zur aktuellen Bestandssituation der Vögel der Agrarlandschaft. Download: http://www.do-g.de/fileadmin/do-g_dokumente/Positionspapier_Agrarvögel_DO-G_DDA_2011-10-03.pdf
- DRV (DEUTSCHER RAT FÜR VOGELSCHUTZ) und DDA (DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN), 2012: Regenerative Energiegewinnung und Naturschutz. Download: http://www.do-g.de/fileadmin/do-g_dokumente/Eckpunktepapier_regenerative_Energiegewinnung_Stand_06-02-2012.pdf
- FISCHER, S., M. FLADE und J. SCHWARZ, 2005a: Revierkartierung. In: *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*. SÜDBECK, P., H. ANDRETTZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, T. SCHIKJORE, K. SCHRÖDER und C. SUDFELDT (Hrsg.). Radolfzell, Dachverband Deutscher Avifaunisten, Selbstverlag, 47-54.
- FISCHER, S., M. FLADE und J. SCHWARZ, (2005b): Punkt-Stopp-Zählung. In: *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*. SÜDBECK, P., H. ANDRETTZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, T. SCHIKJORE, K. SCHRÖDER & C. SUDFELDT (Hrsg.), Radolfzell, Dachverband Deutscher Avifaunisten, Selbstverlag, 55-58.
- FLADE, M., 2012: Von der Energiewende zum Biodiversitäts-Desaster – zur Lage des Vogelschutzes in Deutschland. *Vogelwelt* **133**, 149-158.
- FLADE, M. und J. SCHWARZ, 2004: Ergebnisse des DDA-Monitoringprogrammes, Teil II: Bestandentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989-2003. *Vogelwelt* **125**, 177-213.
- FLADE, M. und J. SCHWARZ, 2010: Entwicklung der Brutbestände von Waldvögeln in Deutschland seit 1990 im Spannungsfeld zwischen Forstwirtschaft, Naturschutz und Klimawandel. *Naturschutz Biol. Vielfalt* **95**, 131-148.
- FLADE, M. und J. SCHWARZ, 2011: Agrarwende – aber in die falsche Richtung: Bestandentwicklung von Brutvögeln in der Agrarlandschaft 1991-2010. *Vogelwarte* **49**, 253-254.
- FLADE, M., H. PLÄCHTER, R. SCHMIDT und A. WERNER, (Hrsg., 2006): *Nature Conservation in Agricultural Ecosystems. Results of the Schorfheide-Chorin Research Project*. Wiebelsheim, Quelle & Meyer (720 S.).
- FLADE, M., C. GRÜNEBERG, C. SUDFELDT und J. WAHL, 2008: Birds and Biodiversity in Germany. 2010 Target. Münster, DDA, NABU, DRV, DO-G.
- FLADE, M., J. SCHWARZ und S. TRAUTMANN 2012: Bestandentwicklung häufiger deutscher Brutvögel 1991-2010. *Vogelwarte* **50**, 307-309.
- SCHWARZ, J. und M. FLADE, 2007: Bestandentwicklung der Brutvögel in Brandenburger Großschutzgebieten im Vergleich mit Ostdeutschland 1995-2004. *Otis* **15**, 37-60.
- SÜDBECK, P., H.-G. BAUER, M. BOSCHERT, P. BOYE und W. KNIEF, 2007: Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 4. Fassung November 2007. *Ber. Vogelschutz* **44**, 23-81.
- SUDFELDT, C., J. WAHL, A. MITSCHKE, M. FLADE, J. SCHWARZ, C. GRÜNEBERG, M. BOSCHERT und K. BERLIN, 2010: Vogelmonitoring in Deutschland – Ergebnisse und Erfahrungen. – Münster, Bundesamt für Naturschutz, *Naturschutz Biol. Vielfalt* **83**.
- SUDFELDT, C., R. DRÖSCHMEISTER, J. WAHL, K. BERLIN, T. GOTTSCHALK, C. GRÜNEBERG, A. MITSCHKE und S. TRAUTMANN, 2012: Vogelmonitoring in Deutschland — Programme und Anwendungen. Münster, Bundesamt für Naturschutz, *Naturschutz Biol. Vielfalt* **119**.
- WAHL, J., und C. SUDFELDT, 2010: Ehrenamtliches Engagement im Vogelmonitoring in Deutschland. *Naturschutz Biol. Vielfalt* **95**, 199-230.

Sektion I: Agrarvögel als Bioindikatoren

Vogelarten der Agrarlandschaft als Bioindikatoren für landwirtschaftliche Gebiete

Farmland birds as bio-indicators for agricultural areas

Sven Trautmann

Dachverband Deutscher Avifaunisten e.V., An den Speichern 6, 48157 Münster

sven.trautmann@dda-web.de, +49(0)25121014014

DOI 10.5073/jka.2013.442.002

Zusammenfassung

Vögel werden in vielfacher Weise als Bioindikatoren genutzt. Der Zustand der biologischen Vielfalt in Deutschland wird im Rahmen der Nationalen Biodiversitätsstrategie durch den Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ abgebildet, der hierfür auf Vogelbestandsdaten zurückgreift. Neben verschiedenen anderen lebensraumspezifischen Teilindikatoren wird dabei auch der Zustand der Vögel des Agrarlandes abgebildet. Vogelarten der Agrarlandschaft zeigen in Deutschland wie in ganz Europa innerhalb der letzten Jahrzehnte beträchtliche Bestandsrückgänge, die auf Veränderungen der landwirtschaftlichen Nutzung zurückgeführt werden. Diese Veränderungen bilden sich in einer Entwicklung des Teilindikators „Agrarland“ weg von dem Zielwert ab, gleichzeitig ist der Indikator aktuell weit vom Zielwert entfernt. In dieser Publikation wird aufgezeigt, dass der Teilindikator repräsentativ für die Entwicklung der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft und für die Entwicklung der Vogelarten der Agrarlandschaft ist. Dazu werden Indikatoren mit verschiedenen Artenzusammensetzungen und –anzahlen ohne Zielwertbezug erstellt und ihre Trends mit dem des Indikatorartensets des Teilindikators „Agrarland“ für den Zeitraum 1990-2010, sowie die Teilzeiträume 1990-1999 und 2000-2010 verglichen. Es ergeben sich lediglich bei 2 Artensets für den Teilzeitraum 2000-2010 signifikante Unterschiede, die mit der Artenzusammensetzung dieser Indikatoren erklärbar sind. In Zukunft sollten zusätzliche Datenquellen (z.B. zu Nutzungsintensität, Anbaufrucht, Daten zur Applikation von Pflanzenschutzmitteln) und vertiefende Untersuchungen (z. B. zur Biotopausstattung) auf Teilmengen bestehender Monitoringflächen genutzt werden, um die Gründe für Bestandsrückgänge der Vogelarten der Agrarlandschaft näher zu beleuchten.

Stichwörter: Indikatoren, Artenvielfalt und Landschaftsqualität, Monitoring häufiger Brutvögel

Abstract

Birds are frequently used bio-indicators. The state of biodiversity in Germany is assessed using the indicator “Species diversity and landscape quality” in the course of the national sustainability strategy, by means of bird population data. Within this indicator, besides other habitat-specific partial indicators, the state of farmland birds is assessed. Farmland birds in Germany as in the whole of Europe have shown large population declines during the last decades which are attributed to changes in agricultural use. Those changes show in the negative development of the partial indicator “farmland”, significantly departing from the target value set by the national sustainability strategy. In this publication, we examine the representativeness of the development of the partial indicator “farmland” consisting of 10 species for a larger set of farmland bird species. Thus, indicators consisting of different sets and numbers of species are created without referring to target values. Their trends are compared to the trend of an indicator created from the species set of the partial indicator “farmland” within the indicator “Species diversity and landscape quality”, both for the time frame 1990-2010 and for the partial time frames 1990-1999 and 2000-2010, respectively. Significant differences for the partial time frame 2000-2010 are demonstrated for 2 indicators, and are discussed in terms of their respective species sets. The species set of the partial indicator “farmland” within the indicator “Species diversity and landscape quality” is representative of the population declines of farmland birds since the mid 1990’s. Prospectively, additional data sources (e.g. data on land use, pesticide application etc.) and more detailed examinations on subsets of existing monitoring plots should be used to shed light on potential causes of declines in farmland birds.

Keywords: Indicators, species diversity and landscape quality, Common Breeding Bird Survey

Einleitung

Der Zustand der Vogelwelt der Agrarlandschaft

Viele Vogelarten zeigen gegenwärtig europaweit Bestandsrückgänge (PECBMS, 2012). Die stärksten Bestandsverluste seit 1980 zeigen die Vögel der Agrarlandschaften, die um 52% zurückgegangen sind. BirdLife International berechnete daraus Verluste von 300 Mio. Vogelindividuen (DRÖSCHMEISTER *et al.*, 2012). Arten wie Star, Feldsperling, Bluthänfling, Wiesenpieper und Grauammer zeigen starke absolute Bestandseinbußen, die stärksten relativen Verluste aber zeigen sich bei Braunkehlchen, Turteltaube, Ortolan und Rebhuhn mit Einbußen zwischen 71% und 94%. Auch in Deutschland lässt sich anhand einzelner Arten die negative Entwicklung der Vogelbestände in der Agrarlandschaft nachvollziehen. So ergeben sich für den Zeitraum 1990 bis 2010 beim Feldsperling Bestandseinbußen um ein Drittel, beim Kiebitz um zwei Drittel und beim Rebhuhn sogar um drei Viertel (DRÖSCHMEISTER *et al.*, 2012).

Neben Veränderungen der Bestände zeigen sich bei einigen Arten auch Verbreitungsveränderungen. So sind ehemals weit verbreitete Arten wie Braunkehlchen oder Grauammer innerhalb der letzten 25 Jahre aus weiten Teilen West- und Südwest-Deutschlands verschwunden. Ihre Hauptverbreitung in Deutschland konzentriert sich nun auf den Nordosten und Osten des Landes. Betrachtet man den Artenreichtum von Vogelarten der Agrarlandschaft, so bildet sich dieses Phänomen in einem Artenreichtumsgefälle zwischen (Nord-) Ost- und (Süd-) Westdeutschland ab (Abb. 1).

Die z.T. immer noch bestehenden Unterschiede in der Struktur und Nutzung (u.a. Schlaggrößen und Bracheanteile), aber auch in Bezug auf Klima und Bodenökologie der Agrarlandschaft zwischen Ost- und Westdeutschland bilden sich in diesem Artenreichtumsgefälle ebenso ab, wie in der Tatsache, dass die Populationsentwicklungen vieler Vogelarten der Agrarlandschaft in Ostdeutschland günstiger sind als in Westdeutschland (s. Beitrag von M. Flade in diesem Journal). Allerdings zeigt sich bei vielen Arten, dass sich die Trends in Ost- und Westdeutschland in neuerer Zeit immer mehr angleichen und hin zu einem allgemeinen Rückgang tendieren (FLADE, 2012). Die beobachteten Verluste betreffen demnach nicht lediglich einzelne Arten, vielmehr äußert sich darin ein allgemeiner Verlust der Vogelartenvielfalt in der Agrarlandschaft. Dieser Verlust wird allgemein der landwirtschaftlichen Intensivierung und im besonderen folgenden Faktoren zugeschrieben:

- dem Verlust kleinstrukturierter Bewirtschaftung und damit auch entsprechend wertvoller Rand- u.a. Habitatstrukturen,
- dem Verlust von Fruchtfolgen und Kulturpflanzenvielfalt,
- dem Wegfall der verpflichtenden EU-Flächenstilllegung und selbstbegrünter Ackerbrachen,
- dem Umbruch von (Dauer-) Grünland,
- dem Einsatz hochwirksamer Insektenschutzmittel (z.B. Neonikotinoide),
- dem verstärkten Einsatz von Düngemitteln,
- der zunehmenden Bearbeitungshäufigkeit,
- dem verstärkten Anbau von Energiepflanzen (v.a. Mais).

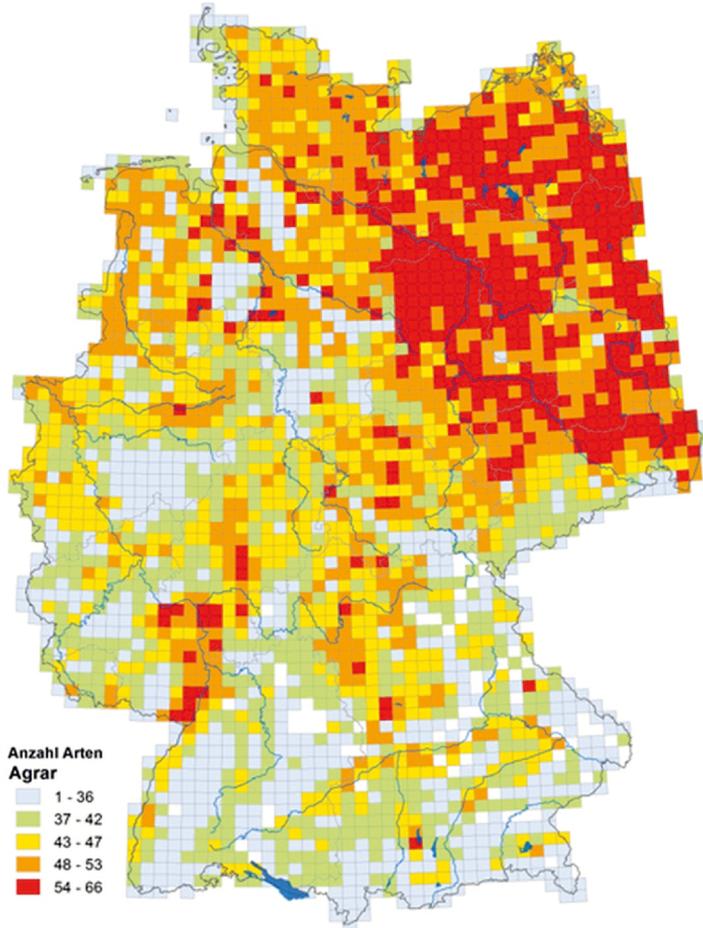


Abb. 1 Anzahl der nach den ADEBAR-Kartierungen auf TK-Quadranten in Deutschland vorkommenden Vogelarten der Agrarlandschaft (n= 74 Arten der Agrarlandschaft nach SÜDBECK *et al.*, 2005; aus: KÄMPFER *et al.*, 2012).

Fig. 1 Number of occurring farmland birds within topographic squares in Germany (n= 74 bird species classified as „farmland birds“ according to SÜDBECK *et al.*, 2005; from: KÄMPFER *et al.*, 2012).

Vögel als Indikatoren

Vögel sind auf Grund Ihrer Ökologie gut als Bioindikatoren geeignet (s. GREGORY *et al.*, 2003, 2005; GREGORY und VAN STRIEN, 2010). Standardisiert erhobene Bestandsdaten aus zumeist ehrenamtlich getragenen Monitoringprogrammen werden zur Erstellung von Populationstrends genutzt, die wiederum über verschiedene Arten und ökologische Gilden aggregiert werden können (SUDFELDT *et al.*, 2012). Auf dieser Basis werden Vögel auf europäischer Ebene als Indikatoren für Veränderungen der Artenvielfalt allgemein oder in bestimmten Habitaten (Wald, Agrarland), sowie als Indikatoren für Klimawandelauswirkungen verwendet. Dies geschieht beispielsweise durch die Common Bird Indicators (GREGORY *et al.*, 2010), den Farmland Bird Index (GREGORY *et al.*, 2005) oder auch den Climate Impact Indicator (GREGORY *et al.*, 2009). Auch in Deutschland werden Vogelbestandsentwicklungen in Systemen wie dem Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ (ACHTZIGER *et al.*, 2004) oder dem Indikator „Gefährdete Arten“ (mit Vögeln als einer von vielen taxonomischen Gruppen), in den u. a.

auch die Daten der Roten Liste der Brutvögel Deutschlands einfließen, (SÜDBECK *et al.*, 2007; HAUPT *et al.* 2009, BMU 2010) verwendet und bewertet. Die Bestandsentwicklung der Vogelarten zeigt die Qualität der von ihnen besiedelten Lebensräume an. Dies beschreibt stellvertretend den Zustand bzw. die Gefährdung der Artenvielfalt und dient der Erfolgskontrolle bei der Umsetzung der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU, 2010).

Indikatoren für den Zustand der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft

Die Vogelartenvielfalt in der Agrarlandschaft entwickelt sich national wie international in den letzten Jahrzehnten stark negativ (DRÖSCHMEISTER *et al.*, 2012, FLADE, 2012; PECBMS, 2012; SUDFELDT *et al.*, 2010). Um die Entwicklung in der Agrarlandschaft besser beschreiben zu können, werden Indikatoren benötigt, die

- den Zustand der Biodiversität abbilden können,
- nach Lebensräumen (z.B. Agrarland) differenzieren,
- möglichst einfache und generelle Aussagen transportieren können und
- mit Zielen von Naturschutz- und Nachhaltigkeitsstrategien verknüpft sind.

Indikatoren wie der Common Bird Indicator oder der Farmland Bird Index (FBI) werden u.a. von BirdLife International dazu genutzt, auf die Situation der Agrarvögel auf europäischer Ebene aufmerksam zu machen. Dabei werden Veränderungen dargestellt, sowie Wissenslücken und naturschutzpolitischer Handlungsbedarf aufgezeigt.

Der Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“

In Deutschland gibt es mit dem Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ ein Instrument zur Darstellung des Zustands von Natur und Landschaft, das im Rahmen der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie und der Nationalen Biodiversitätsstrategie verwendet wird (BMU, 2009, 2010). Mit diesem und weiteren Indikatoren soll der Erreichungsgrad einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland und die Entwicklung der biologischen Vielfalt in Deutschland überprüft werden (SUDFELDT *et al.*, 2010).

Der Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ verwendet aggregierte Populationstrends repräsentativ ausgewählter Vogelarten, deren Bestandstrends direkt die Eignung der Landschaft als Lebensraum für die betrachteten Vogelarten anzeigen. Da neben Vögeln auch viele andere Arten an eine reichhaltig gegliederte Landschaft mit intakten, nachhaltig genutzten Lebensräumen gebunden sind, bildet der Indikator, großräumig betrachtet, indirekt auch die Artenvielfalt und die Nachhaltigkeit der Landnutzung ab.

Die Bestandstrends der einzelnen Vogelarten werden bei der Indikatorberechnung zu Zielwerten in Beziehung gesetzt (s. Material und Methoden). Diese Zielwerte wurden basierend auf den Zielen der deutschen Biodiversitätsstrategie festgelegt und dienen deren Erfolgskontrolle (Herleitung s. ACHTZIGER *et al.*, 2004).

Nach dem sog. DPSIR-Modell (GABRIELSEN und BOSCH, 2003) wird der Indikator als Zustandsindikator klassifiziert.

Ursache-Wirkungsbeziehungen können durch diesen Indikator nicht nachgewiesen werden, da es sich um einen politikbezogenen Indikator und nicht um einen biologischen Indikator handelt, der zudem lediglich eine Zustandsbeschreibung der Artenvielfalt (am Beispiel der Vögel) liefern soll. Generell sind hochaggregierte Indikatoren wie der Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ nicht geeignet, Kausalbeziehungen nachzuweisen und erforderliche politische Handlungen oder Maßnahmen im Einzelnen zu konkretisieren. Dazu sind differenzierende Fachinformationen, feiner auflösende Indikatoren und/oder weiterführende Untersuchungen erforderlich.

Der Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ besteht aus 6 lebensraumspezifischen Teilindikatoren: Wald, Agrarland, Siedlungen, Binnengewässer, Küsten/Meere und Alpen (s. Abb. 2).



Abb. 2 Aufbau des Indikators „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ aus verschiedenen Teilindikatoren (Abb. aus SUDFELDT *et al.*, 2012).

Fig. 2 Structure of the indicator “Species diversity and landscape quality”, composed of different partial indicators (fig. from SUDFELDT *et al.*, 2012).

Die Teilindikatoren gehen anhand des Flächenanteils der Lebensraumtypen, für die sie entwickelt wurden, gewichtet in den Gesamtindikator ein. In jeden Teilindikator fließen Bestandsgrößen von zehn bis elf repräsentativ ausgewählten Vogelarten ein, die im Rahmen eines Forschungs- und Entwicklungsvorhabens des Bundesamtes für Naturschutz festgelegt wurden (ACHTZIGER *et al.*, 2004).

Teilindikator Agrarland

Die Artenauswahl umfasst die zehn Arten Braunkehlchen, Feldlerche, Goldammer, Grauammer, Heidelerche, Kiebitz, Neuntöter, Rotmilan, Steinkauz und Uferschnepfe. Diese Arten wurden einerseits als ausreichend häufig für die Erstellung bundesweiter Bestandstrends erachtet. Darüber hinaus repräsentieren sie mit ihren Lebensraumansprüchen verschiedene biotische und abiotische Gradienten, insbesondere in Bezug auf Landschaftsstruktur und Nutzungsintensität (s. Abb. 3). Damit soll gewährleistet werden, dass der Indikator Änderungen dieser Umweltbedingungen berücksichtigt. Da ein breites Spektrum von Umweltbedingungen abgebildet wird, stehen die verwendeten Arten stellvertretend für andere Agrarvögel mit ähnlichen Lebensraumansprüchen.

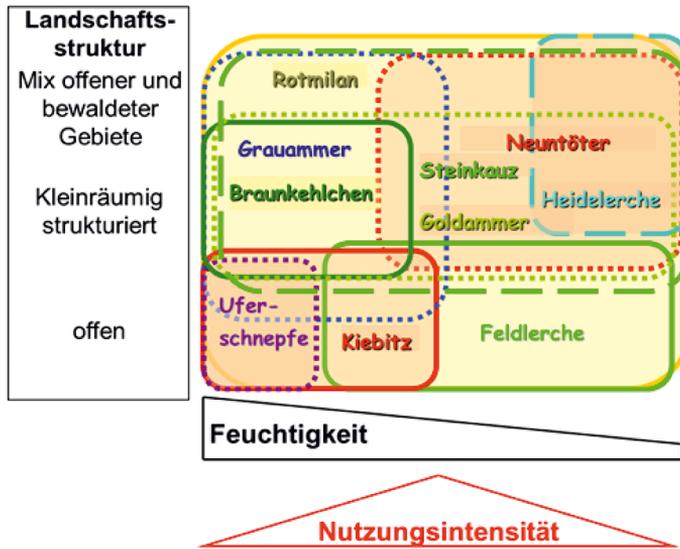


Abb. 3 Einordnung der Arten des Teilindikators „Agrarland“ im Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ innerhalb verschiedener Umweltgradienten. Angepasst aus: DRÖSCHMEISTER (2007).

Fig. 3 Placement of species of the partial indicator „farmland“ within the indicator „Species diversity and landscape quality“ within different environmental gradients. Modified from: DRÖSCHMEISTER, 2007.

Die Bestandsentwicklung der einzelnen Arten des Teilindikators wird zunächst zu artspezifisch festgelegten Zielwerten für das Jahr 2015 in Bezug gesetzt. Diese Zielwerte wurden basierend auf verschiedenen Zielen der Nachhaltigkeitsstrategie und gesetzlicher Regelungen entwickelt, welche für die jeweilige Indikatorart von Bedeutung sind (ACHTZIGER *et al.*, 2004).

Die auf die jeweiligen Zielwerte bezogenen Indizes werden über die Artensets der Teilindikatoren gemittelt und damit ein gemeinsamer Index errechnet. Die Signifikanz des Trendverlaufs der Teilindikatoren und des Gesamtindikators wird über eine Spearmansche Rangkorrelation für einen 10-Jahres-Zeitraum ermittelt.

Trendanalyse des Teilindikators „Agrarland“

Der Indikator verläuft bis 2005 weitgehend stabil und wird als „gleichbleibend“ bewertet. Bis 2009 verschlechtert sich sein Zielerreichungsgrad von 73% auf 66% und zeigt seitdem eine signifikante Entwicklung weg vom Zielwert. Daraus kann geschlossen werden, dass „zukünftig wirkungsvolle Maßnahmen zu einer nachhaltigen Entwicklung ergriffen werden müssen“ (WAHL *et al.*, 2011). Beim Teilindikator „Agrarland“ zeigen sich eine negativere Entwicklung und/oder ein geringerer Zielerreichungsgrad als beim Teilindikator „Wald“ und beim Gesamtindikator, was die Ergebnisse eines anderen Indikatorensystems, der europäischen Common Bird Indicators, gut reflektiert. Auch bei diesem zeigt sich bei Vogelarten der Agrarlandschaft eine stärker negative Entwicklung als bei Waldvogelarten oder allen häufigen Vogelarten.

Die Entwicklung des Indikators zwischen 2005 und 2009 wird mit dem Rückgang der Flächenstilllegungen, Grünlandumbruch, sowie der Zunahme der Maisanbaufläche in Deutschland in Verbindung gebracht (SUDFELDT *et al.*, 2009, WAHL *et al.*, 2011).

Zur Verbesserung der Bestandssituation der Vogelarten der Agrarlandschaft wird insbesondere die Beseitigung von Subventionen, die die biologische Vielfalt schädigen (Kernziel 3 der globalen 2020-Ziele), als Maßnahme vorgeschlagen. Auch ein gezielter Einsatz von Fördermitteln im Bereich der Agrarumweltmaßnahmen, z.B. zur Unterstützung extensiver Landnutzungsformen, ökologischen Landbaus oder der Anlage von Blühstreifen, können hierzu wichtige Beiträge leisten.

Ziel

Es soll getestet werden, ob sich die Indikatorverläufe unterschiedlicher aggregierter Indikatoren mit verschiedenen Artensets (inkl. des Artensets des Teilindikators „Agrarland“ im Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“) vom Indikatorverlauf eines Gesamtindikators aller verwendeten Arten unterscheiden lassen. Damit soll untersucht werden, ob die jeweiligen Indikatoren repräsentativ für alle Vogelarten der Agrarlandschaft sind, und v.a. inwiefern das für die zehn gewählten Indikatorarten des Teilindikators „Agrarland“ zutrifft.

Material und Methoden

Bestandstrends

Bestandstrends werden im Programm TRIM („Trends and Indices for Monitoring Data“; PANNEKOEK und VAN STRIEN, 2001) durch Verwendung log-linearer Regressionsmodelle (Poisson-Regression) aus der Familie der Generalized Linear Models (GLM) berechnet, da Zählraten in der Regel eine Poisson- und keine Normal-Verteilung aufweisen. Außerdem berücksichtigt TRIM Lücken in Datenreihen und geklumpertes Auftreten von Individuen im Raum.

Mit Hilfe von TRIM können jährliche Indexwerte mit Vertrauensbereichen geschätzt und der lineare Trend über den Gesamtzeitraum sowie dessen Signifikanz berechnet werden. In die Berechnungen lassen sich auch Kovariablen (z.B. Lebensräume) einbeziehen und Gewichtungen vornehmen.

Die Bestandstrends, die für die Berechnung der verschiedenen Indikatoren verwendet wurden, entstammen drei verschiedenen Quellen:

- dem Monitoring häufiger Brutvögel (MhB) (2005-2010) bzw.
- seinem Vorgänger-Programm, dem DDA-Monitoring häufiger Vogelarten (1990-2010)

Die Trenddaten aus diesen beiden Programmen wurden entsprechend einer Methode aus dem „Best Practice Guide for wild bird monitoring schemes“ (VORISEK *et al.*, 2008) kombiniert, wobei nur die Trendindexwerte (sowie deren Standardfehler) aus dem Überlappungszeitraum beider Programme kombiniert werden, alle anderen Indexwerte jedoch erhalten bleiben.

- dem Monitoring seltener Brutvögel (MsB)

Es lagen für einzelne Arten Trenddaten und für andere jährliche Bestandszahlen vor. Letztere wurden in Bestandsindizes konvertiert.

Die Monitoringprogramme, ihre Erfassungs- und Auswertungsmethoden sind in SUDFELDT *et al.* (2012) beschrieben.

Berechnung aggregierter Indikatoren

Die Indexwerte aus den oben genannten Quellen wurden auf das Jahr 2002 normiert und für verschiedene Artensets wurden die jährlichen Indikatorwerte als geometrisches Mittel aus den Indikatorwerten der einzelnen Arten für den Zeitraum 1990-2010 dargestellt. Für die Berechnungen wurde keine Normierung auf einen Zielwert vorgenommen. Folgende Indikatorensets wurden verglichen (Artenauswahl s. Anhang, Tab. S1):

- Arten des Agrarlandes im weiteren Sinne nach den „Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands“ („MS“, SÜDBECK *et al.*, 2005, n=57 Arten)
- Arten des Teilindikators „Agrarland“ im Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ („NHI“, ACHTZIGER *et al.*, 2004, n=10 Arten)
- In Deutschland vorkommende Arten des Farmland Bird Index („FBI“, GREGORY *et al.*, 2005, n=21 Arten)

- Häufige Vogelarten der Agrarlandschaft aus HOFFMANN *et al.* (2012) („HOFFMANN *et al.* (2012)“, n=26 Arten)
- Alle Arten des Monitorings häufiger Brutvögel, bei denen mehr als 50% der Reviere im Agrarland (Acker, Grünland, Obstkulturen oder Heide) liegen („MhB>50“, n=28 Arten)
- Arten des Agrarlandes im engeren Sinne („Agrarvögel s.str.“, n=29 Arten)
- bodenbrütende Arten des Agrarlandes („Bodenbrüter“, n=26 Arten)
- gebüschbrütende Arten des Agrarlandes („Gebüschbrüter“, n=11 Arten)
- alle Arten der zuvor genannten Indikatoren („alle Arten“, n= 67 Arten)

Die Indikatorverläufe verschiedener Artensets werden unten verglichen. Für die einzelnen Indikatoren werden lineare Trendmodelle erstellt und deren Trendschätzer und Standardfehler mittels gepaarter z-Tests paarweise auf Unterschiede im Trendverlauf im Vergleich mit einem Indikator aus allen Arten (s. Abb.5) getestet. Dabei wird für multiples Testen korrigiert. Dies geschieht mit Hilfe der Benjamini-Yekutieli-Methode, welche für die bei wiederholtem Testen erhöhte Wahrscheinlichkeit fälschlich auftretender Signifikanzen korrigiert (BENJAMINI und YEKUTIELI, 2001).

Zusätzlich zu den Tests über den gesamten Zeitraum wurden Vergleiche für die beiden Teilzeiträume 1990-1999 und 2000-2010 erstellt. Dies geschieht, um mögliche nichtlineare Entwicklungen über den Gesamtzeitraum besser abzubilden, die sich in den Trendverläufen andeuten.

Die Ergebnisse werden im Hinblick auf die Repräsentativität des Teilindikators „Agrarland“ im Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ diskutiert und anschließend mögliche zusätzliche Auswertungen und Weiterentwicklungen vorgestellt.

Ergebnisse

Betrachtet man die mit verschiedenen Artensets erstellten Indikatorverläufe, so zeigt sich bei allen eine sehr ähnliche, deutlich negative Entwicklung, mit leicht ansteigenden Trendverläufen bis 1999 und stärkeren Abnahmen ab 2000 (Abb. 4,5).

Beim Vergleich der Indikatoren mit Hilfe von z-Tests für abhängige Stichproben ergeben sich zwischen den einzelnen Indikatoren und einem Indikator, der aus den Trends des gesamten Artensets erstellt wurde, für den Gesamtzeitraum keine signifikanten Unterschiede.

Korrigiert man die p-Werte nicht für multiples Testen, so zeigen sich signifikante Unterschiede für die Artensets des Farmland Bird Index und die Vogelarten der Agrarlandschaft im engeren Sinne (Tab. 1, Tab. 2). Beide zeigen im Vergleich negativere Trendentwicklungen über den Zeitraum 1990-2010 als die übrigen Indikatoren. Aus statistischer Sicht sind diese Ergebnisse unsicher, weil sie durch mehrfach aufeinanderfolgende z-Tests gewonnen wurden und somit die Wahrscheinlichkeit steigt, zufälligerweise aus mehreren Tests ein oder mehrere signifikante Ergebnisse zu erhalten.

Verwendet man nun Teilzeiträume für den Vergleich der Indikatoren, um den unterschiedlichen Trendentwicklungen zwischen 1990 und 1999 sowie zwischen 2000 und 2010 Rechnung zu tragen, dann ergeben sich nach Korrektur für multiples Testen für den Zeitraum 1990-1999 keine signifikanten Unterschiede der Indikatorverläufe zum Verlauf des Indikators mit dem gesamten Artenset. Ohne diese Korrektur zeigen die häufigen Vogelarten der Agrarlandschaft aus HOFFMANN *et al.* (2012), sowie die gebüschbrütenden Vogelarten eine signifikant positivere Trendentwicklung. Für den Zeitraum 2000-2010 finden sich (mit und ohne p-Wert-Korrektur) lediglich beim Indikatorenset des Farmland Bird Index Abweichungen zu einem Indikator, der mit allen Arten berechnet wurde. Bei diesem Indikator ist die Entwicklung im genannten Zeitraum negativer als für den Indikator mit allen Arten (Abb.5).

Tab. 1 z-Tests partiell abhängiger Indikatoren auf Unterschiede zwischen den Indikatoren und einem Indikator berechnet aus allen verwendeten Arten für den Zeitraum 1990-2010. Die p-Werte unter „korrigierter p-Wert“ wurden nach der Benjamini-Yekutieli-Methode (BENJAMINI und YEKUTIELI, 2001) für multiples Testen korrigiert. Fett gedruckt sind signifikante Testergebnisse.

Tab. 1 z-Tests for differences among partially dependent indicators between indicators and an indicator calculated with the full species set. P values given under „korrigierter p-Wert“ are corrected for multiple testing using the Benjamini Yekutieli method (BENJAMINI und YEKUTIELI 2001). Significant test results are shown in bold type.

Indikator	vs. Indikator aus allen Arten		Signifikanz
	p-Wert	korrigierter p-Wert	
MS	0,934	1	n.s.
NHI	0,61	1	n.s.
FBI	0,007	0,152	n.s.
Hoffmann <i>et al.</i> (2012)	0,703	1	n.s.
MhB >50	0,407	1	n.s.
Agrarvögel s.str.	0,026	0,283	n.s.
Bodenbrüter	0,505	1	n.s.
Gebüschbrüter	0,385	1	n.s.

Tab. 2 z-Tests partiell abhängiger Indikatoren auf Unterschiede zwischen den Indikatoren und einem Indikator berechnet aus allen verwendeten Arten für die Zeiträume 1990-1999 und 2000-2010. Die p-Werte unter „korrigierter p-Wert“ wurde nach der Benjamini-Yekutieli-Methode (BENJAMINI und YEKUTIELI, 2001) für multiples Testen korrigiert. Fett gedruckt sind signifikante Testergebnisse.

Tab. 2 z-Tests for differences among partially dependent indicators between indicators and an indicator calculated with the full species set. P values given under „korrigierter p-Wert“ are corrected for multiple testing using the Benjamini Yekutieli method (BENJAMINI und YEKUTIELI 2001). Significant test results are shown in bold type.

Indikator	vs. Indikator aus allen Arten (1990-1999)			vs. Indikator aus allen Arten (2000-2010)		
	p-Wert	korrigierter p-Wert	Signifikanz	p-Wert	korrigierter p-Wert	Signifikanz
MS	0,926	1	n.s.	0,845	1	n.s.
NHI	0,221	1	n.s.	0,396	1	n.s.
FBI	0,272	1	n.s.	<0,001	0,002	**
Hoffmann <i>et al.</i> (2012)	0,010	0,217	n.s.	0,367	1	n.s.
MhB >50	0,056	0,406	n.s.	0,086	0,623	n.s.
Agrarvögel s.str.	0,393	1	n.s.	0,484	1	n.s.
Bodenbrüter	0,854	1	n.s.	0,191	1	n.s.
Gebüschbrüter	0,004	0,406	n.s.	0,07	0,623	n.s.

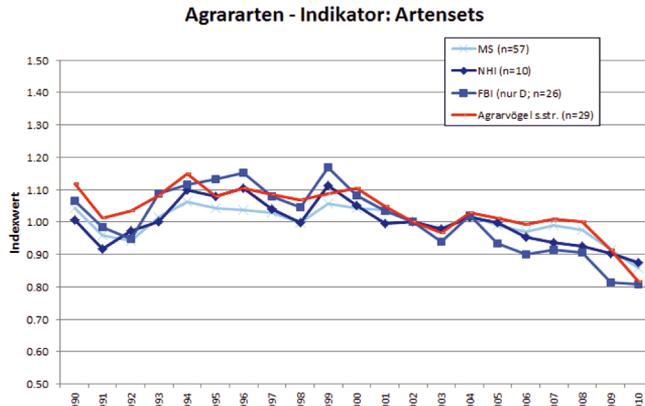


Abb. 4 Trendverläufe für Agrarvogelindikatoren aus verschiedenen Artensets: „MS“: Arten des Agrarlandes im weiteren Sinne nach den „Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands“ (SÜDBECK *et al.*, 2005, n=57 Arten); „NHI“: Arten des Teilindikators „Agrarland“ im Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ (ACHTZIGER *et al.*, 2004, n=10 Arten); „FBI“= In Deutschland vorkommende Arten des Farmland Bird Index (FBI, GREGORY *et al.*, 2005, n=21 Arten); „Agrarvögel s.str.“=Arten des Agrarlandes im engeren Sinne (n=29 Arten).

Fig. 4 Trends of farmland bird indicators using different sets of species: „MS“: Farmland bird species in the wider sense according to the „Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands“ (SÜDBECK *et al.*, 2005, n=57 species); „NHI“: species of the partial indicator „Farmland“ of the indicator „Species diversity and landscape quality“ (ACHTZIGER *et al.*, 2004, n=10 species); „FBI“= species of the Farmland Bird Index (FBI) occurring in Germany (GREGORY *et al.*, 2005, n=21 species); „Agrarvögel s.str.“=farmland bird species in the stricter sense (n=29 species).

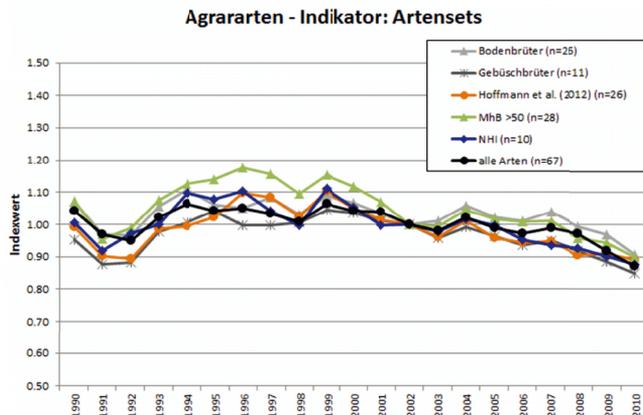


Abb. 5 Trendverläufe für Agrarvogelindikatoren aus verschiedenen Artensets: „NHI“: Arten des Teilindikators „Agrarland“ im Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ (ACHTZIGER *et al.*, 2004, n=10 Arten); „HOFFMANN *et al.*, 2012“= Häufige Vogelarten der Agrarlandschaft aus HOFFMANN *et al.* (2012) (n=26 Arten); „MhB >50“: Alle Arten des Monitorings häufiger Brutvögel, bei denen mehr als 50% der Reviere im Agrarland (Acker, Grünland, Obstkulturen oder Heide) liegen (n=28 Arten); „Bodenbrüter“=bodenbrütende Arten des Agrarlandes (n=26 Arten); „Gebüschbrüter“=gebüschbrütende Arten des Agrarlandes (n=11 Arten). Der Indikator „alle Arten“ summiert alle Arten der zuvor genannten Indikatoren auf (n= 67 Arten).

Fig. 5 Trends of farmland bird indicators using different sets of species: „NHI“: species of the partial indicator „Farmland“ of the indicator „Species diversity and landscape quality“ (ACHTZIGER *et al.*, 2004, n=10 species); „HOFFMANN *et al.*, 2012“= Common farmland birds from Hoffmann *et al.* 2012 (n=26 species); „MhB >50“; all species of the German Common Breeding Bird Survey occurring with more than 50% of their territories in the farmland (arable fields, grassland, orcharding or heathland, n=28 species); „Bodenbrüter“=ground-breeding farmland bird species (n=26 species); „Gebüschbrüter“=farmland bird species breeding in shrubs (n=11 species). The indicator „all species“ sums up all species of the aforementioned indicators (n= 67 species).

Diskussion

Alle dargestellten aggregierten Indikatoren (s. Abb. 4,5) zeigen sehr ähnliche Verläufe und führen zu der Aussage, dass Vogelarten der Agrarlandschaft in ihrem Bestand zurückgehen. Diese Aussage stimmt überein mit dem Ergebnis des Teilindikators „Agrarland“ im Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“. Besonders deutlich wird dieser Rückgang in den 2000er Jahren nach einer Fluktuations- oder „Erholungs“-Phase bis Ende der 1990er Jahre, welche auf starke Bestandsrückgänge in den 1980er bis Anfang der 1990er Jahren folgte (vgl. FLADE, 2012).

Bei einigen Indikatoren zeigen sich Abweichungen zum Indikator mit allen Arten, die durch Korrektur für multiples Testen verschwinden. Für sich genommen (d.h. bei einzelnen Tests), können diese Indikatoren aber nicht die allgemeine Entwicklung der Vogelarten der Agrarlandschaft abbilden. Die Arten des Farmland Bird Index und die Agrarvögel im engeren Sinne zeigen hierbei negativere Bestandsentwicklungen als die übrigen Indikatorensets. Auch wenn der Unterschied nach p-Wert-Korrektur nicht mehr signifikant ist, so scheint die Repräsentativität doch eingeschränkt zu sein.

Betrachtet man nun die Teilzeiträume 1990-1999 und 2000-2010, so finden sich zwischen 1990 und 1999 nur bei unkorrigierten p-Werten signifikante Unterschiede zum Gesamtindikator. Das Artenset aus HOFFMANN *et al.* (2012) wurde jedoch auf die häufigen Arten beschränkt, weil nur bei dieser Artenauswahl für alle Arten belastbare Daten zur Bestandsveränderung vorlagen. Bei Beschränkung auf häufige Arten ist allerdings nicht zwingend zu erwarten, dass der Indikator repräsentativ für alle Arten der Agrarlandschaft ist, eine Erweiterung um mittelhäufige und seltene Arten (die in der Studie ebenfalls untersucht wurden) wäre für zukünftige Vergleiche sicherlich sinnvoll. Die gebüschbrütenden Arten hingegen zeigen ohne p-Wert-Korrektur Unterschiede zum Gesamtindikator, die sicherlich durch die Beschränkung auf ein kleines Artenset und die Auswahl einer spezifischen ökologischen Gilde zurückzuführen sind. Die Fokussierung auf einzelne Gilden liefert nicht in jedem Fall Ergebnisse, die auf andere Arten und Lebensräume innerhalb der Agrarlandschaft übertragbar sind. Gerade solche Gilden sollten aber zum Gegenstand differenzierter Untersuchungen gemacht werden, weil im Umkehrschluss ein repräsentativer Indikator für die Arten der Agrarlandschaft die Bestandsentwicklungen innerhalb dieser Gilden nicht immer abbilden kann.

Für den Zeitraum 2000-2010 zeigen sich sowohl mit als auch ohne p-Wert-Korrektur signifikante Unterschiede für die Arten des Farmland Bird Index. Hierbei spielt sicherlich die Artenzusammensetzung eine Rolle, die nicht auf Deutschland zugeschnitten ist. So kommen eine Reihe der Arten, die auf europäischer Ebene in den FBI eingerechnet werden, nicht in Deutschland vor oder es lagen für diese keine belastbaren Trenddaten vor. Außerdem sind Arten enthalten, die in Deutschland nicht zu den typischen Vogelarten der Agrarlandschaft gezählt werden. Durch diese Zufallsauswahl von Arten besitzt der hier dargestellte Indikator sicherlich nicht die Aussagekraft des Farmland Bird Index auf europäischer Ebene, und spiegelt daher die allgemeine Bestandsentwicklung der Vögel der Agrarlandschaft wahrscheinlich nur in eingeschränktem Maße wider. Die Abweichung im Trendverlauf verdeutlicht, dass es durchaus Unterschiede in den Bestandsveränderungen von Vogelarten der Agrarlandschaft gibt, je nachdem, welche Arten man betrachtet.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Trenduntersuchungen, dass die Trends für Indikatoren aus mehreren verschiedenen Artensets sehr ähnlich verlaufen. Abweichungen sind wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die Artenzusammensetzung nicht repräsentativ für alle Arten der Agrarlandschaft ist, da sie unterschiedliche Teile der Agrarlandschaft repräsentieren.

Das Artenset des Indikators „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ erweist sich vor diesem Hintergrund als repräsentativ, denn es ergibt sich bei Erstellung eines Indikators (ohne Zielwert) ein Verlauf, der von dem für ein weitaus größeres Artenset statistisch nicht unterscheidbar ist. Das zeigt, dass sich bei sinnvoller Artenauswahl selbst mit der geringen Zahl von zehn Vogelarten ein Indikator erzeugen lässt, dessen Verlauf repräsentativ für die Bestandsentwicklung der Vogelarten in der Agrarlandschaft ist.

Der Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ zeigt ebenso wie die hier untersuchten Indikatoren ohne Zielwertbezug eine negative Entwicklung im Agrarbereich zuverlässig an, bietet aber den zusätzlichen Vorteil, den Zielerreichungsgrad definierter Biodiversitätsziele messen zu können.

Prinzipiell sind innerhalb des Indikators verschiedene ökologische Gilden gut repräsentiert. Es sind sowohl Standvögel, als auch Kurz- und Langstreckenzieher vertreten, ebenso Arten des Grün- und Ackerlandes, sowie baum-, boden- und gebüschbrütende Vogelarten. Probleme hinsichtlich der Interpretierbarkeit des Indikatorverlaufs können sich nur dann ergeben, wenn sich innerhalb des Indikators positive und negative Effekte verschiedener ökologischer Gilden aufheben. Eine differenzierende Analyse hinsichtlich der Entwicklung ökologischer Gilden und einzelner Arten kann dieses Defizit beheben.

Ausblick

Die Populationstrends der verwendeten Indikatorarten sollten zu anderen Wirkfaktoren in Beziehung gesetzt werden, um Arbeitshypothesen für Kausalitäten erstellen zu können, die durch vertiefende Untersuchungen geprüft werden können.

Die Aussagemöglichkeiten solcher Analysen würden gesteigert, wenn präzise Daten zur Landnutzung auf den Monitoringprobeflächen zur Verfügung stünden (vgl. HOFFMANN *et al.*, 2012; HOFFMANN und WITTCHEN, in diesem Journal). Zu diesen gehören u.a.:

- Detaillierte Nutzungsdaten, z.B. jährlich aktualisierte Daten zur Verteilung der angebauten Kulturen auf den DDA-Probeflächen,

sowie

- Informationen über die Bewirtschaftungsweise, einschließlich des Einsatzes von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln.

Methoden, wie dies in das nationale Vogelmonitoring integriert werden können, finden sich in HOFFMANN *et al.*, 2012 und HOFFMANN und WITTCHEN, in diesem Journal. Diese Methoden würden parallel zu den ornithologischen Kartierungen zusätzliche Erhebungen erforderlich machen und könnten die standardisierten Erfassungen im Rahmen des Monitorings häufiger und seltener Brutvögel für Wirkungsanalysen besser nutzbar machen. Die Ergebnisse solcher Erhebungen auf Unterstichproben ließen sich zu den Erhebungen der gesamten Stichproben der Monitoringprogramme in Beziehung setzen und über Korrelationen oder hierarchische Modellstrukturen auf eine größere Probeflächenzahl übertragen. Eine besondere Bedeutung kommt hierbei der Zusammenarbeit zwischen dem bundesweiten Vogelmonitoring des DDA und einem vertiefenden Monitoring zur Bestimmung von Kausalbeziehungen in den Agrargebieten zu, so dass hier eine verstärkte Abstimmung notwendig würde.

Literatur

- ACHTZIGER, R., STICKROTH, H. UND R. ZIESCHANK, 2004: Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt – ein Indikator für den Zustand von Natur und Landschaft in Deutschland. – *Angewandte Landschaftsökologie* **63**: 137 S.
- BENJAMINI, Y. UND D. YEKUTIELI, 2001. The control of the false discovery rate in multiple testing under dependency. *Annals of Statistics* **29**, 1165–1188.
- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2009: Nationale Nachhaltigkeitsstrategie – Perspektiven für Deutschland. BMU, Berlin. 328 S.
- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2010: Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. BMU, Berlin. 87 S.
- DRÖSCHMEISTER, R., 2007: Bird monitoring, indicators and conservation policy: The German example. Präsentationsbeitrag bei der 17. Tagung des European Bird Census Council (EBCC) 2007, Chiavenna.
- DRÖSCHMEISTER, R., SUDFELDT, C. UND S. TRAUTMANN, 2012: Zahl der Vögel halbiert – Landwirtschaftspolitik der EU muss umweltfreundlicher werden. *Falke* **59**, 316-317.
- FLADE, M., 2012: Von der Energiewende zum Biodiversitäts-Desaster – zur Lage des Vogelschutzes in Deutschland. *Vogelwelt* **133** (3), 149-158.
- GABRIELSEN, P., UND P. BOSCH, 2003 : Environmental indicators: Typology and use in reporting. European Environmental Agency, Brüssel. 20 S.
- GREGORY, R.D., VAN STRIEN, A., VORISEK, P., GMELIG MEYLING, A.W., NOBLE, D.G., FOPPEN, R.P.B. UND D.W. GIBBONS, 2005: Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society* **360**: 269-288.
- GREGORY, R.D., NOBLE, D., FIELD, R., MARCHANT, J., RAVEN, M. UND D.W. GIBBONS, 2003: Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica* **12-13**: 11-24.
- GREGORY, R.D., WILLIS, S.G., JIGUET, F., VORISEK, P., KLVANOVA, A., VAN STRIEN, A., HUNTLEY, B., COLLINGHAM, Y.C., COUVET, D. UND R.E. GREEN, 2009: An Indicator of the Impact of Climatic Change on European Bird Populations. *PLoS ONE* **4** (3): e4678 (DOI:10.1371/journal.pone.0004678).
- GREGORY, R.D. UND A. VAN STRIEN, 2010 : Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithological Science* **9** (1): 3-22.
- HAUPT, H., LUDWIG, G., GRUTKE, H., BINOT-HAFKE, M., OTTO, C. UND A. PAULY (Red.), 2009: Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt **70**. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. 386 S.
- HOFFMANN, J. UND U. WITTCHEN, 2013: Landwirtschaftlich basiertes Vogelmonitoring mit Ergebnissen für Indikatorvogelarten. In diesem Journal.
- HOFFMANN, J., G. BERGER, I. WIEGAND, U. WITTCHEN, H. PFEFFER, J. KIESEL UND F. EHLERT, 2012: Bewertung und Verbesserung der Biodiversität leistungsfähiger Nutzungssysteme in Ackerbaugebieten unter Nutzung von Indikatorvogelarten. *Berichte aus dem Julius Kühn-Institut* **163**: 215 S.
- KÄMPFER, S., GRÜNEBERG, C. UND C. SUDFELDT, 2012: Vögel in der Landschaft. Ergebnisse der ADEBAR-Kartierungen. Präsentationsbeitrag bei der 145. Jahrestagung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft 2012, Saarbrücken.
- PANNEKOEK, VAN STRIEN, A., 2001: TRIM 3 Manual Trends & Indices for Monitoring data. – Research paper no. 0102, Voorburg, The Netherlands (CBS Statistics Netherlands). 60 S.
- PECBMS, 2012. Population Trends of Common European Breeding Birds 2012. CSO, Prague.
- SÜDBECK, P., ANDRETZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T., SCHRÖDER, K. UND C. SUDFELDT, 2005: Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. LAG VSW, DDA, Radolfzell. 792 S.
- SÜDBECK, P., BAUER, H.-G., BOSCHERT, M., BOYE, P. UND W. KNIEF, 2007: Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 4.Fassung, 30. November 2007. *Ber.Vogelschutz* **44**: 23-81.
- SUDFELT, C., DRÖSCHMEISTER, R., FLADE, M., GRÜNEBERG, C., MITSCHKE, A., SCHWARZ, J. UND J. WAHL, 2009: Vögel in Deutschland 2009. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.66 S.
- SUDFELDT, C., DRÖSCHMEISTER, R., WAHL, J., BERLIN, K., GOTTSCHALK, T., GRÜNEBERG, C., MITSCHKE, A. UND S. TRAUTMANN, 2012: Vogelmonitoring in Deutschland. Programme und Anwendungen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **119**. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. 257 S.
- VORISEK, P., KLVANOVA, A., WOTTON, S. UND R.D. GREGORY, 2008: A best practice guide for wild bird monitoring schemes. First Edition, CSO/RSPB. JAVĀ Třeboň, Czech Republic. 150 S.
- WAHL, J., DRÖSCHMEISTER, R., LANGGEMACH, T. UND C. SUDFELDT, 2011: Vögel in Deutschland 2011. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.72 S.

Anhang

Tab. S 1 Zur Berechnung der Indikatoren verwendete Artensets: „MS“: Arten des Agrarlandes im weiteren Sinne nach den „Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands“ (SÜDBECK *et al.*, 2005, n=57 Arten); „NHI“: Arten des Teilindikators „Agrarland“ im Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ (ACHTZIGER *et al.*, 2004, n=10 Arten); „FBI“= In Deutschland vorkommende Arten des Farmland Bird Index (FBI, GREGORY *et al.*, 2005, n=21 Arten); „HOFFMANN *et al.*, 2012“= Häufige Vogelarten der Agrarlandschaft aus HOFFMANN *et al.*, 2012 (n=26 Arten); „MhB>50“: Alle Arten des Monitorings häufiger Brutvögel, bei denen mehr als 50% der Reviere im Agrarland (Acker, Grünland, Obstkulturen oder Heide) liegen (n=28 Arten); „Agrarvögel s.str.“=Arten des Agrarlandes im engeren Sinne (n=29 Arten); „Bodenbrüter“=bodenbrütende Arten des Agrarlandes (n=26 Arten); „Gebüschbrüter“=gebüschbrütende Arten des Agrarlandes (n=11 Arten). Der Indikator „alle Arten“ summiert alle Arten der zuvor genannten Indikatoren auf (n= 67 Arten).

Tab. S 1 Species sets used for indicator calculation: „MS“: Farmland bird species in the wider sense according to the „Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands“ (SÜDBECK *et al.*, 2005, n=57 species); „NHI“: species of the partial indicator „Farmland“ of the indicator „Species diversity and landscape quality“ (ACHTZIGER *et al.*, 2004, n=10 species); „FBI“= species of the Farmland Bird Index (FBI) occurring in Germany (GREGORY *et al.*, 2005, n=21 species); „HOFFMANN *et al.*, 2012“= Common farmland birds from HOFFMANN *et al.*, 2012 (n=26 species); „MhB>50“; all species of the German Common Breeding Bird Survey occurring with more than 50% of their territories in the farmland (arable fields, grassland, orcharding or heathland, n=28 species); „Agrarvögel s.str.“=farmland bird species in the stricter sense (n=29 species); „Bodenbrüter“=ground-breeding farmland bird species (n=26 species); „Gebüschbrüter“=farmland bird species breeding in shrubs (n=11 species). The indicator „all species“ sums up all species of the aforementioned indicators (n= 67 species).

Art	MS	NHI	FBI	HOFFMANN <i>et al.</i> (2012)	MhB >50	Agrar- vögel s.str.	Boden- brüter	Gebüsch- brüter
Weißstorch (<i>Ciconia ciconia</i>)			x			x		
Stockente (<i>Anas platyrhynchos</i>)	x			x	x		x	
Rotmilan (<i>Milvus milvus</i>)	x	x				x		
Rohrweihe (<i>Circus aeruginosus</i>)	x							x
Kornweihe (<i>Circus cyaneus</i>)	x						x	
Wiesenweihe (<i>Circus pygargus</i>)	x					x	x	
Mäusebussard (<i>Buteo buteo</i>)	x				x	x		
Turmfalke (<i>Falco tinnunculus</i>)	x		x			x		
Rebhuhn (<i>Perdix perdix</i>)	x				x	x	x	
Wachtel (<i>Coturnix coturnix</i>)	x				x	x	x	
Jagdfasan (<i>Phasianus colchicus</i>)	x			x	x	x	x	
Teichhuhn (<i>Gallinula chloropus</i>)	x							
Kranich (<i>Grus grus</i>)	x						x	
Großtrappe (<i>Otis tarda</i>)	x					x	x	
Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>)	x	x	x		x	x	x	
Uferschnepfe (<i>Limosa limosa</i>)	x	x	x			x	x	
Großer Brachvogel (<i>Numenius arquata</i>)	x					x	x	
Rotschenkel (<i>Tringa totanus</i>)						x	x	
Trauerseeschwalbe (<i>Chlidonias niger</i>)	x							
Ringeltaube (<i>Columba palumbus</i>)	x							
Turteltaube (<i>Streptopelia turtur</i>)	x		x					
Kuckuck (<i>Cuculus canorus</i>)	x				x	x		
Steinkauz (<i>Athene noctua</i>)	x	x				x		
Wiedehopf (<i>Upupa epops</i>)	x		x					
Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>)	x	x			x		x	
Feldlerche (<i>Alauda arvensis</i>)	x	x	x	x	x	x	x	
Rauchschwalbe (<i>Hirundo rustica</i>)			x		x			

Art	MS	NHI	FBI	HOFFMANN et al. (2012)	MhB >50	Agrar- vögel s.str.	Boden- brüter	Gebüsch- brüter
Baumpieper (<i>Anthus trivialis</i>)	x			x	x		x	
Wiesenpieper (<i>Anthus pratensis</i>)	x		x			x	x	
Wiesenschafstelze (<i>Motacilla flava</i>)	x		x	x	x	x	x	
Bachstelze (<i>Motacilla alba</i>)	x				x			
Zaunkönig (<i>Troglodytes troglodytes</i>)	x							x
Heckenbraunelle (<i>Prunella modularis</i>)	x							x
Rotkehlchen (<i>Erithacus rubecula</i>)	x						x	
Nachtigall (<i>Luscinia megarhynchos</i>)	x			x	x		x	
Braunkehlchen (<i>Saxicola rubetra</i>)	x	x	x	x		x	x	
Schwarzkehlchen (<i>Saxicola torquata</i>)	x		x				x	
Amsel (<i>Turdus merula</i>)	x			x				x
Wacholderdrossel (<i>Turdus pilaris</i>)	x							
Misteldrossel (<i>Turdus viscivorus</i>)	x							
Feldschwirl (<i>Locustella naevia</i>)	x					x	x	
Schilfrohrsänger (<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>)	x							
Sumpfrohrsänger (<i>Acrocephalus palustris</i>)	x			x	x	x		
Teichrohrsänger (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>)	x			x	x			
Gelbspötter (<i>Hippolais icterina</i>)	x			x	x			x
Klappergrasmücke (<i>Sylvia curruca</i>)	x			x	x			x
Dorngrasmücke (<i>Sylvia communis</i>)	x		x	x	x	x		x
Gartengrasmücke (<i>Sylvia borin</i>)				x	x			x
Mönchsgrasmücke (<i>Sylvia atricapilla</i>)				x				x
Ziilpzalp (<i>Phylloscopus collybita</i>)	x						x	
Fitis (<i>Phylloscopus trochilus</i>)					x		x	
Kohlmeise (<i>Parus major</i>)				x				
Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>)	x	x	x	x	x	x		x
Elster (<i>Pica pica</i>)	x							
Saatkrähe (<i>Corvus frugilegus</i>)	x		x			x		
Raben-/Nebelkrähe (<i>Corvus [corone]</i>)	x					x		
Star (<i>Sturnus vulgaris</i>)			x	x				
Hausperling (<i>Passer domesticus</i>)				x				
Feldsperling (<i>Passer montanus</i>)	x		x	x	x	x		
Buchfink (<i>Fringilla coelebs</i>)				x				
Girlitz (<i>Serinus serinus</i>)	x		x					
Grünfink (<i>Carduelis chloris</i>)	x			x				x
Stieglitz (<i>Carduelis carduelis</i>)	x			x	x			
Bluthänfling (<i>Carduelis cannabina</i>)	x		x		x	x		x
Goldammer (<i>Emberiza citrinella</i>)	x	x	x	x	x	x	x	
Rohrammer (<i>Emberiza schoeniclus</i>)	x			x	x			
Grauhammer (<i>Emberiza calandra</i>)	x	x	x	x	x	x	x	

Sektion II: Methoden für landwirtschaftliche Gebiete

Landwirtschaftlich basiertes Vogelmonitoring mit Ergebnissen für Indikatorvogelarten

Agricultural-based bird monitoring with results for indicator bird species

Jörg Hoffmann*, Udo Wittchen

Julius Kühn-Institut Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Institut für Strategien und Folgenabschätzung, Stahnsdorfer Damm 81, 14532 Kleinmachnow

*Korrespondierender Autor, joerg.hoffmann@jki.bund.de, +49(0)3320348360

DOI 10.5073/jka.2013.442.003

Zusammenfassung

Der nationale Biodiversitätsindikator ‚Artenvielfalt und Landschaftsqualität‘, kurz ‚Vogelindikator‘, zeigt das Index-Niveau und den Trend der Vogelbestände. Er ermöglicht jedoch keine Klärung von Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen Bestandsveränderungen der Vogelarten und landwirtschaftlichen Nutzungen zur Ableitung von Empfehlungen für den Biodiversitätsschutz. Aus diesem Grund wurde ein landwirtschaftlich basiertes Vogelmonitoring entwickelt, welches in das bestehende Vogelmonitoring gut integrierbar ist. Die Methode wurde hierarchisch konzipiert. Vogelerhebungen erfolgten auf 1 km² Plots durch Revierkartierung, in acht Zeitschritten von März bis Juli, synchron mit landwirtschaftlichen Erhebungen auf vergrößerten Plots von 1,43 km². Erhaltene Daten erlauben Analysen in den räumlichen Skalen Agrarlandschaft, Agrarlandschaftstypen, Anbaukulturen / Biotope, Vegetationsstrukturen sowie in der Habitatmatrix (HM) der Brutvögel. Neu entwickelte Methoden zur Berechnung der dynamischen Abundanz, der Vegetationsstrukturen auf Nutzflächen und der HM wurden am Beispiel der Indikatorvogelarten Feldlerche (*Alauda arvensis*), Goldammer (*Emberiza citrinella*), Grauammer (*Emberiza calandra*), Schafstelze (*Motazilla flava*), Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) und Neuntöter (*Lanius collurio*) angewendet. Mit Hilfe dieser Methoden wurden günstige Vegetationsstrukturen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie Flächen der Kulturen und Biotope für die Erhaltung der Biodiversität ermittelt.

Stichwörter: Indikatorvogelarten, Vogelmonitoring, Agrarlandschaft, dynamische Abundanz, Habitatmatrix, Biodiversität

Abstract

The national biodiversity indicator ‚Species diversity and landscape quality‘, in short ‚bird indicator‘, shows the index level and the trend of bird populations. However, it does not allow clarification of cause-effect relationships between changes in inventory of bird species and agricultural land use to derive recommendations for biodiversity protection. For this reason, an agriculturally-based bird monitoring scheme was developed, which can be integrated well into the existing bird monitoring. The method was designed hierarchically. Bird surveys were carried out on 1 km² plots by field surveys in eight time steps from March to July, synchronous with agricultural surveys on larger plots of 1.43 km². The obtained data allow analysis at the spatial scales of agricultural landscapes, field crops and habitats, vegetation structures, and the habitat matrix (HM) of breeding birds. Newly developed methods for calculating the dynamic abundance, vegetation structures on land and the HM were applied as an example to the indicator species Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*), Yellowhammer (*Emberiza citrinella*), Corn Bunting (*Emberiza calandra*), Yellow Wagtail (*Motazilla flava*), Whinchat (*Saxicola rubetra*) Red-backed Shrike (*Lanius collurio*). Using these methods, favorable vegetation structures on farmland areas, field crops and habitats for biodiversity conservation were determined.

Keywords: Indicator bird species, bird monitoring, agricultural landscape, dynamic abundance, habitat matrix, biodiversity

Einleitung

Für nationale und europäische Nachhaltigkeits- und Biodiversitätsziele wurden Bioindikatoren entwickelt, die über Zustand und Trend der Biodiversität informieren (ACHTZIGER *et al.*, 2004; EEA, 2007; BMU, 2010). Der nationale Biodiversitätsindikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ (kurz: Vogelindikator) berücksichtigt dabei jährlich auf Untersuchungsflächen (Plots) erhobene Bestandesdaten ausgewählter Indikatorvogelarten für die als Hauptlebensräume definierten Gebiete ‚Agrarland‘, ‚Wald‘, ‚Siedlungen‘, ‚Gewässer‘, ‚Küste‘ und ‚Alpen‘. Das Agrarland wird als ein nationaler ‚Teilindikator‘ der landwirtschaftlichen Gebiete betrachtet und mit Hilfe von zehn Indikatorvogelarten dafür ein Bestands-Index und Trend berechnet und dieser bewertet (SUDFELDT *et al.*, 2010). Die Aufklärung von Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen dem Bestands-Index der Vogelarten und bestehenden landwirtschaftlichen Nutzungen sowie die Ableitung von konkreten Empfehlungen für den Schutz der Biodiversität in der Landwirtschaft ist jedoch auf diese Weise nicht möglich (TRAUTMANN, 2013). Ein wesentlicher Grund dafür besteht in der Tatsache, dass mit dem aktuellen Monitoringprogramm die landwirtschaftlichen Nutzungen, einschließlich der Kleinstrukturen, auf den Erhebungsplots nicht hinreichend erfasst werden. Dieser Mangel setzt sich im europäischen Monitoring für den Vogelindikator (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004; 2012) fort. Obgleich zahlreiche Studien auf enge Zusammenhänge zwischen Beständen der Vogelarten und landwirtschaftlichen Nutzungen hinweisen, z. B. HOFFMANN *et al.*, 2000; UTSCHICK und MÜLLER 2010; MORRIS *et al.*, 2004; NEWTON, 2004; FISCHER *et al.*, 2009; KRAGTEN, 2011; SCHÖN, 2011, blieben systematische, repräsentative und langjährige avifaunistische Kartierungen in Verbindung mit landwirtschaftlichen Flächenerhebungen auf den Monitoringplots des Vogelindikators bis auf wenige Ausnahmen unberücksichtigt. Ziel dieses Beitrages ist daher ein praktikabler Methodenvorschlag für ein landwirtschaftlich basiertes Vogelmonitoring zur Integration in das nationale Monitoring des Vogelindikators auf den Agrarflächen. Dieser Methodenansatz soll die Möglichkeit bieten, die Habitatansprüche der Indikatorvogelarten mit engem Bezug zu den landwirtschaftlichen Nutzungen zu analysieren, um Informationen für günstige Anbaukulturen und deren Vegetationsstrukturen sowie geeignete Flächenproportionen naturnaher Biotope verfügbar machen zu können. Diese für die Gestaltung wirkungsvoller Naturschutz- und Agrarumweltmaßnahmen wichtigen Kenngrößen sollen einen Beitrag für die nationalen Biodiversitätsziele 2020 im Bereich der Landwirtschaft leisten.

Material und Methoden

Für die Klärung von Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen avifaunistischen Bestandsdaten und landwirtschaftlichen Nutzungen ist die Erfassung beider Komponenten, der ‚Avifauna‘ und der ‚Landwirtschaft‘, nach Möglichkeit zeitlich synchron, auf gleichen Plots, zu sichern. Erhaltene Parameter bilden die Datenbasis für Habitatanalysen bezogen auf die in der Agrarlandschaft bestehenden Nutzungen, deren Vegetationsstrukturen sowie naturnahe (Bsp. Flurgehölze) und naturferne Biotope (Bsp. Verkehrswege) in ihrer Funktion als Lebensraum für (Indikator)Vogelarten. Nachfolgend werden für diese Methodenentwicklungen das Untersuchungsgebiet, die avifaunistischen und landwirtschaftlichen Erhebungsmethoden sowie das Monitoringdesign und ableitbare Parameter beschrieben.

Untersuchungsgebiet, Plots und Zeitraum der Felduntersuchungen:

Der Untersuchungsraum befindet sich in Mitteleuropa, im nordöstlichen Teil Deutschlands, im Bundesland Brandenburg. Das Jahresmittel der Lufttemperatur beträgt 8,4 °C. Die Niederschlagssumme liegt bei 520 mm im Jahr. Gut 50% der Landflächen Brandenburgs werden landwirtschaftlich genutzt, vorwiegend durch Ackerbau. Die landwirtschaftlichen Gebiete weisen einen Flächenanteil von etwa 5 bis 7 % naturnahe Kleinstrukturen auf (HOFFMANN *et al.*, 2000).

Im Rahmen des avifaunistischen Monitorings werden in Deutschland und der Mehrzahl der europäischen Länder Plots in der Form eines Quadrates in 100 ha = 1 km² Größe in den Agrargebieten genutzt (ACHTZIGER *et al.* 2004; SUDFELDT *et al.* 2012). Unter Berücksichtigung zu erwartender Revierdichten verbreiteter Vogelarten der Agrarlandschaft in Brandenburg (HOFFMANN und KIESEL, 2007; HOFFMANN *et al.*, 2007) wurden für das Untersuchungsprogramm 29 Plots von je 1 km² für die Vogelkartierungen ausgewählt, die sich vollständig in der durch Ackerbau dominierten Agrarlandschaft befinden. Je

sieben der Plots waren durch Wintertraps-, Winterweizen-, Schwarzbrache/Maisanbau sowie selbstbegrünte Ackerbrachen (Ackerbrachen) dominiert, ferner eine Fläche durch Winterroggen, die bis 2008 überwiegend Ackerbrachen aufwies. Die Felduntersuchungen erfolgten in den Jahren 2009 und 2010.

Avifaunistischen Feldkartierungen

Drei verbreitete Feldmethoden der Vogelkartierung werden für die Ermittlung der Vorkommen von Brutvogelarten und deren Revierdichten, synonym Siedlungsdichten (Abundanzen), unterschieden (Abb. 1). Je nach Zielstellung und Geländebedingungen bietet jede dieser Methoden Vor- und Nachteile (SÜDBECK *et al.*, 2005; HOFFMANN *et al.*, 2012). Für eine bezogen auf die Geometrie und gesamte Fläche der Plots ausgerichtete Erfassung der Arten liefert jedoch ausschließlich die Revierkartierung (Abb. 1, rechts) eine ausreichende Information über Artenvielfalt, Abundanzen der Arten sowie die Habitatbedingungen in ermittelten Revieren.



Abb. 1 Vergleich der drei verbreiteten Feldmethoden für Vogelkartierungen im Gelände: links – Punkt-Stopp-Zählung, Mitte – Linienkartierung, rechts – Revierkartierung; farbige Punkte: Revierpunkte der Brutvögel; gepunktete Linie: Begehungsrouten des Vogelkartierers; rote Fläche: Vogelerfassungsbereiche von 50 bis 70 m, die bei einzelnen Arten und in Abhängigkeit der Aufnahmebedingungen variieren können.

Fig. 1 Comparison of the three common field methods for bird mapping: left - point stop counting, mid - line mapping, right - territory mapping; colored dots: area points of breeding birds; dotted line: inspection route of the field survey; red area: bird detection ranges (50 to 70 m) which may vary on individual species.

Während die Punkt-Stopp-Zählung sowie die Linienkartierung auf vorab definierten, festen Begehungsrouten erfolgen und daher methodenbedingt nur Teilflächen der Plots avifaunistisch erfassen (vgl. rote Erfassungsbereiche in Abb. 1 als Orientierung), ist durch Revierkartierung die Datenverfügbarkeit für die gesamte Fläche gewährleistet (HOFFMANN *et al.*, 2012, S. 36 ff). Für die avifaunistische Kartierung wurde daher die Methode der Revierkartierung (DORNBUSCH *et al.*, 1969; OELKE, 1968; FISCHER *et al.*, 2005; HOFFMANN *et al.*, 2012, Anhang 1) auf jeweils 1 km² Plotgröße mit den folgenden Randbedingungen durchgeführt:

- Erhebungsintervalle zweiwöchentlich ab 16. März bis 15. Juli des Jahres,
- 8 Feldgänge, innerhalb zweiwöchentlicher Zeitfenster durch den Kartierer frei wählbar, jedoch mindestens eine Woche Abstand des Tages der Kartierung im nachfolgenden Zeitfenster,
- Erfassung der revieranzeigenden Arten während der Feldgänge, insbesondere singende Männchen (weitere Reviermerkmale vgl. SÜDBECK *et al.*, 2005), jeweils Eintragung der im Gelände festgestellten Revierpunkte (RP) der Individuen der Arten lagegetreu in mitgeführten Feldkarten (Abb. 2),
- separate Erfassung der Rast- und Nahrungsgäste, Eintragung lagegetreu in mitgeführten Feldkarten (Abb. 2),
- Dokumentation der Daten in Feldkarten (vgl. Abb. 2) und Datentabellen.



Abb. 2 Plot mit 1 km² Größe (rotes Quadrat) für die Kartierung der Reviere der Brutvogelarten mit hinterlegtem Luftbild (© GeoBasis-DE/BKG, 2010), Nummerierung der Ackerschläge und farbig dargestellten Biototypen nach Biototypenkartierung Brandenburg sowie Kennung der Bearbeitungskarte (unten rechts).

Fig. 2 Plot of 1 km² (red square) for mapping the territories of breeding birds (aerial photo © GeoBasis-DE/BKG, 2010), numbering of single field plots and habitat types (in color) as well as the ID of the map (bottom right).

Nutzungs- und Biotopkartierungen

Während der Revierkartierung wurden die auf den Ackerschlägen auftretenden Nutzungen (Anbaukulturen, Schwarzbrache, Ackerbrache) und deren Vegetationsstrukturen (Tab. 1) für die erweiterte Plotfläche von 1,43 km² erfasst (Abb. 3). Diese Parameter wurden während jeder der 8 Flächenbegehungen für alle Ackerflächen innerhalb der 1,43 km² vollständig aufgenommen. Höhe und Deckungsgrad der Vegetation wurden dabei schlagbezogen geschätzt. Die Vegetationsdichte wurde als räumliche Ausdehnung der Vegetationsschicht aus der Kombination von Höhe und Deckungsgrad der Vegetation definiert. Eine Einteilung in vier Klassen (Tab. 2) (vgl. HOFFMANN *et al.*, 2013) ermöglichte somit die Charakterisierung der Vegetationsdichte für jede Nutzfläche während der Feldaufnahmen und deren Veränderlichkeit im Zeitverlauf der verschiedenen Kulturen.

Parallel mit den Nutzungskartierungen wurden die (weiteren) Biotope, z. B. die Flurgehölze, Kleingewässer und Verkehrswege, basierend auf dem Brandenburger Biotop-Kartierschlüssel (LUA 1994), erfasst.

Tab. 1 Definierte Klassen der Vegetationsstrukturen auf einzelnen Nutzflächen: Höhe, Deckungsgrad und Dichte der Vegetation.

Tab. 1 Defined classes of vegetation structures on the individual field plots: height, coverage and density of vegetation.

Vegetationsstrukturparameter				
Variable	Klassen			
Vegetationshöhe (m)	0-0,25	>0,25-0,5	>0,5-0,75	>0,75
Vegetationsdeckungsgrad (%)	0-25	>25-50	>50-75	>75
Vegetationsdichte	gering	mittel	hoch	sehr hoch

Tab. 2 Vegetationsdichte-Klassen für einzelne Ackerschläge (g – gering, m – mittel, h – hoch, sh – sehr hoch) unter Berücksichtigung der Kombination aus Höhe und Deckungsgrad.

Fig. 2 Vegetation density classes for individual field plots (g – low, m – medium, h – high, sh – very high) considering the combination of height and density of the vegetation.

Vegetationsdichte-Klassen		Deckungsgrad (%)			
		0–25	>25–50	>50–75	>75
Höhe (m)	0 – 0,25	g	g / m	m	m / h
	>0,25 – 0,5	g	m	m / h	h
	>0,5 – 0,75	m	m	h	h / sh
	>0,75	m	m / h	h	sh



Abb. 3 Plot mit 1,43 km² Größe (rote Außenkontur) für die Kartierung der Ackerschläge, Anbaukulturen und deren Vegetationsstrukturen sowie der Biotope auf der Vogelmonitoringfläche (1 km²) plus eines umgebenden 100 m breiten Pufferstreifens, mit hinterlegtem Luftbild (© GeoBasis-DE/BKG, 2010), Nummerierung der Ackerschläge und farbig dargestellten Biotoptypen nach Biotoptypenkartierung Brandenburg sowie Kennung der Bearbeitungskarte (unten rechts).

Fig. 3 Plot of 1.43 km² (red outline) for the mapping of the individual field areas, the crops in the fields and their vegetation structures and habitats within the bird monitoring area (1 km²) plus a surrounding 100 m wide buffer strip, (aerial photo © GeoBasis-DE/BKG, 2010), numbering of single field plots and habitat types (in color) as well as the ID of the map (bottom right).

Monitoringdesign und identifizierbare Parameter

Die Methode des landwirtschaftlich basierten Vogelmonitorings wurde hierarchisch konzipiert (Abb. 4). Dies erlaubt Analysen in unterschiedlichen räumlichen Ebenen, zunächst zusammengefasst für die Agrarlandschaft, charakterisiert durch die Informationen der Summe aller Plots. Ferner lassen sich in untergeordneten räumlichen Skalen der Agrarlandschaft, die sich je nach der naturräumlichen Struktur, der Nutzungsart und biotischer Ausstattung voneinander unterscheiden und räumlich abgrenzen lassen (HOFFMANN *et al.*, 2004; KIESEL *et al.*, 2006), Effekte der Landnutzung und Biotopstruktur auf die Vogelarten identifizieren. Hierzu werden in zunehmend feinerer Flächenauflösung innerhalb der Agrarlandschaft einzelne Agrarlandschaftstypen (HOFFMANN und KIESEL, 2007), die verschiedenen Anbaukulturen und Biotoptypen sowie interne Vegetationsstrukturen (Höhe, Deckungsgrad, Dichte) der Kulturen auf den Ackerschlägen, betrachtet, mit entsprechender Verfügbarkeit von Felddaten und ableitbaren Parametern (Tab. 3).

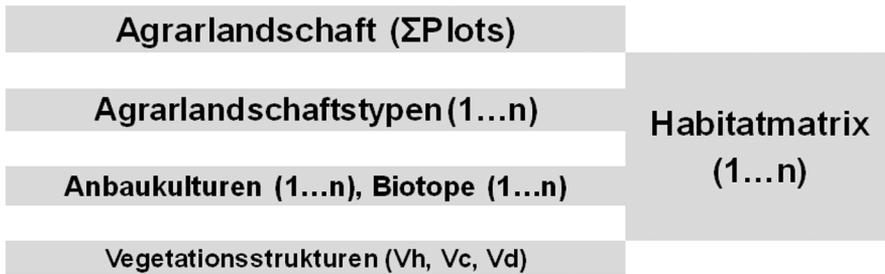


Abb. 4 Hierarchische Struktur der Datenerfassung mit Optionen für Analysen in räumlichen Skalen: die Agrarlandschaft, die Agrarlandschaftstypen, die Nutzflächen und Biotopen, die Vegetationsstrukturen (Vh – Höhe, Vc – Bedeckungsgrad, Vd – Dichte) der Kulturpflanzen sowie die Habitatmatrix (HM), (HOFFMANN *et al.*, 2013).

Fig. 4 Hierarchical structure of the data collection scheme with options for data analysis on different spatial scales – the agricultural landscape, agricultural landscape types, field crops and other habitats, and vegetation structure height (Vh), coverage (Vc), and density (Vd) of the crops and the habitat matrix (HM), (HOFFMANN *et al.*, 2013).

Die Habitatmatrix (HM) wird als Flächenkonfiguration der Nutz- und Biotopflächen im Revierbereich der Individuen einzelner Vogelarten definiert (HOFFMANN *et al.*, 2013). Während die Kenngröße ‚Abundanz‘ eine Maßzahl für die Siedlungsdichte innerhalb der Landschaft oder eines gewählten Landschaftsausschnittes bildet, beschreibt die HM ausschließlich die in der Umgebung der RPs bestehende Flächenzusammensetzung. Die HM kann dazu in Abhängigkeit artspezifischer Reviergrößen mit unterschiedlicher Flächengröße berechnet werden. Unter Annahme mittlerer Reviergrößen vieler mitteleuropäischer Singvogelarten von etwa 0,5 bis 3 ha (BAUER *et al.*, 2005) und einer idealisierten, kreisförmigen Revierform, lässt sich bei Kenntnis der vollständigen Flächeninformation der Plots (vgl. Abb. 3) für jeden RP die komplette Revierflächenzusammensetzung ermitteln. Um die mögliche Variabilität bei einzelnen Arten sowie den Einfluss unterschiedlicher Größe der HM für die Identifikation der Revierflächenzusammensetzung zu prüfen, wurden Analyseradien vom Nahbereich der RPs mit $r_{\min} = 10$ m bis zum weiteren Bereich mit $r_{\max} = 100$ m berechnet (vgl. HOFFMANN *et al.*, 2012; 2013). Der $r_{\min} = 10$ m entspricht einer Fläche von 314 m^2 , $r_{\max} = 100$ m von $31400 \text{ m}^2 = 3,14$ ha. Bis zu $r_{\max} = 100$ m lässt sich in dem hier entwickelten Methodendesign die HM für alle RPs der Plots berechnen, auch für die Arten, deren RPs in unmittelbarer Randlage der 1 km^2 Plots liegen. Größere r_{\max} würden demnach einen größeren Kartierungsumfang der Nutzungen und Biotop für mehr als 100 m außerhalb der 1 km^2 Plots erfordern.

Durch HM-Analysen lassen sich auf diese Weise die von den Arten gewählten und ihren Habitatsprüchen weitestgehend entsprechenden Teilareale in der Landschaft identifizieren. Ausgehend von den im Feld ermittelten, in den Feldkarten verzeichneten und anschließend digitalisierten RP werden dabei mit Hilfe GIS-gestützter Analysen genaue Informationen über die von den Vogelarten als Lebensraum ausgewählten Nutzungen / Biotop und deren Flächenumfang erzielt. Dies führt zu der Information, welche Flächenkonfigurationen (Art / Umfang der Flächen) Habitatfunktionen für betrachtete Brutvogelarten in der Agrarlandschaft besitzen und welche nicht. Der Vergleich der bestehenden Flächensituation in der Agrarlandschaft (oder Teilen dieser) mit der HM der Vogelarten lässt damit Landschaftsqualitäten (Wie weit entspricht die Agrarlandschaft der HM?) und Defizite (Wie groß sind die Unterschiede zwischen Agrarlandschaft und HM?) erkennen sowie Maßnahmen ableiten.

Tab. 3 Räumliche Skalen, verfügbare Felddaten und erhaltene Parameter im landwirtschaftlich basierten Vogelmonitoring.

Tab. 3 *Spatial scales, available field data and parameters obtained in the agriculturally-based bird monitoring.*

Räumliche Skalen	Felddaten	Erhaltene Parameter
Landschaft	Fläche und Art der Kulturen / Biotope, Arten, Lage der RPs der Arten, Lage der Feststellungen für Rast- / Nahrungsgäste (R / N)	Bilanzen der Landnutzung und Biotope und deren Veränderungen, Artenvielfalt, Abundanz und deren Dynamik, Anzahl und Lage der Reviere und R / N
Landschaftstypen Nutzungen und Biotope		
Vegetationsstrukturen	Vh, Vc, Vd der Kulturen im Verlauf der Saison	Wachstumsverlauf in Beziehung zum Abundanzverlauf
Habitatmatrix	Nutzungen / Biotope, RP's	Habitatkonfiguration in den Revieren der Arten

Ergebnisse und Diskussion

Quantitative Artenzahlen (Artenvielfalt, naturraumtypische Arten, Anzahl gefährdete Arten, Arten mit besonderer nationaler Verantwortung) und Flächenbilanzen können aus Monitoringdaten erste, orientierende Kenngrößen für Biodiversität bilden. So wurden in der untersuchten Agrarlandschaft in zwei Untersuchungsjahren 103 revieranzeigende Vogelarten gefunden (HOFFMANN *et al.*, 2012), was etwa 50 % der Brutvogelarten des Bundeslandes Brandenburg entspricht. Eine größere Zahl dieser Arten gelten als HNV-Farmland¹-Arten, z. B. Grauammer (*Emberiza calandra*), Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) und Neuntöter (*Lanius collurio*) weitere als Arten mit besonderer nationaler Verantwortung, z. B. Heidelerche (*Lullula arborea*) und Ortolan (*Emberiza hortulana*) (OPPERMANN *et al.*, 2012). Nähere Informationen zu Habitatqualitäten werden jedoch erst durch Abundanzen mit diskretem Flächenbezug möglich, die über die Anzahl der Reviere der Arten Auskunft geben. In der Literatur ist dies i.d.R. ein Zahlwert in der Form ‚Reviere je 10 ha‘ (u. a. ABBO, 2001; BAUER *et al.*, 2005), der sich auf die Brutsaison² des Jahres für die betrachtete Art bezieht.

¹ **HNV-Farmland** – Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert (OPPERMANN *et al.*, 2012). Ein dafür in Deutschland entwickelter Indikator gibt Auskunft über den Umfang von Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert, die in großem Maße zur Erhaltung der biologischen Vielfalt beitragen (BfN, 2013).

² **Brutsaison** – Zeit des Jahres, in dem sich eine Brutvogelart, von Beginn der Revierbesetzung bis zum Ende der Aufzucht der Jungen und dem Verlassen der Reviere, reproduziert. Die Identifikation dieser Zeitspanne erfolgt im Rahmen von Revierkartierungen durch Dokumentation der Beobachtungen des Revierverhaltens der Individuen, u. a. singendes Männchen, Nest, Eier, Jungvögel, Fütterung von Jungvögeln. Bezogen auf Feldergebnisse kann das Revierverhalten kontinuierlich bei jedem Kartierungsgang, diskontinuierlich oder einmalig, ermittelt worden sein. Darauf basierend lässt sich die Abundanz der Brutsaison im kontinuierlichen (oder diskontinuierlichen) zeitlichen Verlauf berechnen, bei einmaligen Feststellungen nur für diesen einen Zeitpunkt.)

Die Nutzung der Daten mehrerer (acht) Feldgänge der RPs während der Brutsaison führt daher zu Informationen über den zeitlichen Verlauf der ‚**dynamischen Abundanz**‘ (HOFFMANN *et al.*, 2012; HOFFMANN und WITTCHEM, 2013a), deren Ursachen in populationsbiologischen (u. a. Zugverhalten, Fitness) und externen Faktoren (u. a. Prädatoren, Nutzungspraktiken auf den Agrarflächen, Witterungsverlauf) zu suchen sind. Für die Berechnung der dynamischen Abundanz, Beispiel Feldlerche, wurde daher der vollständige Datensatz der RPs von März bis Juli berücksichtigt. Dies waren 2010 für die untersuchte Agrarlandschaft (29 Plots, alle Ackerschläge, alle Kulturen bei 8 Feldbegehungen) Informationen aus 1144 Einzelflächen mit 5.661 RPs.

Analog des Verfahrens für die Berechnung der dynamischen Abundanz erfolgte die Berechnung des zeitlichen Verlaufs der Höhe, des Deckungsgrades und der Dichte der Vegetation für die Charakterisierung des Wachstumsverlaufs in der Brutsaison der Vogelarten.

In die Berechnung der HM gingen somit die im zeitlichen Verlauf von März bis Juli erfassten RPs so wie zugehöriger Flächendaten der RP-Umgebung ein. Die Indikatorvogelarten Feldlerche, Grauammer, Goldammer (*Emberiza citrinella*), Schafstelze (*Motazilla flava*), Braunkehlchen und Neuntöter fanden Berücksichtigung.

Dynamische Abundanzen in der Agrarlandschaft und den Kulturen

Die Feldlerche zeigte von Beginn der Revierbesetzung in der zweiten Märzhälfte bis zum 121. Tag des Jahres (1. Mai) eine Zunahme der Abundanzwerte in der Agrarlandschaft, dann eine stetige Abnahme bis Ende der Untersuchungszeit im Juli (Abb. 5). Der berechnete Funktionsverlauf der dynamischen Abundanz lässt erkennen, dass Revierdichten der Feldlerche während der Phase der Erstbrut, über alle Kulturen zusammen betrachtet, höher waren als während der anschließenden Zweitbrut. Die Anzahl der revieranzeigenden Individuen nahm nach dem frühzeitigen Erreichen des Abundanzmaximums, bereits in der Phase der ersten Brut ab Anfang Mai, kontinuierlich ab. Dies setzte sich während der zweiten Brutphase im Juni und Juli fort.

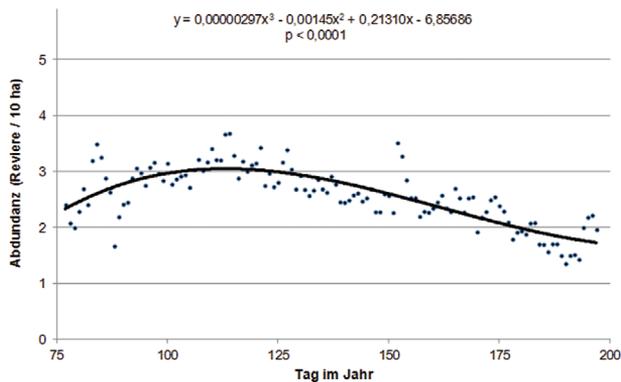


Abb. 5 Einzelwerte der Abundanz und Funktionsverlauf der dynamischen Abundanz (dA) der Feldlerche von Mitte März bis Mitte Juli in der Agrarlandschaft (auf 2761 ha Ackerfläche der 29 Plots), (HOFFMANN und WITTCHEN, 2013a).

Fig. 5 Individual values of the abundance and function of the dynamic abundance (dA) of the Skylark from mid-March to mid-July in the agricultural landscape (29 plots with 2761 hectares of arable land), (HOFFMANN and WITTCHEN, 2013a).

Dieser Abundanzrückgang könnte eine Reaktion der Art auf aktuelle Bedingungen intensiver Landwirtschaft sein, die sich durch raschwüchsige, hohe und im Wachstumsverlauf zunehmend dichte Vegetation ertragreicher Anbaukulturen auszeichnet. Derartige Lebensraumbedingungen können zum vorzeitigen Verlassen der Brutreviere der Feldlerche führen (FISCHER *et al.*, 2009). Zudem sind negative Bestandeffekte durch Prädatoren im Verlauf der Brutsaison (TRYJANOWSKI, 2000; WHITTINGHAM und EVANS, 2004; LANGGEMACH und BELLEBAUM 2005; MORRIS und GILROY, 2008) sowie durch Witterungsfaktoren möglich. Schließlich könnte auch als Folge der Möglichkeit abnehmender Revieraktivität, nach Abbildung 5 eine niedrigere Anzahl gefundener RPs, zur fälschlichen Annahme geringerer Abundanz schon im Verlauf der Erstbrut sowie dann während der Phase der Zweitbrut führen. Die differenzierte Analyse der Abundanzen innerhalb der Agrarlandschaft der sich in der Vegetationsstruktur deutlich unterscheidenden Anbaukulturen widerspricht jedoch dem Effekt verringerter Revieraktivität im Verlauf der Erstbrut bis Beginn der Zweitbrut ab Ende Mai und im Juni. Denn kulturartenspezifisch trat bei Winterraps das Abundanzmaximum bereits früher, am 108. Tag (18. April) ein, bei weiteren Nutzungen teils deutlich später. Auf Ackerbrachen zeigte sich das Abundanzmaximum am 127. Tag (7. Mai), auf Winterweizenflächen am 135. Tag (15. Mai) und schließlich

in der sich spät entwickelnden Kultur Mais erst am 155. Tag (14. Juni). Das Maximum der Revieraktivität lag demnach im Vergleich zur gesamten Agrarlandschaft in den Kulturen teils deutlich früher (Winterraps) oder sehr viel später (Mais) (Abb. 6). Der Funktionsverlauf der dynamischen Abundanz informiert somit über den Einfluss der im Zeitverlauf verschiedenartigen Vegetationsausprägungen der Nutzflächen auf Habitatqualitäten für Agrarvögel.

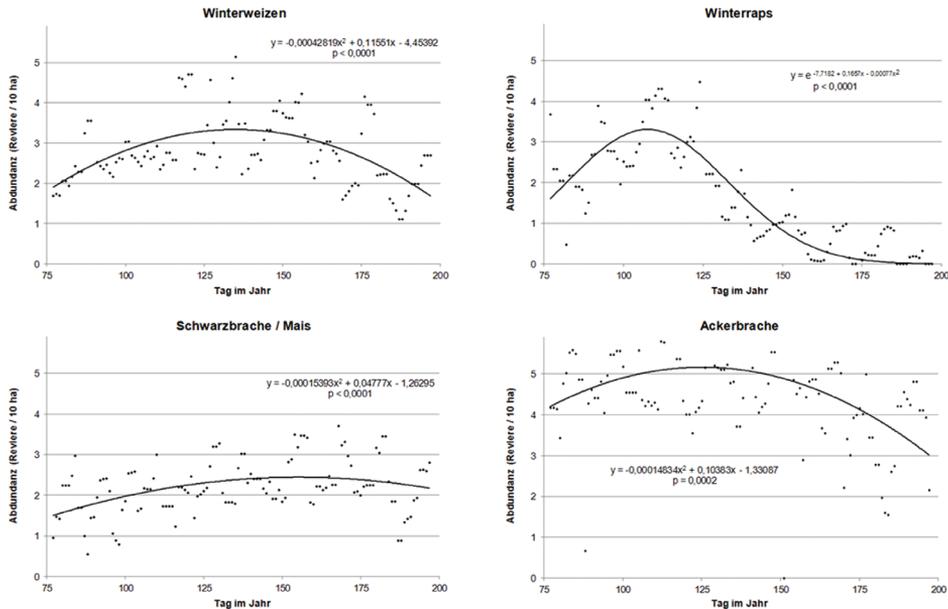


Abb. 6 Dynamische Abundanz (dA) der Feldlerche in Winterweizen (609 ha), Winterraps (687 ha), Schwarzbrache/Mais (649 ha) und Ackerbrache (337 ha), (HOFFMANN und WITTCHEN, 2013a).

Fig. 6 Dynamic abundance (dA) of the Skylark in different crops: winter wheat (609 ha), winter rape (687 ha), maize (649 ha) and fallow land (337 ha), (HOFFMANN und WITTCHEN, 2013a).

Ausprägung und Dynamik der Vegetationsstrukturen auf Nutzflächen

Für die Ermittlung kulturartenspezifisch günstiger Vegetationsstrukturen sind, parallel mit erhaltenen dynamischen Abundanzen, Funktionswerte der Vegetationsstrukturen interessant. Basierend auf den mit der Vogelkartierung synchron erhobenen Daten der Vegetationsstrukturen (Höhe, Deckungsgrad, Dichte) auf allen Nutzflächen wurden daher, analog dem Berechnungsverfahren der dynamischen Abundanz, die dynamische Vegetationsstrukturen (dVs) berechnet und deren Funktionsverlauf ermittelt (Hoffmann *et al.* 2012, HOFFMANN und WITTCHEN 2013a). Abbildung 7 zeigt diese Ergebnisse für die Kultur Winterraps sowie Ackerbrachen am Beispiel des Vegetationsstrukturmerkmals ‚Höhe‘. Das Höhenwachstum von Winterraps folgt dabei vereinfacht dem Verlauf einer Tangenshyperbolicusfunktion. Eine Zeitphase relativer Stagnation der Höhe schließt sich eine Phase intensiven Höhenwachstums an. Diese kann als Impuls- oder sprunghaftes Höhenwachstum – von ‚Null‘ auf ‚Hundert‘ – in sehr kurzer Zeit, bezeichnet werden. Nach Erreichen der physiologisch bedingten maximalen Wachstumshöhe zeigt der berechnete Bestandeshöhen-Index (Vh) im Wertebereich $>0,9$ kaum noch Veränderungen.

Die dem naturnahen Grasland trockener bis frischer Standorte ähnlichen Vegetationsstrukturen der Ackerbrachen waren, deutlich abweichend von den Intensivkulturen, in der Vegetationshöhe ab Mitte März mit $V_h > 0,2$ relativ hoch. Dies war auf teilweise vorjährig überdauernde Gräser und Kräu-

ter zurückzuführen. Vh verringerte sich dann bis Anfang April auf 0,1 (94. Tag), um anschließend stetig und allmählich bis zum 174. Tag ansteigend, den Maximalwert von 0,48 zu erreichen. Die sich aus spontan angesiedelten Wildpflanzen zusammensetzende Vegetation der Ackerbrachen war folglich während der Brutzeit deutlich niedriger in der Höhe sowie heterogener aufgrund differenzierter Architektur der verschiedenen Wildpflanzenarten. Im Vergleich zu den Intensivkulturen zeigten die Ackerbrachen ein insgesamt ‚sanftes‘, zeitlich viel stärker gestrecktes Höhenwachstum (vgl. Abb. 7).

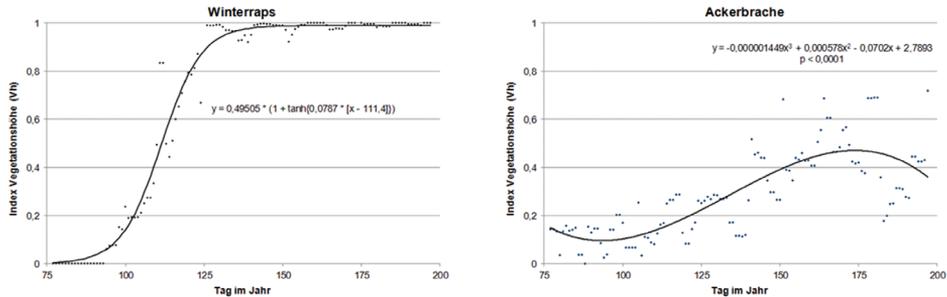


Abb. 7 Dynamische Vegetationsstrukturen (dVs) der Nutzungen für die Vegetationshöhe (Vh), 75. bis 200. Tag des Jahres bei Wintertraps (links) und Ackerbrache (rechts) (HOFFMANN und WITTCHEN, 2013a).

Fig. 7 Dynamic vegetation structures (dVs) of field crops for the vegetation height (Vh), 75 to 200 Day of the year in winter rape (left) and fallow land (right) (HOFFMANN und WITTCHEN, 2013a).

Identifikation von Habitatqualitäten der Nutzungen

Zur Identifikation von Habitatqualitäten verschiedener Nutzungen wurde die ermittelte dynamische Abundanz auf den Wachstumsverlauf projiziert und für den Tag maximaler Abundanz zugehörige Vegetationsparameter der Kulturen ermittelt (Tab. 4).

Die Vegetationsindizes zeigen, dass bei maximaler Abundanz der Feldlerche, die in den Kulturen zu unterschiedlicher Zeit und mit unterschiedlichen Beträgen auftritt (Abb. 8), geringe bis mittlere Indexwerte als günstige Vegetationsstrukturmerkmale relevant sind.

Zur Ermittlung von Zeitbereichen mit ähnlicher Habitatqualität wurden für den Wertebereich $\leq 0,5$ bis $> 4,25$ der Abundanzklassen fünf Habitatqualitätsstufen (Hq1 – Hq5) der Ackerflächen definiert, die als Orientierung für die Wertung gefundener Abundanzen der Feldlerche für Ackerbaugebiete dienen (Tab. 5). Mit Hilfe der Funktionsgleichungen für dA und dVs (Höhe, Deckungsgrad, Dichte) ließen sich die Hq und deren Zeitbereiche (Welche Stufe tritt wann und wie lange bei welchen Vegetationsmerkmalen auf?) für die Kulturen und Ackerbrachen ermitteln (Abb. 8). Demnach wies ausschließlich die Ackerbrache sehr hohe Habitatqualität (Hq 1) über nahezu die gesamte Brutsaison, vom 78. Tag bis zum 175. Tag (98 Tage), auf. Dieser Zeitraum erlaubt 2 bis 3 erfolgreiche Bruten in Folge. In Winterweizen wurde als höchste Habitatwertigkeit Hq 2, hier in der Mitte der Brutsaison über 57 Tage gefunden, in Wintertraps Hq 2 hingegen nur für 21 Tage im April. Im Mais wurde lediglich Hq 3 erreicht, diese vom 87. bis 197. Tag, d. h., der überwiegenden Zeit der Brutsaison. Allerdings fand bei Mais, mit vorgelagerter Schwarzbrache, auf allen Flächen in der zweiten Aprilhälfte bzw. Anfang Mai für die Maiseinsaat eine Bodenbearbeitung statt, die i.d.R. zu Totalverlusten der Nester der Bodenbrüter auf diesen Flächen führt.

Tab. 4 Vegetationsindizes der betrachteten Nutzungen bei maximaler Abundanz der Feldlerche (HOFFMANN und WITTCHEN, 2013a).

Tab. 4 Vegetation indices of the considered crops with maximum abundance of skylark (HOFFMANN und WITTCHEN, 2013a).

Kulturen	Tag des Jahres mit maximaler Abundanz der Feldlerche	Vegetations-Index		
		Vh	Vc	Vd
Winterweizen	135.	0,37	0,48	0,28
Winterraps	108.	0,37	0,60	0,33
Schwarzbrache / Mais	155.	0,02	0,05	0,04
Ackerbrache	127.	0,23	0,81	0,51

Tab. 5 Definierte Habitatqualitätsstufen (Hq1 – Hq5) von Ackerflächen in Beziehung zur Abundanz (Reviere/10 ha) der Feldlerche (HOFFMANN und WITTCHEN, 2013a) in Anlehnung an im Feld ermittelte Revierdichten aus Brandenburg (ABBO, 2001) und Mitteleuropa (BAUER et al., 2005).

Tab. 5 Defined habitat quality levels (Hq1 - Hq5) of arable fields in relation to the abundance (territories/10 ha) of the Skylark (HOFFMANN und WITTCHEN, 2013a) based on field area of the state of Brandenburg in Germany (ABBO, 2001) and Central Europe (BAUER et al., 2005.)

Feldlerche	Abundanzklassen (Reviere/10 ha)				
	>4,25	>3,00 – 4,25	>1,75 – 3,00	>0,50 – 1,75	<=0,50
Habitatqualitätsstufe (Hq)	1: sehr hoch	2: hoch	3: mittel	4: gering	5: sehr gering

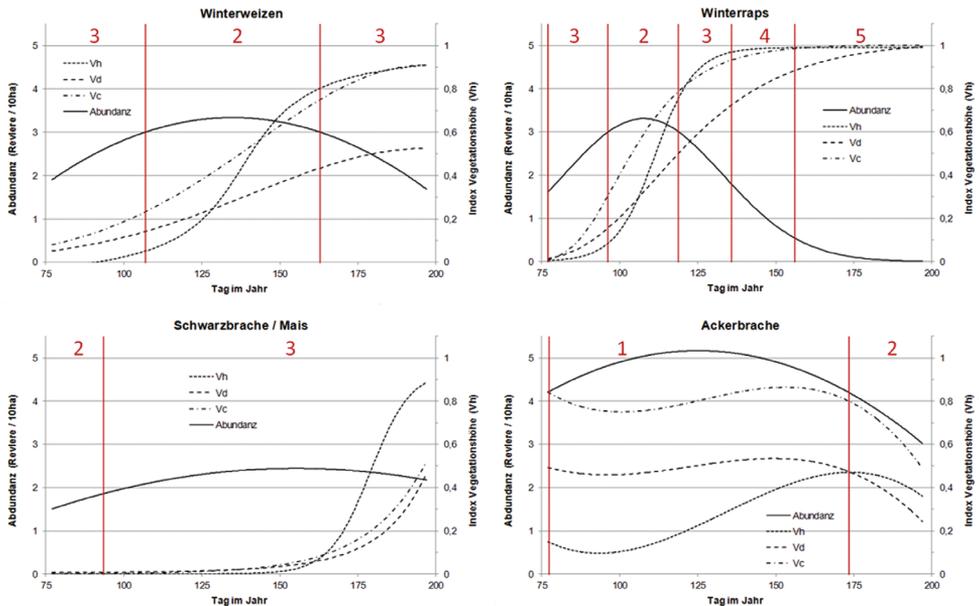


Abb. 8 Dynamische Abundanzen (dA) und dynamische Vegetationsstrukturen (dVs) für Höhe (Vh), Deckungsgrad (Vc) und Dichte (Vd) bei Winterweizen, Winterraps, Schwarzbrache / Mais und Ackerbrache mit Habitatqualitätsstufen 1 bis 5 (vgl. Tab. 5) für die Feldlerche (HOFFMANN et al., 2013; HOFFMANN und WITTCHEN, 2013a).

Fig. 8 Dynamic abundances (dA) and dynamic vegetation structures (dVs) for height (Vh), coverage (Vc) and density (Vd) of winter wheat, winter rapeseed, maize and fallow land with habitat quality levels 1 to 5 (see Tab. 5) for Skylark (HOFFMANN et al., 2013; HOFFMANN und WITTCHEN, 2013a).

Für Hq1 ließen sich in Ackerbrachen folgende Parameter ermitteln:

- Höhe der Vegetation mindestens zu einem Drittel größer 25 cm (Vh-Index = 0,10), maximal zu einem Drittel zwischen 50 cm und 75 cm (Vh-Index = 0,44), sonst niedriger,
- Deckungsgrad im gesamten Bestand mindestens zwischen 50 % und 75 % (Vc-Index = 0,66), jedoch maximal zu zwei Drittel über 75 % (Vc-Index = 0,88)
- Vegetationsdichte etwa zur Hälfte mittel und zur Hälfte hoch (Vd-Index = 0,50).

Grundsätzlich kann für alle Nutzungen gelten: günstig sind Flächen mit lichter, heterogener und nicht zu hoher Vegetation. Eine einzige Maßzahl für ‚optimale Vegetationsstruktur‘ existiert jedoch, bezogen auf die untersuchten Nutzungen, nicht (vgl. Tab. 4). In Anbetracht der im Jahresverlauf gegebenen Vegetationsveränderungen kann eher von günstigen Bereichen der Vegetationsstrukturen (von-bis-Spanne) ausgegangen werden.

Zeitlich deutliche Unterschiede günstiger Vegetationsstrukturen der Kulturen weisen auf positive Effekte hoher Anbauvielfalt für den Bestand der Feldlerche hin. Dieses gilt jedoch nur, wenn aus Sicht der Habitategnung ungünstige Anbaukulturen im Flächenumfang begrenzt sind und ein ausreichendes Flächenangebot geeigneter Vegetationsstrukturen besteht. Der These, hohe ‚crop diversity‘ führt zu hohen Abundanzen der Feldlerche (TUCKER und HEATH, 1994; DAUNICHT, 1998; ENGEL *et al.*, 2012) kann daher nur mit diesen Einschränkungen gefolgt werden (CHAMBERLAIN *et al.*, 1999; CHAMBERLAIN *et al.*, 2000; VEPSÄLÄINEN, 2007). Wie das Beispiel ‚Ackerbrache‘ zeigt, können jedoch auch hohe Abundanzen unabhängig von Anbauvielfalt auftreten, wenn günstige Vegetationsstrukturen einer Kultur bzw. Nutzungsform bestehen (SCHÖN, 2011; HOFFMANN *et al.*, 2012).

Habitatmatrix von Indikatorvogelarten

Die Ergebnisse der HM ermöglichten für einzelne Agrarvögel, z. B. für die als Bioindikatoren ausgewiesenen Indikatorvogelarten (ACHTZIGER *et al.*, 2004; HOFFMANN und KIESEL, 2007; HOFFMANN und KIESEL, 2009) Flächenbilanzen in den Revieren (Tab. 6, 7). Die vorgestellte Methode liefert somit detaillierte Informationen über die von den einzelnen Agrarvogelarten während der Brutsaison bevorzugte Flächenkonfiguration sowohl hinsichtlich der genutzten Flächenanteile (quantitativ) als auch deren Zusammensetzung (qualitativ). Durch Vergleich des Flächenumfangs der Kulturen und Biotope in der HM mit der Agrarlandschaft werden folglich Lebensraumdefizite für Indikatorvogelarten gut sichtbar. Der Flächenumfang des Maisanbaus umfasste in der Agrarlandschaft z. B. 23 %, in der HM der Indikatorvogelarten davon teils deutlich abweichende Flächenanteile (Abb. 9). Während die HM der Feldlerche im Mittel einen Maisflächenanteil von 24 % aufwies und damit dem Landschaftswert etwa entsprach, waren die Maisflächenanteile in der HM weiterer Indikatorarten geringer. Mais war in den Revieren von Grauammer, Goldammer, Schafstelze, Neuntöter und Braunkehlchen, bezogen auf den Schwellwert 23 %, teils deutlich weniger vertreten. Neuntöter, Grauammer und Braunkehlchen wichen größeren Maisflächenanteilen aus. Im Mittel lag bei diesen Arten der Maisflächenanteil unter 10 % in den Revieren. Der von der EU unterbreitete ‚Greeningvorschlag‘, bis zu 70 % einer Anbaukultur als ökologisch vorteilhaft, im Sinne der Biodiversitätsziele zu werten (COM, 2011; Europäische Kommission, 2012), steht mit den Habitatansprüchen der Indikatorvogelarten daher in starkem Dissens. Denn keine der hier untersuchten Indikatorvogelarten würde einen derart hohen Maisflächenanteil in den Revieren tolerieren, ohne nicht gleichzeitig Bestandsrückgänge zu erfahren. Es wären dann erhebliche Habitataufwertungen in den verbleibenden Landschaftsteilen erforderlich, um ggf. in Teilarealen der Agrarlandschaft die Bestände zum erforderlichen Biodiversitätsschutz zu führen. Die von der EU vorgeschlagene Verwendung von 7 % der Agrarfläche als ‚ökologische Vorrangfläche‘ (Europäische Kommission, 2012) wären in diesem Sinn eine Option. Nach Kriterien für ökologische Vorrangflächen lag in der hier untersuchten Agrarlandschaft deren Flächenumfang bereits bei 12,8 %, da (selbstbegrünte) Ackerbrachen (11,6 %) und naturnahe Graslandflächen (1,2 %) dazu gezählt werden. Somit war der Bestand ökologischer Vorrangflächen gegenüber anvisierten 7 % um 5,3 % höher. Die Analysen der HM zeigten jedoch, dass, mit Ausnahme der Schafstelze, alle weiteren Indikatorvogelarten größere Flächenanteile für ökologische Vorrangflächen als 7 %

benötigen (Tab. 7). Bei Feldlerche, Goldammer und Neuntöter wären dies > 10 %, bei Grauammer und Braunkehlchen >> 10 % (Abb. 10). Werden in dieser Habitatbilanz weitere naturnahe Kleinstrukturen der Agrarlandschaft, z. B. die bestehenden Flurgehölze mit einbezogen, lässt sich ein Flächenbedarf von minimal 8 % (Schafstelze) bis maximal > 50 % für das Braunkehlchen definieren. 7 % ökologische Vorrangfläche wären daher ein Weg, offensichtlich aber nicht die Lösung für das Erreichen der Biodiversitätsziele 2020, um den Zustand der Artenvielfalt in den Agrargebieten erhalten und gegenüber dem heutigen Stand hinreichend verbessern zu können.

Tab. 6 Flächenanteile (%) der Kulturen in der Agrarlandschaft (links) sowie in den Revieren der Vogelarten (Feldlerche, Grauammer, Goldammer, Schafstelze, Braunkehlchen und Neuntöter (rechts)), (HOFFMANN *et al.*, 2012; HOFFMANN 2012).

Tab. 6 Areas proportions (%) of crops in the agricultural landscape (left) and in the territories of the bird species (Skylark, Corn bunting, Yellowhammer, Yellow wagtail, Whinchat and Red-backed shrike (right)), (HOFFMANN *et al.*, 2012; HOFFMANN, 2012).

Flächenanteil (%) der Kulturen in der Agrarlandschaft	Flächenanteil (%) der Kulturen in den Revieren der Arten		
	Feldlerche	Grauammer	Goldammer
Winterweizen 21,0	15,7 – 26,3 (≈21)	13,8 – 16,3 (<16)	14,8 – 22,6 (≈18)
Winterraps 24,0	5,8 – 23,9 (<<24)	12,4 – 16,1 (<17)	19,1 – 27,3 (≈23)
Mais 23,0	17,1 – 30 (≈24)	6,2 – 10 (<10)	9,8 – 14,5 (<15)
Triticale 3,3	3,1 – 4,4 (≈4)	3,1 – 5,8 (≈4)	1,9 – 6,1 (≈3)
andere Kulturen 9,8	11,5 – 19,8 (>11)	10,8 – 17,8 (>11)	9,6 – 15,6 (≈13)
	Schafstelze	Braunkehlchen	Neuntöter
Winterweizen 21,0	37,2 – 50,9 (>37)	0,2 – 10,1 (<10)	9,9 – 16,6 (<16)
Winterraps 24,0	6,6 – 23,7 (<<24)	3,6 – 15,8 (<16)	13,3 – 31,8 (≈20)
Mais 23,0	11,1 – 42,5 (≈17)	1,4 – 4,5 (<4,5)	9,4 – 11,9 (≈10)
Triticale 3,3	0 – 4,3 (≈3)	0 – 5 (≈3)	9,1 – 11,9 (≈10)
andere Kulturen 9,8	3,9 – 9,5 (<10)	8,4 – 21,7 (>10)	4,1 – 13,5 (≈9)

Tab. 7 Flächenanteile (%) der Biotope in der Agrarlandschaft (links) sowie in den Revieren der Vogelarten (Feldlerche, Grauammer, Goldammer, Schafstelze, Braunkehlchen und Neuntöter (rechts)), (HOFFMANN *et al.*, 2012; HOFFMANN, 2012).

Tab. 7 Areas proportions (%) of habitats in the agricultural landscape (left) and in the territories of the bird species (Skylark, Corn bunting, Yellowhammer, Yellow wagtail, Whinchat and Red-backed shrike (right)), (HOFFMANN *et al.*, 2012; HOFFMANN, 2012).

Agrarlandschaft (% Flächen) der Biotope	Flächenumfang (%) Habitatmatrix		
	Feldlerche	Grauammer	Goldammer
Flurgehölze 1,14	0,25 – 0,38 (<0,4)	4,2 – 5,1 (≈4,6)	8,6 – 12,3 (≈10)
Wald 0,64	0 – 0,06 (≈0)	0,03 – 1,3 (≈0,5)	2 – 5,8 (>2)
Gewässer 1,00	0,24 – 0,41 (<0,4)	0,8 – 2,1 (≈1,5)	3,8 – 5,0 (≈4)
Ackerbrachen ≈12	19 – 23,7 (>19)	26,9 – 32,6 (>27)	6 – 10,2 (≈8)
Grasland 1,20	0,37 – 0,61 (<0,6)	2,4 – 5,6 (>2,5)	1,3 – 4,5 (≈3)
Siedlungsflächen 0,25	0,07 – 0,27 (<0,3)	0,6 – 1,7 (≈1,1)	0,9 – 2,1 (≈1,2)
Verkehrsflächen 0,50	0,12 – 0,21 (≈0,2)	0,03 – 1,3 (≈0,5)	0,06 – 0,32 (≈0,2)
	Schafstelze	Braunkehlchen	Neuntöter
Flurgehölze 1,14	1,8 – 2,6 (≈2)	1,4 – 2,1 (≈1,7)	9,47 – 12,48 (≈11)
Wald 0,64	0 (0)	0 – 0,86 (<0,9)	0,9 – 4,29 (≈2,5)
Gewässer 1,00	1,6 – 2,1 (≈1,8)	0,6 – 2,3 (≈1,4)	0 – 0,98 (<0,98)
Ackerbrachen ≈12	0,02 – 4,3 (<4)	35,1 – 62,8 (>40)	0 – 13,84 (≈10)
Grasland 1,20	0,2 – 1,1 (≈0,6)	6,0 – 12,4 (>6,0)	1,27 – 7,21 (≈4)
Siedlungsflächen 0,25	0 – 0,4 (<0,4)	0,3 – 0,6 (≈0,4)	1,76 – 4,13 (<4)
Verkehrsflächen 0,50	0,14 – 0,42 (≈0,2)	0,3 – 0,6 (≈0,4)	0 – 0,52 (<0,5)

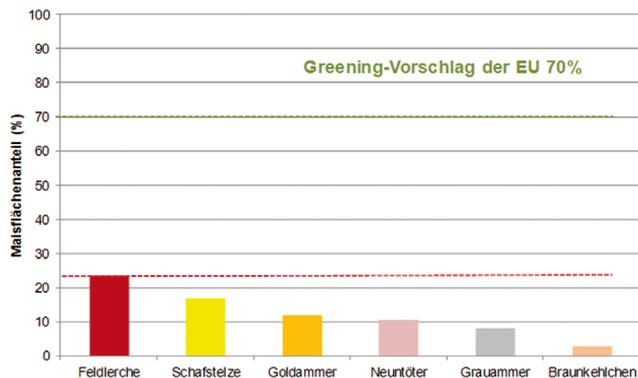


Abb. 9 Mittlerer Flächenanteil von Mais (%) in den Revieren von Feldlerche, Schafstelze, Goldammer, Neuntöter, Grauammer und Braunkehlchen im Vergleich zum bestehenden Anteil von 23% Mais in der untersuchten Agrarlandschaft (rot gestrichelte Linie) und zum EU-Greening-Vorschlag 70 % für eine einzelne Anbaukultur.

Fig. 9 Average maize areas (%) in the territories of Skylark, Yellow wagtail, Yellow hammer, Red-backed shrike, Corn bunting and Whinchat compared to the existing proportion in the studied agricultural landscape (23%, red dashed line) and to the EU greening proposal of 70% of one individual field crop.

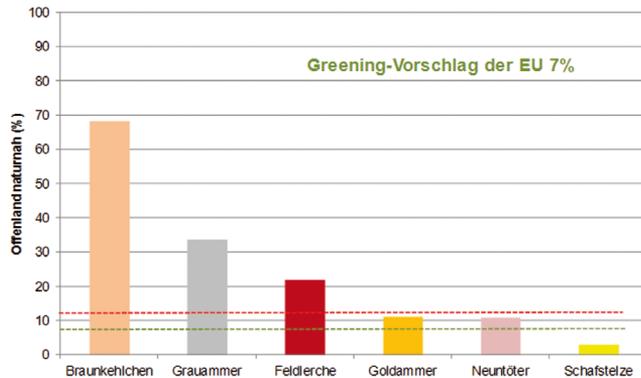


Abb. 10 Naturnahes Offenland (%) in den Revieren von Braunkehlchen, Graumammer, Feldlerche, Goldammer, Neuntöter und Schafstelze im Vergleich zum Angebot in der Agrarlandschaft (12,8%, rot gestrichelte Linie) und EU-Greening-Vorschlag 7% für ökologische Ausgleichsflächen auf Ackerflächen.

Fig. 10 Semi-natural open areas (%) in the territories of Skylark, Yellow wagtail, Yellowhammer, Red-backed shrike, Corn bunting and Whinchat compared to the existing proportion in the studied agricultural landscape (12,8 %, red dashed line) and to the EU greening proposal of 7 % of ecological focus area.

Schlussfolgerungen

Durch Integration des landwirtschaftlich ausgerichteten Vogelmonitorings in das bestehende System des nationalen Vogelmonitorings könnten Effekte einzelner Kulturen und deren Vegetationsstrukturen sowie der bestehenden Flächenproportionen der Kulturen und Biotope analysiert, bewertet und für die Ausgestaltung von Agrarumweltmaßnahmen wirksame Empfehlungen für Verbesserungen der Biodiversität abgeleitet werden. Als notwendiger Flächenumfang wären 25 bis 30 Plots je Flächen-Bundesland eine Zielgröße, um Habitatbedingungen verbreiteter Vogelarten statistisch gesichert zu identifizieren (HOFFMANN, 2012). Diese jährlichen Erhebungen und Datenanalysen können in Deutschland auf schon bestehenden Monitoringplots (1 km²) erfolgen, wenn diese möglichst vollständig in der Agrarlandschaft liegen und durch ein Programm für Nutzungskartierungen auf erweiterter Plotfläche von 1,43 km² ergänzt werden. Unter diesen Bedingungen könnte das Vogelmonitoring zu einer systematischen und über längere Zeit ausgerichteten Klärung von Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen Landnutzung und Brutvogelbeständen verbreiteter Arten beitragen. Dabei ließen sich auch regionale Unterschiede der Habitatsprüche der Agrarvogelarten identifizieren und dann in Maßnahmen verbessert berücksichtigen. Über die hier ermittelten Parameter Artenvielfalt, dynamische Abundanzen, Vegetationsstrukturen und HM sollten zudem Informationen über Bruterfolge sowie Auswirkungen von chemischen Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln Beachtung finden und dazu Detailuntersuchungen in das Monitoring einbezogen werden.

EU-Ziele für 7 % ökologische Vorrangflächen auf ackerbaulichen Nutzflächen scheinen für die Biodiversitätsziele 2020 deutlich unterbemessen, (SRU, 2013: „Die Greening-Auflagen stellen aus naturschutzfachlicher Sicht selbst im besten Fall nur Mindestanforderungen dar.“), da die Mehrzahl untersuchter Indikatorvogelarten Flächenansprüche >10 % aufwies. Anvisierte Anbaudiversifizierung mit bis zu 70 % zulässiger Anbaufläche nur für eine Kultur im landwirtschaftlichen Betrieb wäre zudem aus Sicht der Biodiversitätsziele nicht nur nicht zielführend, sondern bei Intensivkulturen gar destruktiv. Für die aus Produktionssicht wichtige Fruchtfolge wäre eine Dreigliedrigkeit ein Mindestmaß, wodurch sich die Proportionen der Anbauflächenanteile unter Annahme von Flächenparität auf maximal 33,3 % einer Kultur je Betrieb ergeben würden.

Literatur

- ABBO, 2001: Die Vogelwelt von Brandenburg und Berlin. Natur & Text, Rangsdorf.
- ACHTZIGER, R., H. STICKROTH, R. ZIESCHANK, 2004: Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt – ein Indikator für den Zustand der Natur und Landschaft in Deutschland. *Angewandte Landschaftsökologie* **63**. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- BAUER, H.G., E. BEZZEL, W. FIEDLER, (eds.) 2005: Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Aula Verlag, Wiebelheim.
- BfN, 2013: http://www.biologischevielfalt.de/ind_hnv.html, 05.06.2012
- BirdLife International, 2012: BirdLife europe e-news. <http://www.birdlife.org/eu/newsletters.html>; <http://europe.birdlife.org>. Accessed 13. August 2012.
- BirdLife International, 2004: Birds in Europe – Population estimates, trends and conservation status. Information Press, Oxford.
- BMU, 2010: Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Schottenheim, Eichenau.
- FISCHER, J., M. JENNY und L. JENNY, 2009: Suitability of patches and in-field strips for Skylarks *Alauda arvensis* in a small-parcelled mixed farming area. *Bird Study* **56**, 34-42.
- CHAMBERLAIN, D.E., J.A. VICKERY und S. GOUGH, 2000: Spatial and temporal distribution of breeding skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type in periods of population increase and decrease. *Ardea* **88** (1), 61-73.
- CHAMBERLAIN, D.E., A.M. Wilson, A.J. Browne & J.A. Vickery (1999): Effects of habitats type and habitat management on the abundance of breeding Skylarks at national and local scales in Britain. *J. Appl. Ecol.* **36**, 856-870.
- COM, 2011: Legislativvorschläge zur Regelung der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) von 2014 – 2020. http://ec.europa.eu/agriculture/cap-post-2013/legal-proposals/index_de.htm.
- DAUNICHT, W., 1998: Zum Einfluss der Feinstruktur in der Vegetation auf die Habitatwahl, Habitatnutzung, Siedlungsdichte und Populationsdynamik von Feldlerchen (*Alauda arvensis*) in großparzelligem Ackerland. Dissertation Universität Bern.
- DORNBUSCH, M., G. GRÜN, H. KÖNIG und B. STEPHAN, 1969: Zur Methode der Ermittlung von Brutvogel-Siedlungsdichten auf Kontrollflächen. *Mitt. IG Avifauna DDR* **1**, 7-16.
- EEA, 2007: Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for first set of indicators to monitor progress in Europe. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Community, Technical report 2007(11).
- ENGEL, J., A. HUTH und K. Frank, 2012: Bioenergy production and Skylark (*Alauda arvensis*) population abundance – a modelling approach for the analysis of land-use change impacts and conservation options. *GCB Bioenergy*, doi: 10.1111/j.1757-1707.2012.01170.x.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2012: Corrigendum: Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates mit Vorschriften über Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen von Stützungsregelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik. KOM(2011) 625 endg./2. Brüssel: Europäische Kommission.
- FISCHER, J., M. JENNY und L. JENNY, 2009: Suitability of patches and in-field strips for Skylarks *Alauda arvensis* in a small-parcelled mixed farming area. *Bird Study* **56**, 34-42.
- FISCHER, S., M. FLADE und J. Schwarz, 2005: Revierkartierung. In: Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, GEDEON, K., T. SCHIKORE, K. SCHRÖDER und Ch. Sudfeld, (eds) 2005: Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel in Deutschland, Raddolfzell, 47-53.
- HOFFMANN, J. und U. WITTCHEN, 2013a: Dynamic abundance: method to evaluate the habitat quality of arable crops for indicator bird species with the example of the Skylark (*Alauda arvensis*). *Journal of Ornithology*. submitted.
- HOFFMANN, J., U. WITTCHEN, U. Stachow und G. BERGER, 2013: Identification of habitat requirements of farmland birds based on a hierarchical structured monitoring and analysis scheme. *Chinese Birds*, in press.
- HOFFMANN, J., 2012: Ermittlung der Lebensraumeignung landwirtschaftlicher Gebiete für Indikatorvogelarten – Methodne und Ergebnisse aus Ackerbaugebieten. *Landbauforschung* **S365**, 113-130.
- HOFFMANN, J., G. BERGER, I. WIEGAND, U. WITTCHEN, H. PFEFFER, J. KIESEL und F. EHLERT, 2012: Bewertung und Verbesserung der Biodiversität leistungsfähiger Nutzungssysteme in Ackerbaugebieten unter Nutzung von Indikatorvogelarten. Berichte aus dem Julius Kühn-Institut **163**, 215 S. und 6 Anlagen. <http://pub.jki.bund.de/index.php/BerichteJKI/article/view/1809/2150>.
- HOFFMANN, J. und J. KIESEL, 2009: Farmland bird indicator on the basis of abundance and landscape systematization. *Avocetta* **33**, 79-86.
- HOFFMANN, J. und J. KIESEL, 2007: Abundanzen und Populationen von Brutvogelarten als Grundlage für einen Vogelindikator der Agrarlandschaft. *Otis* **15**, 61-77.
- HOFFMANN, J., J. KIESEL, D.D. STRAUSS, J.M. GREEF und K.O. Wenkel, 2007: Vogelindikator für die Agrarlandschaft auf der Grundlage der Abundanzen der Brutvogelarten im Kontext zur räumlichen Landschaftsstruktur. *Landbauforschung Völknerode*, **57/4**, 333-347.
- HOFFMANN, J., J. KIESEL, J.M. GREEF, G. LUTZE und K.O. Wenkel, 2004: Ansätze für eine biologisch relevante Landschaftsgliederung unter Einbeziehung von Biotopstrukturen und Artmustern. *IÖR-Schriften* **43**, 175-190.
- HOFFMANN, J., H. KRETSCHMER und H. PFEFFER, 2000: Effects of patterning on biodiversity in Northeast German agro-landscapes. *Ecological studies* **147**, 325-340.
- KIESEL, J., J. HOFFMANN, G. LUTZE und K.O. Wenkel, 2006: Methoden der räumlichen Generalisierung und Disaggregation im Kontext der GIS-gestützten explorativen Landschaftsanalyse. *Lecture notes in informatics* **78**, 121-124.
- Kragten, S., 2011. Shift in crop preference during the breeding season by Yellow Wagtails *Motacilla flava flava* on arable farms in The Netherlands. *J. Ornithol* **152**,751-757.
- LANGGEMACH, T. und J. BELLEBAUM, 2005: Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten. *Die Vogelwelt* **126**, 259-298.
- LUA, 1994: Erfassungseinheiten der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg.
- MORRIS, A. und J. GILROY, 2008: Close to the edge: predation risk for tow declining farmland passerines. Blackwell Publishing, Oxford UK.
- MORRIS, A., J.M. HOLLAND, B. SMITH und N.E. Jones, 2004: Sustainable arable farming for an improved environment (SAFIE): Managing winter wheat sward structure for Skylarks *Alauda arvensis*. *Ibis* **146** (Suppl. 2), 155-162.

- NEWTON I, 2004: The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* **146**, 579-600.
- Oelke, H., 1968: Empfehlungen für Untersuchungen der Siedlungsdichte von Sommervogelbeständen. *Vogelwelt* **89**, 69-78.
- OPPERMANN, R., G. BEAUFOY und G. JONES, 2012: High Nature Farming in Europe. Regionalkultur, Ubstadt.
- SCHÖN, M., 2011: Long-lived sustainable microhabitat structures in arebel ecosystems and Skylarks (*Alauda arvensis*). *J. Nature Conservation* **19**, 143-147.
- SÜDBECK, P., H. ANDRETZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, T. SCHIKORE, K. SCHRÖDER und Ch. Sudfeldt, (eds), 2005: Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel in Deutschland. Radolfzell.
- SUDFELDT, C., R. DRÖSCHMEISTER, J. WAHL, K. BERLIN, T. GOTTSCHALK, CH. GRÜNEBERG, A. MITSCHE und S. TRAUTMANN, 2012: Vogelmonitoring in Deutschland – Programme und Anwendungen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **119**. Griebisch & Röchol Druck GmbH & Co. KG, Hamm, 257 S.
- SUDFELDT, Ch., R. DRÖSCHMEISTER, T. LANGGEMACH und J. Wahl, 2010: Vögel in Deutschland 2010. DDA, BfN, LAG, VSW, Münster.
- SRU, 2013: Die Reform der europäischen Agrarpolitik: Chancen für eine Neuausrichtung nutzen. Sachverständigenrat für Umweltfragen. Kommentar zur Umweltpolitik, Januar 2013 Nr. 11, 30 S. http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/05_Kommentare/2012_2016/2013_KzU_GAP.pdf?__blob=publicationFile vom 12. Juni 2013.
- TRAUTMANN, S., 2013: Agrarvögel als Bioindikatoren für landwirtschaftliche Gebiete. Beitrag in diesem Journal.
- TRYJANOWSKI, P., 2000: Changes in breeding population of some farmland birds in W Poland in relation to changes in crop structure, weather conditions and number of predators. *Folia zoologica* **49**, 305-315.
- TUCKER, G.M. und M.I. HEATH, 1994: Birds in Europe: Their Conservation Status. BirdLife International, Cambridge, UK.
- UTSCHICK, H. und J. MÜLLER, 2010: Nutzungstypendiversität und Vogeldichten in einer südbayerischen Kulturlandschaft. *Der Ornithologische Beobachter* **107/1**, 1-24.
- VEPSÄLÄINEN, V., 2007: Farmland Birds and Habitat Heterogeneity in Intensively Cultivated Boreal Agricultural Landscapes. Academic dissertation, Helsinki: 45 p.
- WHITTINGHAM, M.J. und K.L. EVANS, 2004: A review of the effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* **146** (Suppl. 2), 210-220.

Sektion II: Methoden für landwirtschaftliche Gebiete

Bewertung von Vogelarten bei der Zulassung von Pestiziden in Europa

Assessing bird species in the registration process of pesticides in Europe

Jan-Dieter Ludwigs, Rolf Blöcher, Jens Schabacker, Felix von Blanckenhagen, Christian Dietzen, Christopher Paton, Nicolá Lutzmann, Carola Fink-Schabacker, Oliver Körner, Sonja Haaf, Fabian Schröder, Jochen Gerlach

RIFCON GmbH, Goldbeckstraße 13, 69493 Hirschberg, jan-dieter.ludwigs@rifcon.de

DOI 10.5073/jka.2013.442.004

Zusammenfassung

Es wird eine Übersicht zur Vorgehensweise der Risikobewertung von Vögeln zu potentiell durch Pflanzenschutzmittel auftretenden akuten und reproduktiven Effekten gegeben. Grundlage einer solchen Risikobewertung ist die aktuelle Richtlinie (EFSA 2009) der europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit, EFSA. Nach kurzer Einleitung über die Veränderungen der Zulassungsbestimmungen für Vögel der Agrarlandschaft und Erläutern des grundsätzlichen Prozedere, wird an einem Beispiel eines fiktiven Fungizids eine Risikobewertung exemplarisch aufgezeigt. Grundlagen der derzeitigen Risikobewertung und deren Bewertung durch die Richtlinie werden kurz diskutiert.

Stichwörter: Risikobewertung, Pflanzenschutzmittel, Vögel

Abstract

We provide an overview and discussion of the methodology currently used to assess the acute and chronic (i.e. reproductive) risk posed by plant protection products to birds. The methodology follows guidance published by the European Food Safety Authority, EFSA (EFSA, 2009). Our overview begins with a short introduction including a brief discussion of recent changes to the regulations on which the EFSA Guidance is based. The standard risk assessment procedure is then explained using the example of a hypothetical fungicide. This is followed by a discussion of the basis, weighting and evaluation of the current risk assessment methodology for birds.

Keywords: risk assessment, plant protection products, birds

Einleitung

Pflanzenschutzmittel (im folgendem PSM), gemeinhin auch als Pestizide bezeichnet, werden hauptsächlich in der Landwirtschaft eingesetzt, um Kulturpflanzen gegen Krankheiten und Schädlingsbefall zu schützen. Die auf Feldern ausgebrachten PSM gelangen dabei zwangsläufig in die Umwelt (auf Organismen, deren Nahrung, ins Wasser, in den Boden etc.) und meist unterhalb der erlaubten Grenzwerte auch in Lebensmittel der Endkonsumenten. Deshalb sind Zulassung und Anwendung von PSM in der europäischen Union strikt reglementiert.

Die Vermarktung und Anwendung von PSM und ihren Rückständen in Lebensmitteln werden in zahlreichen EU-Rechtsvorschriften geregelt. PSM werden hauptsächlich durch die Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 des europäischen Parlaments und des Rates über das Inverkehrbringen von PSM reguliert. In Deutschland besteht seit 1969 eine Zulassungspflicht für PSM. Die Wirkstoffe der einzelnen Produkte werden in der EU in einem Gemeinschaftsverfahren bewertet, die Zulassung der Handelsprodukte mit dem Wirkstoff ist aber Sache der einzelnen Mitgliedstaaten der EU (für Details siehe <http://www.efsa.europa.eu/de/topics/topic/pesticides.htm?wtrl=01> oder http://www.bvl.bund.de/cln_007/nn_495478/DE/04Pflanzenschutzmittel/01_ZulassungWirkstoffpruefung), denen sich auch einige assoziierte nicht EU Mitgliedsstaaten anschließen (z.B. Schweiz, Norwegen).

Im März 2013 wurde am Institut für Strategien und Folgenabschätzung in Kleinmachnow das Fachgespräch „Agrarvögel – ökologische Bewertungsgrundlage für Biodiversitätsziele in Ackerbaugebieten“ durchgeführt. Die Veranstaltung erfolgte in Zusammenarbeit der Fachgruppe Vögel der

Agrarlandschaft der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft (DO-G) und des Julius-Kühn-Institut Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen (JKI). Im Rahmen der Tagung wurde die Bewertung von Vogelarten bei der Zulassung von PSM in Europa und Deutschland vorgestellt. Vogelarten werden innerhalb eines Zulassungsantrages (der über alle Bereiche, die bewertet werden müssen (von der chemischen Beschaffenheit des Moleküls bis zur potentiellen Gefahr für den Konsumenten) mehrere Dutzend Aktenordner an Daten füllt) in der Sektion 6 - Ökotoxikologie des Gesamtdossiers dargestellt. Neben den Bereichen NTP (non-target plants – Nichtzielarten bei Pflanzen), NTA (non-target arthropods - nicht Zielarten bei Arthropoden), Bees (Pollinatoren), Soil (Bodenlebende Organismen von Springschwänzen bis Regenwürmern) und der Aquatic (wasserlebenden Organismen von Algen bis zum Fisch) gibt es den Bereich Wildlife, der die Risikobewertung für Vögel und Säuger umfasst.

Entwicklung der Richtlinien zur Bewertung von Vögeln bei der Zulassung von PSM in Europa

Seit der Einführung der ersten Richtlinie 1994, der EPPO/OEPP (1994) Richtlinie, stieg die Anzahl der zu bewertenden Expositionsszenarien immer weiter an. Ein Expositionsszenario für Vögel oder Säuger (beide Artgruppen werden innerhalb der gleichen Richtlinien bearbeitet) umfasst unterteilt nach Mittel, Ausbringungszeit, und -ort eine bestimmte Art (Vogel bzw. Säuger), deren Exposition in einer bestimmten Feldfrucht zu bewerten ist, die mit einem PSM behandelt wurde.

Die Bewertungsgrundlagen wurden über die Zeit immer detaillierter formuliert. Die erste Richtlinie in der eine Bewertung für Vögel und Säuger vorgestellt wurde, war die EPPO/OEPP (1994) mit 87 Seiten. Diese wurde 2003 in einer überarbeiteten Fassung, EPPO (2003), aktualisiert.

Auf EU-Administrationsebene kam 2002 die finalisierte Version der Richtlinie SANCO (2002) 4145/2000 mit 44 Seiten und sechs Anhängen (30 Seiten) heraus. Hier wurde zwischen vier Feldfrucht-Gruppen und zusätzlich die Anwendung als Saatgutbeize unterschieden. Für die Vögel ergaben sich insgesamt neun Expositionsszenarien jeweils in akute, mittel- und langfristige (= reproduktive) Effekte differenziert. Bei den Säugetieren waren es sechs Szenarien für akute und reproduktive Effekte. Neben der direkten Exposition durch kontaminierte Nahrungsbestandteile wurden auch Vorgaben zur Bewertung der sekundären Exposition durch Akkumulation in der Nahrungskette gemacht.

Die Richtlinie SANCO/4145/2000 (2002) wurde zum 1. Juli 2009 von dem bis heute gültigem EFSA Dokument „Risk Assessment for Birds & Mammals“ (2009; <http://www.efsa.europa.eu/de/efsajournal/pub/1438.htm>) abgelöst. Dieses EFSA Dokument hat einen Umfang von 139 Seiten mit zusätzlichen 217 Seiten verteilt auf 17 Anhänge. Dort werden 21 Feldfrucht-Gruppen (z.B. Getreide, Wein, Blattgemüse) mit den jeweiligen repräsentativen Schwerpunkt-Arten¹ verschiedener Nahrungsgilden während bestimmter, über das sogenannte BBCH Stadium definierter Wachstumsstadien der Kulturpflanzen (Meier 2001) festgelegt. In der Bewertung werden somit 233 verschiedenen Expositionsszenarien bei Vögeln und 282 Szenarien bei Säugetieren der Agrarlandschaft berücksichtigt (EFSA, 2009, Appendix A). Die Bewertung erfolgt getrennt nach potentiell akuter Wirkung (ein Tag) und langfristiger (= reproduktive) Wirkung (Tage bis Wochen) auf einen potentiell exponierten Vogel in der jeweiligen Feldfrucht. Neben der direkten Exposition durch überspritzte Nahrung und Exposition über Trinkwasser wird nun auch die sekundäre Exposition durch Akkumulation (ab einem $\log Pow > 3$; siehe EFSA 2009) in der Nahrungskette in Betracht gezogen.

Laut EFSA Dokument (2009) werden Sprühapplikationen, Granulate (z.B. Schneckenkorn) und Saatgutbeizen differenziert betrachtet. Im Folgenden wird am Beispiel einer Sprühapplikation eines Mittels für Getreide in Deutschland die Vorgehensweise einer Bewertung für Vögel dargestellt.

¹ Eine sogenannte „Focal Species“ nach EFSA (2009) ist eine reale Art, die sich zur Zeit der Applikation in der Feldfrucht aufhält

Material und Methoden

Der Risikobewertung für Pflanzenschutzmittel liegen eine Reihe definierter Einflussgrößen und Bezugspunkte zugrunde, die im Folgenden kurz erläutert werden:

Exposition

Grundlage für die Risikobewertung ist eine potenzielle Exposition von Vögeln durch die Aufnahme von Pestizidrückständen über die Nahrung. Diese Exposition ist zum einen abhängig von der Aufwandmenge (in kg der aktiven Substanz pro ha), der Anzahl der Anwendungen pro Jahr sowie im Falle von mehreren Anwendungen pro Jahr, den Intervallen zwischen den Anwendungen in Tagen. Zudem ist die Exposition abhängig von der Art der Anwendung (z.B. Sprühapplikation), der Art der behandelten Kulturpflanze und dem Zeitpunkt der Anwendung(en) in Abhängigkeit vom aktuellen Entwicklungsstadium der Pflanzen auf dem Feld (landwirtschaftliche BBCH Stadien der Pflanzen nach Meier 2001). Des Weiteren hängt die Höhe der Exposition von der Kontamination der Nahrung (z.B. bodenlebende oder im Blattwerk lebende Arthropoden mit unterschiedlichen Rückständen) der betrachteten Art ab und von der Zeit, die ein Tier in dem Feld, in dem appliziert wird, zubringt.

Grundsätzliche Szenarien

Die zu berücksichtigenden grundsätzlichen „Szenarien“ (im Gegensatz zu den Art- und BBCH relevanten Szenarien; siehe unten) sind dabei die akute Exposition, d.h. die Aufnahme und Wirkung des PSM über die Nahrung in einem kurzen Zeitraum (z. B. einen Tag) direkt nach der Applikation (also Auswirkungen auf die direkte Mortalität) und die langfristige Exposition, d.h. die Aufnahme und Wirkung von PSM über einen längeren Zeitraum (z. B. eine Generation bei Vögeln, mehrere Generationen bei Kleinsäugetern) und möglichen Auswirkungen auf die Reproduktion (z.B. Eischalendicke, Schlupfraten, Gewichte der Jungen, Gewichtszunahmen etc.).

Toxizitäts-Expositions Verhältnis

Für die Risikobewertung wird eine Kenngröße der „Toxicity Exposure Ratio“(TER)-Wert berechnet, einmal für das akute Szenario und einmal für das reproduktive Szenario. Zur Berechnung des TER-Wertes wird die Toxizität einer Substanz (abgeleitet aus Labortest) in Relation zur Exposition der Substanz auf dem Feld gestellt ($TER = \text{Toxizität} / \text{Exposition}$).

Toxizität

In einem Labortest/Labortests zur Bestimmung der Toxizität werden potentiell bestehende Giftwirkungen einer Substanz auf Testorganismen unter standardisierten Versuchsbedingungen getestet. Nachfolgend sind einige der Versuchsbedingungen aufgeführt.

Akute Risikobewertung / Akuter Endpunkt

- LD_{50} Studien (LD_{50} = mittlere letale Dosis)
- einmalige Gabe des gelösten Wirkstoffes über eine Schlundsonde (in flüssiger oder fester Form mittels einer Kapsel)
- Beobachtungszeitraum bis 14 Tage
- Versuchstiere: Ratten (z.B. sogenannte „sprague-dawley rats“) und Kaninchen bei Säugern, Wachteln (Nordamerikanische oder Virginiawachtel - *Colinus virginianus* und Japanwachtel - *Coturnix japonica*) oder Stockente - *Anas platyrhynchos* bei Vögeln

Ergebnis der akuten Studien ist ein LD_{50} Wert, d. h. die Dosis, bei der 50% der Versuchstiere sterben. Wird diese Quote mit der höchsten getesteten Dosierung nicht erreicht, wird der akute Endpunkt mit $LD_{50} >$ der höchsten Testdosis angegeben.

Reproduktive Risikobewertung / Reproduktiver Endpunkt

Reproduktionsstudien:

- Wirkstoff wird dem Futter beigemischt
- Dauer des Versuchs: über 1 Generation bei Vögeln und 2 Generationen bei Säugern
- Versuchstiere: meist Ratten bei Säugern, meist Wachteln und Stockenten bei Vögeln

Teratologische Studien:

- Wirkstoff wird über eine Schlundsonde während der Entwicklung der Nachkommen verabreicht
- Versuchstiere: insbesondere Säugern, dann Ratten und Kaninchen

Ergebnis der reproduktions- und teratologischen Studien ist ein **No-Observed-Adverse-Effect-Level (NOAEL)** Wert), d.h. die höchste Dosis bei der keine durch die Substanz verursachten Effekte auftraten.

Berechnung der Exposition:

Grundlage ist die tägliche Aufnahme des Wirkstoffes über die Nahrung von Vögeln und Kleinsäugetieren, die als „**daily dietary dose**“ (DDD) berechnet wird.

$$\text{DDD} = \text{application rate} \times \text{MAF} \times \text{TWA} \times \text{RUD} \times \text{DF} \times \text{FIR/b.w.} \times \text{PD} \times \text{PT}$$

Wobei:

- Application rate: Aufwandmenge [kg Wirkstoff/ha]
- MAF (multiple application factor): Berücksichtigt die Anzahl der Applikationen pro Jahr; der Wert ist bei einer Applikation 1 und hängt ab von der Gesamtanzahl der Applikationen, der Halbwertszeit des Wirkstoffs und dem Applikationsintervall
- TWA (time-weighted average factor): Zeit-gewichteter Faktor für die Reduzierung/Abbau der Rückstände nach Applikation: abhängig vom Applikationsintervall und der Halbwertszeit der Substanz
- PD (portion of diet): Zusammensetzung der Nahrung (Werte zwischen 0 und 1 für verschiedene Nahrungskomponenten, deren Gesamtsumme 1 d.h. 100% ergibt)
- PT (portion of time): Anteil der täglichen Nahrung eines Tieres, den das Tier in dem mit dem PSM behandelten Feld aufnimmt (Wert zwischen 0 und 1)
- RUD (residue per unit dose): Rückstände in der Nahrungskomponente bezogen auf 1 kg des ausgebrachten Mittels [mg Wirkstoff/kg]
- FIR/b.w. (food intake rate per body weight): aufgenommene Nahrung [in g oder kg] in Bezug auf Körpergewicht [in g oder kg] der zu betrachtenden Spezies
- DF (deposition factor): Depositionsfaktor. Bei einer Sprühapplikation beispielsweise auf Getreide, wird ein Teil des Sprühnebels und damit auch des Wirkstoffs von den Getreidepflanzen abgefangen (Interzeption) und gelangt nicht auf z.B. darunterliegende Samen, bodenlebende Arthropoden und Wildkräuter. Der reziproke Wert der Interzeption, also dem was an Wirkstoff abgefangen wird, ist der Depositionsfaktor (DF = 1-Interzeption)

Schwellenwerte der Risikobewertung

Akute Risikobewertung: TER ≥ 10 gefordert

Der Schwellwert aus der Verordnung (EU) 546/2011, berücksichtigt einen Unsicherheitsfaktor von 10 (d.h. der TER-Wert muss ≥ 10 sein). Dieser Sicherheitsfaktor wird eingeführt um Unsicherheiten bei der Extrapolation von Labordaten ins Freiland und bei der Extrapolation von Daten über Artgrenzen hinweg zu berücksichtigen (verschiedene Sensitivitäten verschiedener Arten). Der akute Toxizitätspunkt basiert meist nur auf einer Studie mit einer einzelnen Art. Andere Arten können möglicherweise sensibler reagieren.

$$\text{TER} = \text{LD}_{50} / \text{DDD (Exposition)}$$

Reproduktive Risikobewertung: TER ≥ 5 gefordert

Der Schwellwert aus der Verordnung (EU) 546/2011, berücksichtigt einen Unsicherheitsfaktor von 5 (d.h. der TER-Wert muss ≥ 5 sein). Dieser Sicherheitsfaktor wird aus den gleichen Gründen angewendet: Unsicherheiten bei der Extrapolation von Labordaten ins Freiland und wegen der Extrapolation von Daten über die Artgrenze hinweg. Der reproduktive Toxizitätspunkt basiert ebenfalls oft nur auf 1-2 Studien mit 1-2 Arten und entsprechende Toxizitätspunkte anderer Arten fehlen meist.

$$\text{TER} = \text{NOAEL} / \text{DDD (Exposition)}$$

Liegen mehrere (ab 2) Studien mit verschiedenen Testorganismen vor, wird der niedrigere Wert für die Risikobewertung verwendet. Die eigentliche Risikobewertung basiert dann auf einem mehrstufigen Modell (der sogenannte „tiered approach“):

1. Stufe: **Screening step** (abstrakter Extremfall, „worst-case“, um Wirkstoffe mit geringem Risiko für Vögel zu identifizieren)
2. Stufe: **„First Tier“-Risikobewertung** (differenzierte Betrachtung einzelner Expositions-Szenarien unter „worst-case“-Bedingungen)
3. Stufe: **„Higher Tier“-Risikobewertung** (differenzierte Betrachtung einzelner Expositions-Szenarien unter möglichst realistischen Bedingungen)

Im folgenden Kapitel wird anhand eines fiktiven Beispiels die Expositionsabschätzung mit Daten zur Ökologie und zum Verhalten einer Schwerpunkart bei einer Bewertung differenziert betrachtet. Ausgewählte Methoden zur differenzierten Expositionsabschätzung werden vorgestellt und die Ergebnisse kurz diskutiert.

Ergebnisse

Im Folgenden ist die Risikobewertung nach aktueller Richtlinie (EFSA 2009) für das imaginäre Produkt „Pilzweg“ mit dem Wirkstoff „Killpilz“ als Beispiel dargestellt – zum Produkt und der Anwendung gibt es folgende Vorgaben:

- Einsatz in Getreide
- Anwendung ist in der sogenannten GAP (good agricultural practice) des Produktes, also der „guten landwirtschaftlichen Praxis“ für das beantragte Produkt zusammengefasst (Tab. 1)
- Zulassung in Deutschland

Tab. 1 GAP des beantragten Mittels (Gute landwirtschaftliche Praxis)**Tab. 1** GAP of product applied for (Good agricultural practice)

Feldfrucht	Feldfrucht-Gruppe (EFSA 2009)	Entwicklungsstadien BBCH* (Meier 2001)	Anzahl Applikationen	Intervall zwischen den Applikationen [Tage]	Applikationsrate „Killpilz“ [kg a.s.**/ha]
Weizen Roggen	Getreide	30-69	2	14	0.45

* Biologische Bundesanstalt, Bundessortenamt und Chemische Industrie

** a.s. = Aktivsubstanz, Wirkstoff

Die relevanten Szenarien (hier BBCH-Entwicklungsstadien), die in der Bewertung berücksichtigt werden müssen, ergeben sich aus der Feldfrucht und der jeweiligen Feldfrucht-Gruppe, die nach EFSA (2009) zugewiesen ist. Unter Berücksichtigung des Zeitraumes der Anwendung des Produktes, ausgedrückt als BBCH Entwicklungsstadium, werden alle für diese BBCH Stadien relevanten Szenarien aus Tab. 1.1 des Annex 1 (EFSA 2009) ausgewählt. In Tab. 2 sind alle für die Anwendung von PSM in Getreide nach EFSA Dokument (2009, Annex 1, Tab. 1.1) relevanten Szenarien für Vögel aufgelistet.

Tab. 2 Zu berücksichtigende Szenarien für Vögel in Getreide nach EFSA Dokument (2009, Annex 1, Table 1.1)**Tab. 2** Avian scenarios need to be considered for cereals according to EFSA (2009, Annex 1, Table 1.1)

Für die Anwendung in Getreide relevante Szenarien	Ernährungstyp Vogel	Zu bewertende Art nach EFSA (2009)	Relevanz für Bewertung
Frische Blatttriebe BBCH 10-29	Großer herbivorer Vogel (Gans)	Kurzschabelgans (<i>Anser brachyrhynchus</i>)	Nicht relevant (siehe Entwicklungsstadium)
BBCH 30 – 39	Kleiner omnivorer Vogel (Lerche)	Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>)	Relevant
BBCH ≥ 40	Kleiner omnivorer Vogel (Lerche)	Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>)	Relevant
Späte Stadien in Getreide BBCH 71-89	Kleiner insektivorer Vogel (Singvogel)	Cistensänger (<i>Cisticola juncidis</i>)	Nicht relevant (siehe Entwicklungsstadium)
Reife Ährenstände mit Samen	Kleiner (granivorer/insektivorer Vogel)	Goldammer (<i>Emberiza citrinella</i>)	Nicht relevant (siehe Entwicklungsstadium)

Die in der Tabelle fettgedruckten Szenarien sind für die in Tab.1 aufgeführte Applikationszeiträume (d.h. Entwicklungsstadien in Getreide) relevant

Toxizitätseindpunkte aus den Vogelstudien

Für die akute und reproduktive Risikobewertung stehen Toxizitätseindpunkte aus akut-oralen Studien und Reproduktionsstudien zur Verfügung (siehe Material & Methoden). Die Laborversuche werden meist mit einer Wachtelart und der Stockente durchgeführt.

In den Reproduktionstoxizitätsversuchen werden meist 3-4 verschiedene Dosen des Wirkstoffes, im Milligramm-Bereich [mg a.s./kg Körpergewicht/Tag], getestet und anschließend ein „No-Observed-Adverse-Effect-Level“ (NOAEL) als reproduktiver Endpunkt bestimmt. Der NOAEL entspricht der höchsten Dosis des Stoffes bei der keine signifikanten Unterschiede zur Kontrolle, also erhöhte schädigende Befunde in Morphologie, Funktion, Wachstum, Entwicklung oder Lebensdauer beobachtet werden.

Für einen Wirkstoff sollten mindestens zwei oral-akute Endpunkte (jeweils einer aus einer Studie mit der Stockente und einer mit der Virginawachtel) und ein Reproduktionstoxizitätseindpunkt mit Wachtel bzw. Stockente zur Verfügung stehen.

Für das hier – nicht real existierende – gewählte Beispiel soll jeweils nur ein Toxizitätspunkt für akut-orale ($LD_{50} > 3000$ mg Wirkstoff/kg Körpergewicht) und ein Reproduktionstoxizitätspunkt (NOAEL = 30 mg Wirkstoff/kg Körpergewicht/Tag) angenommen werden.

Als erster Schritt kann (ausschließlich mit Daten, die in EFSA 2009, hinterlegt sind) ein sogenannter „Screening step“ zur schnellen Bewertung durchgeführt werden (siehe Tab. 3 und 4).

1. „Screening Step“

Tab. 3 Screening Step für das akute Risiko

Tab. 3 *Screening Step for acute risk*

Feldfrucht	Getreide
Indikator Art	„Kleiner omnivorer Vogel“
“Shortcut value“ nach EFSA 2009	158,8
Applikationsrate [kg Wirkstoff/ ha]	0,45
MAF (90zigstes Perzentil)	1,2
DDD [mg Wirkstoff /kg Körpergewicht]	85,75
LD_{50} [mg Wirkstoff /kg Körpergewicht]	>3000
TER [LD_{50} / DDD]	>35,0

Der Schwellenwert von $TER \geq 10$ wurde übertroffen, das akute Risiko des Wirkstoffes ist akzeptabel

Tab. 4 Screening Step für das reproduktive Risiko

Tab. 4 *Screening Step for reproductive risk*

Feldfrucht	Getreide
Indikator Art	„Kleiner omnivorer Vogel“
“Shortcut value“ nach EFSA 2009	64,8
Applikationsrate [kg Wirkstoff / ha]	0,45
MAF (Mittelwert)	1,4
TWA	0,53
DDD [mg Wirkstoff /kg Körpergewicht]	21,64
NOAEL [mg Wirkstoff /kg Körpergewicht/Tag]	14
TER [NOAEL/ DDD]	0,6

Der Schwellenwert von $TER \geq 5$ wurde nicht erreicht, dies macht eine weiterführende Risikobewertung notwendig

In einem zweiten Schritt (ebenfalls ausschließlich mit Daten, die in EFSA 2009 hinterlegt sind) wird der sogenannte „first-tier“ berechnet. Hier wird eine „echte Vogelart“ (deren Kenndaten wie Gewicht, Zugehörigkeit zu einer Nahrungsgilde bzw. angenommene Nahrungszusammensetzung etc.) und der BBCH, also das Wachstumsstadium der Feldfrucht zur Zeit der Applikation, berücksichtigt (siehe Tab. 5).

2. „First Tier“-Risikobewertung

Tab. 5 First Tier für das reproduktive Risiko

Tab. 5 First Tier for reproductive risk

Feldfrucht	Getreide	
Indikator Art	„Kleiner omnivorer Vogel“	
Generische Art	Heidelerche (Körpergewicht 28.5 g)	
Szenario	BBCH 30-39	BBCH \geq 40
“Short cut value“ nach EFSA 2009 ²	12	7,2
Applikationsrate [kg a.s./ ha]	0,45	0,45
MAF (Mittelwert)	1,4	1,4
TWA	0,53	0,53
DDD [mg a.s./kg Körpergewicht]	4,0	2,4
NOAEL [mg a.s./kg Körpergewicht/Tag]	14	14
TER [NOAEL/ DDD]	3,5	5,8

Der Schwellenwert von TER \geq 5 wird für das Szenario „Kleiner omnivorer Vogel“ bei BBCH \geq 40 erreicht. Für das Szenario „Kleiner omnivorer Vogel“ bei BBCH 30 - 39 liegt der TER unter dem Trigger Wert von 5. Für die kleinen omnivoren Vögel, die sich im Getreidefeld ab BBCH \geq 40 aufhalten ist das Reproduktionsrisiko als gering einzustufen, aber für den Zeitraum davor besteht weiter ein mögliches Risiko nach EFSA (2009).

Für Szenarien, die nach dem „First Tier“ Schritt in der Bewertung unter dem Trigger Wert liegen, bietet das EFSA Dokument (2009) die Option einer weiter differenzierten Betrachtung, die sogenannte „Higher Tier“ - Risikobewertung.

3. „Higher Tier“-Risikobewertung (Differenzierte Betrachtung einzelner Parameter)

Für eine Bewertung nach dem „Screening step“ und „First Tier“ Schritt, die für diese Beispielanwendung ein potentielles Risiko für die Ausbringung des Mittels im Zeitraum BBCH 30-39 im Getreide anzeigen, gibt EFSA (2009) keine Daten mehr im Dokument an. Das Dokument nennt aber Vorgehensweisen für die Erfassung risikorelevanter Daten für eine weitere Bewertung. Die weitere Bewertung soll die Exposition immer realistischer fassen und unnötige „worst-case“ Annahmen vermeiden. Risikorelevante Daten (eine Auswahl, für mehr Details siehe EFSA 2009) sind z.B.:

Datenerfassungen zur Expositionsabschätzung

- Ökologische und Verhaltensdaten der Zielarten „focal species“ [FS]: Nahrung “portion of diet” [PD] Aufenthaltszeit in der Feldfrucht “portion of time” [PT], (siehe oben)
- Rückstandsdaten für die Nahrung der Vögel (Insekten, Regenwürmer, Pflanzenteile, Samen etc.)

Datenanalysen und -erfassungen zu toxischen Effekten

- Detaillierte Evaluation der Effekte aus den Reproduktionsstudien (zur Festlegung des NOAEL)
- Sogenannte „Body Burden“ Modelle (zur Simulation wie sich der Stoff im Körper eines Vogels verhält, Aufnahme, Metabolismus, Exkretion, Wirkungen etc.)

Datenerfassungen zur Abschätzung der Effekte auf Populationsebene

- Populationsmodellierung (zur Simulation von potentiellen Effekten)
- Effektstudien im Freiland mit Vögeln (Ausbringung des Produktes und Untersuchungen zu den Vögeln die diese Felder zur Nahrungssuche oder Reproduktion nutzen)

Higher Tier Expositionsabschätzung

Für den Fall der Risikobewertung von dem Produkt „Pilzweg“ mit dem Wirkstoff „Killpilz“ wären Optionen für eine weitere Bewertung zum Beispiel die Ermittlung der sogenannten Zielarten „focal species“ für eine bestimmte Feldfrucht zu einem bestimmten Zeitpunkt (siehe Hage *et al.* 2011; Dietzen *et al.* 2013). Im weiteren Verlauf werden somit nur Daten zur Expositionsabschätzung einbezogen, und keine Daten zu toxischen Effekten oder Modelling Ansätzen.

Focal species

Die Zielart „focal species“ ist laut EFSA Dokument (2009) eine real existierende Art, die sich in den Wochen der Applikation in der Feldfrucht aufhält und somit ein realistischeres Szenario schafft als die Indikator Art. Über die „focal species“ sollen alle Nahrungsgilden der in dieser Feldfrucht vorkommenden Vogelarten abgedeckt werden. Daher ist es durchaus möglich mehrere Vogelarten als „focal species“ zu identifizieren und in der differenzierten Bewertung zu adressieren.

Zur Ermittlung der „focal species“ werden Transekte in einer Feldfrucht zu einem relevanten BBCH Stadium begangen und alle Vögel erfasst. Grundlegendes zu dieser Methode wurde aus den Methoden zur Vogelkartierung von BIBBY und HILL (1992) abgeleitet. Die Transektlänge entspricht der Länge des Feldes und die Transektweite wird auf 50-100 m festgelegt. Bei der Begehung werden alle visuellen und akustischen Vogelbeobachtungen am Transekt erfasst (für Details siehe EFSA 2009, Appendix M). Aus der aufgenommenen Liste der Vogelarten, die beobachtet wurden, sowie der Feldfrucht und deren BBCH Stadium wird die Frequenz des Auftretens (FO als „frequency of occurrence“) für jede Art berechnet, die bei den Transektbegehungen festgestellt wurde. Den FO Wert kann man als FO_{field} im Verhältnis zu Gesamtzahl der Felder, im oben genannten Beispiel für Getreidefelder und als FO_{survey} im Verhältnis zur Gesamtzahl der Begehungen in allen Feldern, berechnen.

Das heißt FO_{field} beschreibt den Prozentanteil der Getreidefelder in der eine bestimmte Art gefunden wurde in Relation zu der Gesamtzahl der untersuchten Getreidefelder. Der FO_{survey} wiederum beschreibt den Prozentanteil der Transektbegehungen in der eine bestimmte Art gefunden wurde in Relation zur Gesamtzahl der Transektbegehungen. In keiner dieser beiden Maßzahlen spielt dabei die Anzahl der Individuen einer beobachteten Vogelart eine Rolle. Die Anzahl der Individuen einer Vogelart wird in der Maßzahl für die „Dominanz“ berücksichtigt, die das relative Vorkommen/relative Häufigkeit einer Vogelart in einer Vogelgemeinschaft beschreibt. Die Dominanz beschreibt den Prozentanteil der Individuen einer Art an der Gesamtzahl der Individuen aller Arten. Die endgültige Auswahl für die Bewertung der „focal species“ aus einer Liste, die für eine bestimmte Feldfrucht in einer Feldstudie nach obigem Methode bestimmt wurde, hängt u.a. von der Jahreszeit, dem BBCH Stadium, der zu adressierenden Nahrungsgilde und dem Körpergewicht ab.

Tab. 6 Beispielhafte Ergebnisse für eine „focal species“ Studie zum BBCH Stadium 30-39 in Getreide

Tab. 6 Exemplary results of a „focal species“ study conducted at BBCH satge 30-39 in cereals

Art	FO _{FIELD} [%]	FO _{SURVEY} [%]	Dominanz [%]	Körpergewicht [g]	Wo wird die Nahrung aufgenommen	Nahrungsgilde
Feldlerche	82,4	43,1	13,1	39,9	Boden Boden/	Omnivor
Bluthänfling	76,5	45,1	16,6	15,3	Blätter	Granivor
Wachtel	64,7	29,4	19,7	96,5	Boden	Omnivor
Schafstelze	41,2	13,7	4,4	17,6	Boden	Insektivor

PT-Studie: Telemetriestudien zur Habitatwahl innerhalb der Tagesaktivitätsphase eines Vogels

Die „portion of time“ (PT) ist definiert als „Anteil der täglichen Nahrung eines Tieres, den es im Habitat aufnimmt, das mit Pestiziden behandelt ist“ (EFSA 2009). Hierfür empfiehlt die EFSA, (2009)

Telemetriemethoden und gibt Hinweise zur deren Durchführung und Auswertung. Bei diesem Ansatz wird angenommen, dass die Nahrungsaufnahme proportional zum Aufenthalt in genutzten Habitaten ist. Dieses ist wichtig wenn kein Sichtkontakt besteht und der Vogel aktiv ist. Basis einer solchen Studie ist die Auswahl der „focal species“ aus einer entsprechenden Untersuchung. Arten unterschiedlicher Ernährungsweise je Kultur (= Feldfrucht) sollten mit einbezogen werden. Es sollten 10-20 Individuen je Art und/oder Zeitraum einer Applikation telemetriert werden. Dauer einer Radio-Telemetrie sollte den Aktivitätszeitraum eines Tieres innerhalb 24h umfassen und dieser variiert natürlich innerhalb der verschiedenen Vogelarten (z.B. bei der Feldlerche etwa von Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang und bei der Wachtel sind komplette 24 Stunden möglich).

In diesem Beispiel (Feldlerche in einer typischen Ackerbau Landschaft dominiert von Getreideanbau) wären Telemetriedaten nach der MCP (Minimum konvex Polygon) Methode die Grundlage. Alle Daten während der Aktivitätsphase, d. h. Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang, von telemetrierten Feldlerchen würden so z.B. eine mittlere home range (Aktionsraum) Größe von knapp 60 ha (basierend auf MCP) ergeben. In Tab. 7 sind mögliche Ergebnisse einer solchen Radiotelemetrie-Studie mit Feldlerchen detaillierter dargestellt.

Tab. 7 Beispiel für die Ergebnisse des Anteils der Zeit den Feldlerchen auf Getreidefeldern potentiell mit der Nahrungsaufnahme beschäftigt sind

Tab. 7 Exemplary results of a portion of time skylarks spend potentially foraging in cereal fields

Vogel Nr.	Anteil Verhalten in Prozent in der Aktivitätsperiode			
	Potentielle Nahrungsaufnahme	Reproduktionsverhalten	Aktiv, keine Nahrungsaufnahme	Inaktiv (Tag)
1	24,58	0,42	35,63	5,9
2	37,29	10,28	6,81	17,5
3	18,19	41,81	6,11	0,56
		...		
		...		
23	55,69	2,57	0,35	17,15
24	43,13	2,5	0	29,24
25	51,32	0,21	0	24,31
Mittelwert	42,27	28,53	13,61	15,59
SF (±)	13,87	15,15	7,23	8,09
Minimum	17,57	0	0	0,56
Maximum	69,24	52,08	35,63	32,85

Der relevante PT Wert der sich aus dieser Studie ableiten lässt und der für die differenzierte Bewertung benutzt werden könnte, ist der zur potentiellen Nahrungsaufnahme, d.h. im Durchschnitt verbringt eine Feldlerche etwa 42.3% zur Nahrungsaufnahme in Getreidefeldern, als Ergebnis dieser Studie. Dieser Wert kann in der Berechnung zur Risikobewertung in Tabelle 9 als PT Wert, eingesetzt werden (relevant können aber auch Perzentile der PT Wert Verteilung sein).

PD Studien: Studie zur Nahrungszusammensetzung der Feldlerche in Getreidefeldern

Die „portion of diet“ [PD] ist laut EFSA (2009) definiert als die „Zusammensetzung der Nahrung eines Tieres, die es im Habitat aufnimmt das mit Pestiziden behandelt ist“ (mehr Details zu Methoden unter Kapitel 6.1.6.3 EFSA, 2009). Wissenschaftlich verbreitete Methoden zur Bestimmung der Nahrungskomponenten liefern beispielsweise Kotproben- und Magenspülings-Analysen.

Die Kotproben, werden in ein kleines Kunststoffgefäß überführt und mit Salz aufgefüllt und so haltbar gemacht. Zur Analyse des Kotes wird Wasser zugegeben um das Salz zu lösen. Anschlie-

ßend werden die Kotproben unter dem Mikroskop nach Nahrungsresten untersucht (siehe auch FLINKS und PFEIFER 1987). Die Nahrungskomponenten aus den Kotproben bzw. Magenspülungen, z.B. Pflanzen- oder Arthropodenreste werden dann mit Hilfe von Fachliteratur und Referenzdatenbanken bestimmt. Soweit möglich werden von grünem Pflanzenmaterial einkeimblättrige und zweikeimblättrige Arten unterschieden. Um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass der Anteil einer bestimmten Nahrung der aufgenommen wurde, nicht dem entspricht was die Nahrungsreste im Kot wiedergeben, können Korrekturfaktoren angewandt werden, wenn diese vorhanden sind. Diese Korrekturfaktoren sind für die Vogelart und Nahrungskomponenten spezifisch. So werden z.B. die Korrekturfaktoren, die Green (1978) für die Feldlerche (Abb. 1) ermittelt hat, regelmäßig angewandt.



Abb. 1 Feldlerche (*Alauda arvensis*)

Fig. 1 Skylark (*Alauda arvensis*)

Tab. 8 Beispielwerte verschiedener Nahrungskomponenten der Feldlerche (korrigiert nach GREEN, 1978)

Tab. 8 Exemplary results of the portion of diet ingested by skylarks (corrected according to GREEN, 1978)

Nahrungskategorien	50%tile [%]	90%tile [%]	Mittelwert [%]	PD Wert nach EFSA (2009)
Arthropoden	62	96	58	0,58
Samen	30	0,53	31	0,31
Grünes Pflanzenmaterial	3	0,25	11	0,11

Wirkstoffspezifische Rückstände auf potentieller Nahrung

Nach EFSA (2009, Kapitel 6.1.4.1) basieren die Rückstände, die im „screening-step“ und den „First Tier“ Berechnungen benutzt werden, auf gemessenen Werten aus Freilandstudien, die von verschiedenen Pflanzenschutzmitteln herstellenden Firmen zur Verfügung gestellt wurden. Diese im Appendix F von EFSA (2009) aufgeführten Rückstandswerte können durch experimentell ermittelte substanz- und anwendungsspezifische Werte ersetzt werden. Die experimentellen Untersuchungen um diese spezifische Werte zu ermitteln müssen aber bestimmte Kriterien erfüllen. Auch das Abbauverhalten einer Substanz in bestimmten Nahrungskomponenten kann durch experimentelle Untersuchungen differenziert analysiert werden.

Über die Rückstände von PSM und ihren Abbau in Arthropoden gibt es weniger Daten als bei Rückständen auf Pflanzen (EFSA, 2009, Kapitel 6.1.4.2). Der Appendix N (EFSA, 2009) gibt einige Hinweise zur Durchführung von Arthropodenrückstandsstudien. Die Ermittlung von Rückstandswerten in Pflanzen werden auch standardmäßig für die Verbrauchersicherheit durchgeführt. Hier sind die Methoden etabliert, und können relativ unkompliziert, z.B. bezüglich des Zeitpunktes der Rückstandbestimmung, angepasst werden. Hier sind unter anderem BBCH Stadium als auch Probennahmezeitpunkt entscheidend. Bei Rückstandsstudien, die Arthropoden adressieren, müssen die Rückstände für am Boden lebende und im Blattwerk lebende Arthropoden getrennt erfasst werden. Damit kommen auch unterschiedliche Sammeltechniken für die Arthropoden zum Einsatz. Weitere Nahrungstypen für deren Rückstandsermittlungen unterschiedliche Methoden angewendet werden, sind beispielsweise Regenwürmer und Früchte. Mit Hilfe der gemessenen Rückstände kann nun eine RUD (mg a.s./kg Nahrungskomponente) für die Nahrungskomponenten berechnet werden.

Reproduktive Risikobewertung basierend auf differenzierten Faktoren

Tab. 9 Reproduktive Risikobewertung für die Feldlerche als „Focal Species“ in Getreidefeldern mit differenzierten Parametern

Tab. 9 *Reproductive risk assessment for the „focal species“ skylark with skylark specific data*

Feldfrucht	Getreide		
Indikator Art	„Kleiner omnivorer Vogel“		
Relevante Art (Focal Species)	Feldlerche		
Szenario	BBCH 30-39		
Nahrungskomponenten	Grünes Pflanzenmaterial	Samen	Bodenlebende Arthropoden
RUDs (Mittelwert)	28,7	40,2	1,5
FIR/b.w.	0,9	0,9	0,9
PD	0,11	0,31	0,58
PT	0,42	0,42	0,42
Applikationsrate [kg a.s./ ha]	0,45	0,45	0,45
MAF mean	1,4	1,4	1,4
TWA	0,53	0,53	0,53
DDD	0,4	1,6	0,1
SUM DDD		2,1	
NOAEL		14	
TER		6,7	

Fett gedruckt sind Parameter und Werte nach differenzierter Betrachtung (bzw. inklusive Daten, die für die Risikobewertung in Feld erhoben wurden)

In diesem Fall wird durch die erhobenen Daten, die im „Higher Tier“ Ansatz mit in die Risikobewertung eingegangen sind, der Schwellenwert von $TER \geq 5$ erreicht. Damit kann das reproduktive Risiko des Wirkstoffes für Vögel auch für frühe Getreidestadien in diesem Fall als „akzeptabel“ eingeschätzt werden.

Diskussion

In kurzer Übersicht ist hier ein Vorgehen zur Risikobewertung von Vögeln in Getreide bei Ausbringung eines fiktiven Fungizids nach aktuellsten Richtlinien der EU beispielhaft dargestellt. Seit der Einführung der ersten Richtlinie im Jahre 1994 stieg die Anzahl der zu bewertenden Expositionsszenarien immer weiter an. Das aktuelle Guidance Document EFSA (2009) enthält Daten und Informationen zu den verschiedenen Szenarien der Risikobewertung. Der Fokus der derzeitigen Risikobewertung liegt auf potentiell durch PSM auftretenden akuten (insbesondere direkte Mortalität) und reproduktiven Effekten (direkte Beeinflussung des Brutgeschäftes bzw. Bruterfolges). Der Bewertung liegt zugrunde, dass die Hauptexposition von Vögeln mit Pflanzenschutzmittelrückständen durch die Nahrungsaufnahme auf einem Feld, in dem ein Produkt appliziert wurde, erfolgt. Neben der direkten Exposition durch überspritzte Nahrung und der sekundären Exposition durch Akkumulation in der Nahrungskette (über z.B. Fische oder Regenwürmer) wird auch die Exposition über Trinkwasser in der Bewertung berücksichtigt (was am Beispiel hier nicht mit vorgestellt wurde).

Grundsätzlich basiert die Risikobewertung für Vögel auf der Bestimmung der Exposition unter ökologischen Parametern wie Habitat- und Nahrungspräferenzen, sowie der Höhe der Rückstände auf Nahrungsbestandteilen. Damit wird versucht ein möglichst realistisches Bild der potenziellen Gefährdung von Vögeln durch PSM abzubilden, um eine Entscheidungsgrundlage für deren Zulassung oder Ablehnung zu erstellen. Basiert die Risikobewertung in den ersten Schritten auf sehr konservativen sogenannten „worst case“ Annahmen, sind in den weiteren Stufen der Bewertung, im sogenannten „higher tier“, Möglichkeiten gegeben, die entsprechenden Annahmen unter Verwendung

der in der wissenschaftlichen Literatur publizierten oder durch experimentell erhobene Daten, zu verfeinern. So soll ein realistischeres Bild der Exposition entstehen. Hierbei werden dann Daten zu einer real existierenden Art, z.B. der Feldlerche in Getreide, die sich in den Wochen der Applikation in dieser Anbaukultur aufhält, berücksichtigt. Dies sind z.B. Daten zum Anteil der Zusammensetzung der Nahrung oder der Aufenthaltsdauer im Feld. Des Weiteren fließen Informationen zur Höhe der Rückstände von PSM und ihrem Abbau in unterschiedlichen Nahrungsbestandteilen der Feldlerche mit in die Bewertung ein. Jedoch fehlen z.B. für den Bereich der Nahrungszusammensetzung verschiedener Vogelarten einheitliche Kenngrößen (Volumenanteile oder Individuenanzahl einer Probe etc.) oder Korrekturfaktoren für Vogelarten und/oder Nahrungsgilden, die mit Fütterungsversuchen erfasst werden könnten.

Dem Prozess der Expositionsabschätzung liegen Daten und Annahmen zugrunde, die das tatsächliche Risiko vermutlich überschätzen. Es kann allerdings schon aufgrund verschiedener Extrapolation in der Risikobewertung z.B. der toxikologischen Endpunkte von wenigen getesteten Arten auf alle anderen Arten nicht ausgeschlossen werden, dass die Annahmen in der Berechnung das Risiko in manchen Fällen möglicherweise auch unterschätzen. Zudem können manche Aspekte der derzeitigen Risikobewertung das tatsächliche Risiko sowohl über- als auch unterschätzen, wie z.B. die Annahme, dass Aufenthaltszeiten innerhalb verschiedener Habitats, die ein Vogel aktiv nutzt, gleich gesetzt werden mit Nahrungsaufnahmezeiten in diesen Habitats (Flächen in denen eine Applikation stattfand gegenüber Flächen, die nicht appliziert wurden). Insgesamt sind die Expositionsquotienten (sogenannte „trigger values“ von 5 und 10 für akute und reproduktive Risikobewertung) deshalb auch durch Sicherheitsfaktoren erhöhte Schwellenwerte und sollen als Kennzahlen eine Entscheidungshilfe für die Beurteilung durch die entsprechenden Behörden sein.

Das mit der derzeitigen Richtlinie zu bewertende akute und reproduktive Risiko für Vögel durch PSM kann nach EFSA (2009) im „Higher Tier Approach“ auch durch sogenannte Effektstudien direkt untersucht werden. Hierbei wird im Feldversuch untersucht, nach Ausbringung der Substanz und dem Nachweis einer Exposition für Vögel, wie auch für Säuger, die die entsprechenden Felder nutzen (während und nach der Applikation), ob es zu Mortalitäten oder einem Einfluss auf die Reproduktion (z.B. geringere Gelegegröße, geringerer Schlupferfolg, Mortalität der Jungvögel) kommt. Wenn die Berechnungen der Risikobewertung ein Risiko implizieren (z.B. deutliche Unterschreitung der „trigger values“ als Ergebnis der Berechnungen), in einer Effektstudie aber keine Auswirkungen auf die untersuchte Art festzustellen sind, dann zeigt dies eine sehr wahrscheinliche Überschätzung des Risikos durch die theoretische Berechnung dieses Szenarios an. Allerdings sind non-letale Effekte (z.B. eine reduzierte Gelegegröße) methodisch auch nur schwer nachweisbar im Feldversuch.

Die Richtlinien zur Bewertung unterliegen einer dauerhaften Entwicklung und Revision. So werden seit der jüngsten Novellierung die kombinierten Wirkungen von Produkte mit mehreren Wirkstoffen bewertet, sowohl durch Kombination der Toxizitäten der einzelnen Wirkstoffe als auch mögliche synergetische Effekte von Wirkstoffmengen. Nicht bewertet werden derzeit Applikationen mehrerer verschiedener Produkte auf dem gleichen Feld in kurzer zeitlicher Reihenfolge oder potentielle Auswirkungen von verschiedenen Produkten, die zeitgleich auf benachbarten Flächen, die im gleichen Aktionsraum eines Vogelindividuums liegen. Ebenfalls nicht bewertet werden indirekte Effekte (siehe dazu auch Vortrag von Herman Hötter während des Fachgesprächs; abrufbar unter <http://www.do-g.de/index.php?id=58&L=1%20and%20char%28124%29%2Buser%2Bchar%28124%29%3D0>), die durch das Ausbringen von PSM auftreten können, wie die Reduzierung des Nahrungsangebotes für Vögel, was ebenfalls Auswirkungen auf den Bruterfolg haben kann (z.B. BOATMAN *et al.*, 2004). Obgleich im EFSA (2009) Guidance Dokument als Anhang kurz angeführt, werden derzeit potentielle Auswirkungen auf Nestlinge ebenfalls nicht bewertet.

Insgesamt kann die derzeitige Risikobewertung für Vögel durch das Ausbringen von PSM als sehr komplex im Vergleich zu Zulassungsverfahren der Vergangenheit (unter anderen damals gültigen Richtlinien) angesehen werden und im Zuge der weiteren Harmonisierung von Regulierungen innerhalb der EU sollten die zuständigen Behörden das Ziel, den Schutz der Vögel der Agrarlandschaft und die EU-weit gleichen Maßstäbe der Bewertung, weiter vorantreiben.

Literatur

- SANCO, 2002: Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals Under Council Directive 91/414/EEC; Sanco 4145/2000, rev. 6, 25.09.2002. (http://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/approval_active_substances/docs/wrkdodc19_en.pdf)
- BIBBY, C. J. und D. A. HILL, 1992: Methoden der Feldornithologie - Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag GmbH, Radebeul.
- BOATMAN, N.D., N. W. BRICKLE, J. D. HART, T. P. MILSOM, A. J. MORRIS, A.W. A. MURRAY, K. A. MURRAY & P. A. ROBERTSON, 2004: Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis* **146** (Suppl. 2), 131–143.
- DIETZEN C., EDWARDS, P.J., WOLF, C., LUDWIGS, J.-D. & LUTTIK, R., 2013: Focal species of birds in European crops for higher tier pesticide risk assessment. Integrated Environmental Assessment and Management; in press.
- EFSA, 2009: Guidance of EFSA - Risk Assessment for Birds and Mammals. *EFSA Journal* 7:1-139. (<http://www.efsa.europa.eu/de/efsajournal/pub/1438.htm>)
- EPPO/OEPP, 1994: Decision-making scheme for the environmental risk assessment of plant protection products, Chapter 11 Terrestrial Vertebrates. *OEPP/EPPO Bulletin* **24**, 1–87.
- EPPO, 2003: Environmental risk assessment scheme for plant protection products. *OEPP/EPPO Bulletin* **33**.
- HAGE, M., BAKKEN, V. & ISAKSEN, K., 2011: Risk assessment of agricultural pesticides for birds and mammals in Southeast Norway. - Recommendations for focal species. Report to the Norwegian Food Safety Authority. Arctic Research and Consulting DA. 89pp.
- FLINKS, H. und F. PFEIFER, 1987: Nahrung adulter und nestjunger Schwarzkehlchen (*Saxicola torquata rubicola*) einer westfälischen Brutpopulation. *Die Vogelwelt* **108**.
- GREEN, R. E., 1978: Factors Affecting the Diet of Farmland Skylarks, *Alauda Arvensis*. *Journal of Animal Ecology* **47**, 913–928.
- MEIER, U. E., 2001: Entwicklungsstadien mono- und dikotyler Pflanzen. Biologische Bundesanstalt für Land und Forstwirtschaft. (http://www.jki.bund.de/fileadmin/dam_uploads/_veroeff/bbch/BBCH-Skala_deutsch.pdf).

Sektion III: Wirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen auf Agrarvögel

Veränderungen in der Segetalflora in den letzten Jahrzehnten und mögliche Konsequenzen für Agrarvögel

Changes in the arable flora in recent decades and their possible impacts on farmland birds

Stefan Meyer^{1*}, Karsten Wesche², Benjamin Krause¹, Christoph Leuschner¹

¹Georg-August-Universität Göttingen, Albrecht-von-Haller Institut für Pflanzenwissenschaften, Abt. Ökologie und Ökosystemforschung, Untere Karspüle 2, 37073 Göttingen

²Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz, Am Museum 1, 02826 Görlitz

*Korrespondierender Autor, stefan.meyer@biologie.uni-goettingen.de, +49(0)551395723

DOI 10.5073/jka.2013.442.005

Zusammenfassung

Untersucht werden die Auswirkungen der ackerbaulichen Intensivierung auf die Segetalvegetation in Nord- und Mitteldeutschland, und mögliche Konsequenzen für die Vögel der Agrarlandschaft. In den letzten fünf Jahrzehnten verringerte sich der regionale Artenpool der Segetalflora um fast ein Viertel, die meisten Arten verloren dramatisch an Frequenz und ihre Populationen gingen stark zurück. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass die Intensität der Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung je nach Bodeneigenschaften variierte. Der mittlere Deckungsgrad der Segetalarten hat sich drastisch auf ein Zehntel des früheren Wertes reduziert, wohingegen der Deckungsgrad der Kulturpflanzen anstieg und die Kulturpflanzenvielfalt abnahm. Die beobachtete Vereinheitlichung der Gesellschaftsstrukturen in der Segetalflora, bei der sowohl Spezialisten und diagnostisch wichtige Arten als auch die Artendiversität und die Abundanz der Generalisten abnahmen, spiegelt die Homogenisierung von Anbausystemen sowie die großflächige Optimierung des Nährstoffangebotes in den letzten Jahrzehnten wider. Auch Segetalarten, die als Nahrungspflanzen für samenfressende Feldvögel von großer Bedeutung sind, zeigten starke Bestandsrückgänge. Demzufolge ist keine andere Vogelartengruppe in den letzten Jahrzehnten in Deutschland von so starken und anhaltenden Bestandsrückgängen betroffen wie die Vögel der Agrarlandschaft. Um das nationale Ziel einer deutlichen Erhöhung der Biodiversität in den Agrarökosystemen bis zum Jahre 2020 zu erreichen, sind neue, effektive und innovative Schutzmaßnahmen dringend erforderlich.

Stichwörter: Ackerintensivierung, Ackerwildkräuter, Diversitätsverluste, Feldvögel, Samenfresser, Substrattypen

Abstract

The article provides insights into the effect of agricultural intensification processes on shifts in arable vegetation composition, and discusses potential consequences for associated bird communities. The analysis bases on observational studies carried out in Central Germany. Our analysis revealed a 25 % reduction in the number of plant species in the regional species pool over the last 50 years, dramatic frequency losses of many species and decreasing population sizes of rare and diagnostic species. The results also indicate that the magnitude of vegetation changes depended on the geological substrate. Furthermore, the average cover of arable plants has decreased to a tenth of its original value, while crop cover generally increased and crop diversity decreased. The observed homogenization in community structure with both specialists and diagnostic species disappearing and also generalists decreasing reflects the growing uniformity in crop management, and the increase in soil fertility levels in recent years. Arable plant species that are of considerable importance as food plants for seed-eating farmland birds have shown strong population declines. Partly as a result of this, no other bird species group in Germany has been affected by such a strong and ongoing population decline as farmland birds in recent decades. Meeting the declared target of achieving a significant increase in biodiversity in agricultural ecosystems by 2020 will require the rapid development of new, effective and innovative conservation schemes and programs.

Keywords: agricultural intensification, arable weeds, diversity losses, farmland birds, seed-eating birds, substrate types

Einleitung

Solange es in Mitteleuropa Äcker gibt, hat sich die Begleitvegetation der angebauten Kulturpflanzen wiederholt verändert, wobei immer wieder neue Arten hinzugekommen, teilweise aber auch wieder verschwunden sind (BURRICHTER *et al.*, 1993; ELLENBERG und LEUSCHNER, 2010). Bereits um 1950 waren im Stuttgarter Raum durch Veränderungen bei den Feldfrüchten und die Einführung der maschinellen Saatgutreinigung verschiedene Segetalpflanzen weitgehend verschwunden, die noch um 1860 sehr verbreitet waren (KOCH, 1980). Im Zuge der raschen Technisierung der Bodenbearbeitung und mit dem Beginn der chemischen Unkrautbekämpfung seit etwa 1950 schritt die Artenverarmung zunehmend rascher voran (BAUERKÄMPER, 2004). Diese Entwicklung war verbunden mit einem drastischen Rückgang der Populationsgrößen der Segetalarten (STORKEY *et al.*, 2012; MEYER *et al.*, 2013). Dies ist auch deswegen besorgniserregend, weil eine Reihe von Studien zeigt, dass artenreiche Pflanzengesellschaften eine entscheidende Rolle bei der Erhaltung der Funktionsfähigkeit der Agrar-Ökosysteme spielen, z.B. durch Förderung höherer trophischer Ebenen und durch die Bereitstellung von bestimmten Ökosystemdienstleistungen (DUELLI und OBRIST, 1998; TSCHARNTKE *et al.*, 2005; BIESMEIJER *et al.*, 2006).

Schon 1962 wies TÜXEN auf den Kennartenverlust der Ackerwildkraut-Gesellschaften hin. In den folgenden Jahrzehnten wurde aus zahlreichen Regionen Mitteleuropas über oft drastische Rückgänge der Segetalflora berichtet, so z.B. aus der Stolzenauer Wesermarsch (MEISEL, 1966), Süddeutschland (BACHTHALER, 1968), Nordwestdeutschland (MEISEL und HÜBSCHMANN, 1976), Süd-Niedersachsen (WAGENITZ und MEYER, 1981), dem Münsterland (REUSS, 1981), Nordhessen (HOTZE und VAN ELSSEN, 2006), dem Erzgebirge (KÖCK, 1984), dem Kyffhäusergebirge (KOHLEBRECHER *et al.*, 2012), dem Niederrheingebiet (KUTZELNIGG, 1984), Sachsen-Anhalt (HILBIG, 1985), mehreren Regionen Ostdeutschlands (PÖTSCH und BUSCH, 1985), Bremen (KULP und CORDES, 1986), Bayern (OTTE, 1984; BRAUN, 1988; ALBRECHT, 1989), Österreich (RIES, 1992), NW Polen (BOROWIEC, 1988) und der Niederlausitz (KLÄGE, 1999).

Bis zur Mitte des vergangenen Jahrhunderts war die Landwirtschaft in Mitteleuropa durch einerseits extensiven Mitteleinsatz (Dünger, Pflanzenschutzmittel, Landmaschinen), andererseits aber durch intensive Wirtschaftsweisen im Personalbereich charakterisiert. Dies änderte sich mit Beginn der Industrialisierung der Landwirtschaft in den 1950er Jahren und Anfang der 1960er Jahre (BAUERKÄMPER, 2004), bei der sich z. B. der durchschnittliche Stickstoffüberschuss (N) in Deutschland von 25 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ in den 1950er Jahren auf rund 110 kg ha⁻¹ Jahr⁻¹ im Jahr 2005 erhöhte (ELLENBERG und LEUSCHNER, 2010).

Tatsächlich haben in keinem anderen Groß-Lebensraum der mitteleuropäischen Kulturlandschaft die Populationsgrößen und die Diversität der Vegetation in den letzten 30 Jahren so stark abgenommen wie im Ackerland. In vielen Regionen übertrifft der Zusammenbruch der Ackerwildkraut-Gemeinschaften noch das Ausmaß der ebenfalls deutlichen Verluste im bodenfrischen und -feuchten Grünland (KRAUSE *et al.*, 2011; WESCHE *et al.*, 2012; LEUSCHNER *et al.*, 2013). In Deutschland gelten heute rund 120 der etwa 350 Segetalflora-Sippen als gefährdet, 15-18 Arten sind wohl ausgestorben (KORNECK und SUKOPP, 1988; SCHNEIDER *et al.*, 1994). Für viele Tierarten, die direkt oder indirekt auf Ackerwildkräuter als Nahrungsquelle angewiesen sind, bietet die „Nektarwüste Getreidefeld“ (SCHLAPP, 1985) keinen Lebensraum mehr (HEYDEMANN und MEYER, 1983; MARSHALL *et al.*, 2003), wobei die Vögel der Agrarlandschaft besonders betroffen waren (z.B. SIRIWARDENA *et al.*, 1998; WILSON *et al.*, 1999; CHAMBERLAIN *et al.*, 2000; DONALD *et al.*, 2006; DEUTSCHE ORNITHOLOGEN-GESELLSCHAFT und DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN, 2011; WAHL *et al.*, 2011; FLADE, 2012; SUDFELD, *et al.* 2012).

Gegenstand der hier präsentierten Studie waren Untersuchungen zu Veränderungen in der Segetalflora auf 392 Feldern in zehn verschiedenen Untersuchungsgebieten in Mittel-/Norddeutschland zwischen den 1950er/60er Jahren und 2009. Die Studienregion repräsentiert die drei wichtigsten geologischen Substrattypen (Sand, Lehm, Kalkstein). Wir testeten die Hypothesen, dass (1) die Intensivierung der Landwirtschaft zu einer reduzierten Kulturpflanzenvielfalt und dichteren Kulturpflanzenbeständen geführt hat, was sich in (2) Frequenzzrückgängen von sowohl naturschutzfachlich wertvollen Arten als auch wichtigen Nahrungspflanzen für samenfressende Feldvögel widerspiegelt.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden in den deutschen Bundesländern Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg und Thüringen durchgeführt (Abb. 1). Das Klima wird durch einen West-Ost-Gradienten von subozeanisch nach subkontinental mit jährlichen mittleren Lufttemperaturen zwischen 7,1 und 9,1°C und mittleren jährlichen Niederschlagsmengen zwischen 487 und 727 mm (www.dwd.de) charakterisiert. Vier Untersuchungsgebiete werden von sandigen Böden, drei von kalk- und skelettreichen und drei von lehmigen Substraten (Tabelle 1) dominiert.

Abb. 1 Studienregion mit den zehn Untersuchungsgebieten in Nord- und Mitteldeutschland (zu den Nummern siehe Tab. 1).

Fig. 1 Location of the ten study sites in North and Central Germany (for the numbers see Table 1)



Die historischen Vegetationsaufnahmen wurden aus Archiven und aus unveröffentlichten Feldbüchern von Botanikern zusammengetragen (Tab. 1). Auf der Grundlage präziser Vegetationskarten und genauer Ortsbeschreibungen konnten insgesamt 392 Vegetationsaufnahmen (154, 116 und 122 Aufnahmen für sandige, kalk- und skelettreiche und lehmige Substrate) auf Schlägebene identifiziert werden. Die historischen Vegetationsaufnahmen wurden damals in gut entwickelten Beständen im Innenbereich der Äcker durchgeführt. Um den Ökoton-Einfluss (WILSON und AEBISCHER, 1995; FRIED *et al.*, 2009) zu eliminieren, wurden 2009 die Aufnahmeflächen ebenfalls im Inneren der Flächen (mindestens 10 m vom Ackerrand) durchgeführt. Die Größe der Aufnahmeflächen orientierte sich an den historischen Erhebungen und variierte zwischen 25-100 m². Die historischen und aktuellen Daten unterschieden sich nicht systematisch in der Aufnahmegröße (RM-ANOVA $p < 0,05$) und der Artenreichtum war nicht mit der Aufnahmegröße korreliert. Analog zu den 1950/60er Jahren sind die Vegetationsaufnahmen nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) durchgeführt worden; die Nomenklatur der Arten erfolgt in Anlehnung an JÄGER (2011).

Tab 1 Charakteristika der zehn Untersuchungsgebiete auf drei verschiedenen Bodensubstraten einschließlich der Anzahl der untersuchten Ackerflächen in den 1950er/60er Jahren und 2009.**Tab. 1** Characteristics of the ten study sites on three different soil substrates, including the number of investigated arable fields in the 1950s/60s and in 2009.

ID	Untersuchungsgebiet	Bundesland	Koordinaten (WGS 1984)	ØJahresniederschlag (mm)	ØJahrestemperatur (°C)	Höhe (über NN)	dominantes Substrat	Jahr der Erstaufnahme	Anzahl Vegetationsaufnahmen	Quelle der Primäraufnahmen (alle unpubliziert)
1	Reese	Niedersachsen	N 52°34' O 09°03'	654	9.1	25-40	Sand	1951	31	E. Preisig, 1952, Reinhold-Tüxen-Archiv Hannover
2	Berkhof	Niedersachsen	N 52°36' O 09°43'	673	8.9	25-40	Sand	1955	38	W. Jahns, 1957, Reinhold-Tüxen-Archiv Hannover
3	Nedlitz	Sachsen-Anhalt	N 52°03' O 12°16'	565	8.8	90-120	Sand	1956	46	H. Jage (Kemberg)
4	Luckau	Brandenburg	N 51°51' O 13°45'	560	8.5	40-125	Sand	1960/61	39	W. Fischer, H.-D. Krausch & H. Illig (Luckau)
5	Erzhausen	Niedersachsen	N 51°53' O 09°55'	644	8.8	100-330	Lehm	1959	45	Anonymus, Reinhold-Tüxen-Archiv Hannover
6	Göttingen	Niedersachsen	N 51°28' O 09°54'	727	8.7	160-225	Lehm	1960	37	W. Ernsting, 1961, Reinhold-Tüxen-Archiv Hannover
7	Halle/Saale	Sachsen-Anhalt	N 51°32' O 11°54'	475	9.1	75-140	Lehm	1958	40	G. Plass, 1960, Herbarium MLU-Halle-Wittenberg
8	Hachelbich	Thüringen	N 51°20' O 10°55'	542	8.3	180-320	Kalkstein	1956/57	39	E.M. Wiedenroth, 1960, Herbarium Haussknecht Jena
9	Plaue	Thüringen	N 50°47' O 10°54'	487	7.1	295-520	Kalkstein	1959-62	37	W. Hilbig, Herbarium Haussknecht Jena
10	Saaletal	Thüringen	N 50°58' O 11°40'	590	9.3	170-350	Kalkstein	1959-61	40	W. Hilbig, Herbarium Haussknecht Jena

Klimadaten vom Deutschen Wetterdienst (DWD), basierend auf dem Bezugszeitraum 1961–1990

Alle Vegetationsaufnahmen wurden in einer TURBOVEG-Datenbank (HENNEKENS & SCHAMINÉE, 2001) digitalisiert und sind als „BioChangeFields“ (ED-DE-027) im Global Index of Vegetation-Plot Databases (GIVD)-Register verzeichnet (DENGLER *et al.*, 2011). In die Auswertung sind alle höheren Pflanzen einschließlich der Sämlinge von Sträuchern/Bäumen und Abkömmlinge der Vorgängerkulturen (*crop volunteers*) eingegangen. In wenigen Fällen konnten die Taxa nur auf Gattungs- oder Familienebene bestimmt werden; diese wurden von der weiteren Analyse ausgeschlossen. Zur Analyse der Frequenzänderungen von Arten über den Untersuchungszeitraum wurde eine separate Indikatorarten-Analyse (BAKKER, 2008) durchgeführt. Die Auswertung der Daten erfolgte mit dem Programm R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2004). Die Einschätzung der Bedeutung von Segetalarten als Nahrungsgrundlage für samenfressende Feldvögel erfolgt in Anlehnung an STORKEY (2006).

Ergebnisse

Die Kulturpflanzenvielfalt im Gesamtdatensatz sank von insgesamt 25 angebauten Nutzpflanzenarten in den 1950er/60er Jahren auf nur noch 16 heutzutage (Tab. 2). Der Anteil des Sommergetreides verringerte sich von 26 auf 17 %, während die Frequenz von Wintergetreide sich von 41 auf 61 % erhöhte. Die größten Zuwächse im Anbau verzeichneten Winterweizen (14 vs. 31 %), Winterraps (0 vs. 17 %) und Mais (1 vs. 9 %). Im Gegenzug ist der Anbau von Kartoffeln (15 vs. 1 %), Hafer (8 vs. 2 %) und Zuckerrüben (5 vs. 3 %) stark zurückgegangen.

Der Deckungsgrad der Kulturpflanzen stieg während der Jahrzehnte im Median von 60 auf 94 % an (Abb. 2). Dagegen verringerte sich der Median des Deckungsgrades der Segetalflora von 40 % in den 1950er/60er Jahren auf nur noch 4 % im Jahr 2009.

Tab. 2 Prozentualer Anteil von Feldern mit verschiedenen Kulturpflanzen und -klassen in den 1950er/60er Jahren und 2009 (Frequenz) und mittlerer Deckungsgrad der Kulturfrucht (rechte Spalten); angegeben sind Median und Interquartilbereich (IQR). Abkürzungen für den Saatzeitpunkt: w - Winterkulturen (= im Herbst gesät), s - Sommerkulturen (= im Frühjahr gesät), s / w - sowohl Sommer- als auch Winterkulturen.

Tab. 2 Percentage of fields with different crops and crop classes in the 1950s/60s and 2009 (frequency) and mean crop cover (right-hand); median and interquartile range (IQR) of the values are given. Abbreviations for the sowing time: w - winter crops (sown in autumn), s - summer crops (=sown in spring), s / w - both summer and winter crops.

Kulturpflanze/-klasse	Saatzeitpunkt	Frequenz [%]		1950er/60er		2009	
		1950er/60er	2009	Median	IQR	Median	IQR
Getreide – Winterfrüchte	w	41,3	60,5				
Triticale	w	-	1,3	-	-	80	80-80
Wintergerste	w	3,3	8,4	70	70-90	94	94-97,75
Winterroggen	w	24,5	20,2	90	90-90	85	85-90
Winterweizen	w	13,5	30,6	60	60-80	85	85-95
Getreide – Sommerfrüchte	s	26,0	16,6				
Gemenge	s	4,8	0,3	60	60-70	85	85-85
Mais	s	0,8	8,9	70	70-70	95	95-95
Sommergerste	s	4,8	3,6	60	60-70	83	82,5-90
Sommerroggen	s	1,3	-	90	90-95	-	-
Sommerweizen	s	6,1	1,8	70	70-80	92	92-95
Hafer	s	8,2	2,0	50	50-70	90	90-95
Körnerleguminosen	s	2,0	-				
Bohnen	s	0,5	-	-	-	-	-
Erbsen	s	1,5	-	45	45-47,5	-	-
Futterpflanzen	s/w	1,0	0,3				
Kleegras	s/w	-	0,3	-	-	50	50-50
Luzerne	s/w	0,5	-	75	75-75	-	-
Hirse	s	0,5	-	65	65-67,5	-	-
Hack-/Kohlfrüchte	s	22,3	3,9				
Rüben	s	5,4	2,6	40	40-60	97	97-98,75
Möhren	s	-	0,5	-	-	25	25-32,5
Kartoffeln	s	15,1	0,8	40	40-85	75	75-85,5
andere Gemüsearten	s	1,8	-	-	-	-	-
Ölfrüchte	s/w	0,6	17,1				
Senf	s	0,3	-	30	30-30	-	-
Sonnenblume	s	0,3	0,3	20	20-20	95	95-95
Winterraps	w	-	16,8	-	-	90	90-97,5

Fortsetzung Tab. 2

Kulturpflanze/-klasse	Saatzeitpunkt	Frequenz [%]		1950er/60er		2009	
		1950er/60er	2009	Median	IQR	Median	IQR
andere Kulturen		7,0	1,9				
Buchweizen	s	0,3	-	90	90-90	-	-
Lein	s	0,5	0,3	60	60-60	45	45-45
Ackerfutter	-	0,3	-	50	50-50	-	-
Einjährige Brache	-	1,5	0,8	93	92,5-95,75	63	62,5-66,25
Sonstige							
Stoppel	-	3,6	0,8	90	90-95	80	80-85
keine Angabe	-	0,8	-	-	-	-	-

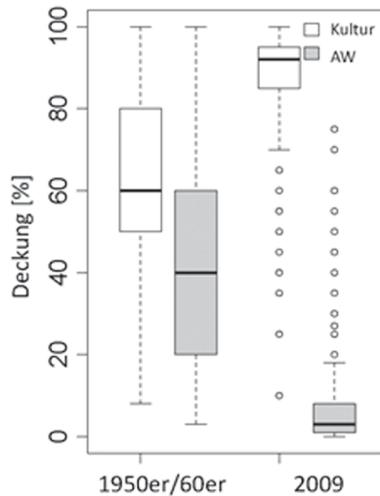


Abb. 2 Boxplot zur Gesamtdeckung der Kulturpflanzen (Kultur) und der Segetalflora (AW) in den 1950er/60er Jahren und 2009.

Fig. 2 Boxplot of the total cover of crops (Kultur) and the arable flora (AW) in the 1950s/60s and 2009.

Insgesamt sind auf den Aufnahme­flächen 366 Taxa nachgewiesen worden. Davon traten 133 Taxa nur in den 1950er/60er und 65 nur im Jahr 2009 auf. 168 Taxa waren sowohl im historischen als auch im aktuellen Datensatz auf den Aufnahme­flächen vertreten.

Deutliche Verschiebungen in der Artenzusammensetzung der Plots zeigt eine Indikatorarten-Analyse. Von den jeweiligen Charakterarten für Sand-, Lehm- und Kalkäcker zeigten 66 Taxa, darunter 18 Rote Liste-Arten, signifikante Frequenzänderungen über die Zeit ($p < 0.05$; Tab. 3). Nur zwei Arten (*Geranium pusillum* vor allem in Rapsfeldern und *Tripleurospermum inodorum*) nahmen in der Frequenz zu. Alle anderen Charakterarten der Sandäcker (z.B. *Scleranthus annuus*, *Spergula arvensis*), Lehmäcker (z.B. *Fumaria officinalis*, *Veronica polita*) und Kalkäcker (z.B. *Consolida regalis*, *Fumaria vaillantii*) haben abgenommen oder sind ganz aus den Innenbereichen der Felder verschwunden (z.B. *Arnosaris minima*, *Hypochaeris glabra*, *Atriplex patula*, *Stachys palustris*, *Lithospermum arvense*, *Caucalis platycarpus*).

Auch bei den Arten, die von besonderer Bedeutung als Nahrungsgrundlage für samenfressende Vögel sind, waren fast durchweg negative Frequenzveränderungen bzw. Totalverluste (*Senecio vulgaris*) zu beobachten (Tab. 4). Nur *Rumex obtusifolius* zeigt eine positive Bestandentwicklung auf niedrigem Niveau.

Tab. 3 Veränderungen in der Frequenz von Indikatorarten seit den 1950er/60er, angegeben für den kompletten Datensatz (n=392) und jeweils getrennt für die drei Substratklassen. Aufgeführt sind nur die jeweiligen Arten für Sand-, Lehm- und Kalkäcker, die signifikante Frequenzänderungen aufweisen. Abkürzungen geben den Status in Deutschland an; ‚A‘ = Archäophyt; ‚A/I‘ = unklar, ob Archäophyt oder indigen; ‚I‘ = indigen; ‚N‘ = Neophyt und ‚NA‘ = keine Daten verfügbar. Die Arten werden als gefährdet (x) gekennzeichnet, wenn diese in den Roten Listen von Deutschland (LUDWIG und SCHNITTLER, 1996), oder den Bundesländern Niedersachsen (GARVE, 2004), Sachsen-Anhalt (FRANK *et al.*, 2004), Brandenburg (RISTOW *et al.*, 2006) und Thüringen (KORSCH und WESTHUS, 2011) aufgeführt sind.

Tab. 3 Changes in the frequency of the indicator species since the 1950s/60s, indicated for the complete data set (n = 392) and in each case separately for the three substrate classes. The table includes only the species for sand, loam and lime fields which showed significant frequency changes. Abbreviations indicate the status in Germany: ‚A‘ = archaeophyte; ‚A / I‘ = unclear whether archaeophyte or indigenous, ‚I‘ = indigenous, ‚N‘ = neophyte and ‚NA‘ = data not available. The species are identified as threatened (x) if they are included in the red list of Germany (LUDWIG and SCHNITTLER, 1996), or the Federal States of Lower Saxony (GARVE, 2004), Saxony-Anhalt (FRANK *et al.*, 2004), Brandenburg (RISTOW *et al.*, 2006) and Thuringia (WESTHUS and KORSCH, 2011).

Wissenschaftlicher Name	Status	Rote Liste	Kompletter Datensatz (n=392) Frequenz (%)		Sand als Blockvariable (n=154) Frequenz (%)		Lehm als Blockvariable (n=122) Frequenz (%)		Kalkstein als Blockvariable (n=116) Frequenz (%)	
			2009	1950er/60er	2009	1950er/60er	2009	1950er/60er	2009	1950er/60er
Indikatorarten der Sandäcker										
<i>Scleranthus annuus</i>	I		2	33	4	69	0	13	0	7
<i>Arnosseris minima</i>	I	x	0	16	0	38			0	3
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	I		1	14	3	25	1	6	0	6
<i>Juncus bufonius</i>	I		1	11	1	23	0	5	0	2
<i>Viola tricolor</i>	NA		0	8	0	14	0	6	0	3
<i>Digitaria ischaemum</i>	A		1	8	1	21				
<i>Hypochoeris glabra</i>	I	x	0	7	1	18			0	1
<i>Rumex acetosella</i>	I		3	21	7	45	1	3	0	6
<i>Spergula arvensis</i>	A		4	30	10	69	0	2	2	8
<i>Achillea millefolium</i>	I		2	12	5	22	1	2	0	9
<i>Spergularia rubra</i>	A/I		1	6	1	14			0	3
<i>Setaria viridis</i>	A		4	17	9	38	0	6		
<i>Aphanes inexpectata</i>	A	x	0	4	0	9			0	1
<i>Vicia sativa</i>	I		9	33	19	58	2	11	1	23
<i>Centaurea cyanus</i>	A		10	35	21	55	2	16	5	29
<i>Anchusa arvensis</i>	A		3	10	8	21	0	2	0	3
<i>Veronica arvensis</i>	A		9	27	15	51	3	20	7	3
<i>Papaver dubium</i>	A		3	8	8	14	0	6	0	1
<i>Arabidopsis thaliana</i>	A		4	10	9	20	2	7		
<i>Erodium cicutarium</i>	I		7	17	18	39	0	2	0	4
<i>Vicia hirsuta</i>	I		11	19	28	40	2	6	0	6
<i>Apera spica-venti</i>	I		22	33	36	58	17	25	9	9
<i>Galinsoga parviflora</i>	N		6	8	14	15	1	7		

Fortsetzung Tab. 3

Wissenschaftlicher Name	Status	Rote Liste	Kompletter Datensatz (n=392)		Sand als Blockvariable (n=154)		Lehm als Blockvariable (n=122)		Kalkstein als Blockvariable (n=116)	
			Frequenz (%)		Frequenz (%)		Frequenz (%)		Frequenz (%)	
			2009	1950er/60er	2009	1950er/60er	2009	1950er/60er	2009	1950er/60er
Indikatorarten der Lehmäcker										
<i>Atriplex patula</i>	A/I		0	22	0	1	0	39	0	32
<i>Stachys palustris</i>	I		0	17	0	2	0	36	1	18
<i>Sonchus asper</i>	NA		2	22	3	12	2	42	3	16
<i>Lamium amplexicaule</i>	A		3	28	6	19	0	38	1	31
<i>Equisetum arvense</i>	I		3	26	3	13	5	48	2	19
<i>Veronica polita</i>	A	x	2	15			2	30	3	20
<i>Fumaria officinalis</i>	A		3	21	3	4	3	42	1	22
<i>Plantago major</i>	I		4	25	5	19	5	34	3	24
<i>Aphanes arvensis</i>	A		3	17	5	14	2	33	1	3
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	I		3	17	6	12	2	28	1	14
<i>Persicaria lapathifolia</i>	I		7	30	8	32	7	42	4	13
<i>Euphorbia helioscopia</i>	A		9	34	4	8	8	52	16	51
<i>Taraxacum officinale</i>	NA		11	34	12	14	8	40	11	56
<i>Lamium purpureum</i>	A		8	19	8	10	9	43	7	7
<i>Poa annua</i>	I		10	19	9	16	8	34	13	8
Indikatorarten der Kalkäcker										
<i>Silene noctiflora</i>	A	x	1	21	0	1	0	19	3	51
<i>Galeopsis tetrahit</i>	NA		1	20	2	12	1	14	0	37
<i>Lathyrus tuberosus</i>	I		0	17	0	1	0	11	0	46
<i>Adonis aestivalis</i>	A	x	1	16					3	55
<i>Medicago lupulina</i>	I		1	16	0	5	1	17	1	28
<i>Campanula rapunculoides</i>	I		0	15			0	7	0	43
<i>Lithospermum arvense</i>	A	x	0	13	0	1	1	8	0	33
<i>Galium tricornutum</i>	A	x	0	11			0	1	0	36
<i>Rumex crispus</i>	I		2	18	1	6	2	11	3	41
<i>Sherardia arvensis</i>	A	x	1	9			0	7	4	24
<i>Neslia paniculata</i>	A	x	0	8	0	3	0	3	0	21
<i>Consolida regalis</i>	A	x	3	22	0	2	6	20	4	51
<i>Sedum telephium</i>	I	x	0	7			0	6	0	19
<i>Knautia arvensis</i>	I		0	6					0	21
<i>Falcaria vulgaris</i>	I		2	11			4	5	1	33
<i>Anagallis foemina</i>	I	x	0	5			0	5	0	12

Fortsetzung Tab. 3

Wissenschaftlicher Name	Status	Rote Liste	Kompletter Datensatz (n=392)		Sand als Blockvariable (n=154)		Lehm als Blockvariable (n=122)		Kalkstein als Blockvariable (n=116)	
			Frequenz (%)		Frequenz (%)		Frequenz (%)		Frequenz (%)	
			2009	1950er/60er	2009	1950er/60er	2009	1950er/60er	2009	1950er/60er
<i>Caucalis platycarpus</i>	A	x	0	5			1	1	0	15
<i>Conringia orientalis</i>	A	x	0	5					0	16
<i>Fumaria vaillantii</i>	A	x	1	5			0	1	3	16
<i>Rubus caesius</i>	I		1	5			2	3	0	12
<i>Ranunculus arvensis</i>	A	x	0	4			0	1	0	11
<i>Lapsana communis</i>	I		4	14	2	1	5	7	6	40
<i>Centaurea scabiosa</i>	I	x	0	3					0	11
<i>Potentilla reptans</i>	I		0	3	1	1			0	9
<i>Valerianella locusta</i>	A/I		0	3					0	9
<i>Avena fatua</i>	A		7	18			7	4	17	55
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	A		28	11	30	4	17	11	37	20
<i>Geranium pusillum</i>	A		17	12	23	5	8	10	18	23

Tab. 4 Veränderungen in der Frequenz von Arten mit besonderer Bedeutung für samenfressende Vögel, angegeben für den kompletten Datensatz (n=392). Abkürzungen geben den Status in Deutschland an: ‚A‘ = Archäophyt; ‚A/I‘ = unklar, ob Archäophyt oder Neophyt und ‚I‘ = indigen. Bedeutung für samenfressende Vögel nach STORKEY (2006) [von Bedeutung für 1 oder 2 Arten = *; von Bedeutung für 3-8 Arten = **; von Bedeutung für > 8 Arten = ***].

Tab. 4 Changes in the frequency of species of special significance for seed-eating birds specified for the complete data set (n = 392). Abbreviations indicate the status in Germany: ‚A‘ = archaeophyte; ‚A / I‘ = unclear whether archaeophyte or neophyte and ‚I‘ = indigenous. Importance for seed-eating birds according to STORKEY (2006) [important for 1 or 2 species = *; important for 3-8 species = **; important for > 8 species = ***].

Wissenschaftlicher Name	Status	Kompletter Datensatz (n=392) Frequenz (%)		Rückgang/ Zunahme (%)	Bedeutung für samenfressende Feldvögel
		2009	1950er/60er		
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	I	25	56	-55	*
<i>Chenopodium album</i>	I	44	68	-35	***
<i>Cirsium arvense</i>	I	13	62	-79	*
<i>Fallopia convolvulus</i>	A	50	84	-40	***
<i>Fumaria officinalis</i>	A	3	21	-86	*
<i>Persicaria maculosa</i>	I	2	16	-88	***
<i>Poa annua</i>	I	10	19	-47	**
<i>Polygonum aviculare</i>	I	38	66	-42	***
<i>Rumex obtusifolius</i>	I	2	1	+100	**
<i>Senecio vulgaris</i>	I	0	19	-100	**
<i>Sinapis arvensis</i>	A	3	43	-93	**
<i>Sonchus oleraceus</i>	I	3	25	-88	*
<i>Spergula arvensis</i>	A	4	30	-87	*
<i>Stellaria media</i>	I	16	57	-72	***
<i>Viola arvensis</i>	A/I	51	67	-24	**

Diskussion

Die Ergebnisse unserer Wiederholungsaufnahmen von Ackerflächen in Mitteldeutschland zeigen sowohl in der Segetalflora als auch im Kulturartenspektrum eine dramatische Verarmung in den letzten fünf Jahrzehnten. In den 1950er/60er Jahren war noch eine starke Differenzierung der Segetalflora zwischen verschiedenen Substrattypen und pH-Werten auf den Ackerflächen vorhanden (MEYER *et al.*, 2013). Durch die ackerbaulichen Intensivierungsmaßnahmen der letzten Jahrzehnte ist diese Heterogenität einer zunehmenden Homogenisierung der Segetalflora gewichen (FIRBANK *et al.*, 2008). Besonders vom Rückgang betroffen sind Segetalpflanzen, die auf Äckern mit extremer Bodenreaktion und nur mäßiger Nährstoffversorgung ihren Schwerpunkt haben. Weil diese Arten häufig auch als Kenn- und Trennarten der Segetalgesellschaften und ihrer höheren Syntaxa fungieren, hat der Artenschwund vielerorts zu soziologisch schlecht gekennzeichneten „Fragmentgesellschaften“ geführt, deren Zuordnung in das bestehende pflanzensoziologische System Schwierigkeiten bereitet (BRUN-HOOL, 1966; MEISEL, 1979; MEYER *et al.*, in Revision).

Die heutigen Fruchtfolgen werden vom Anbau von Wintergetreide bestimmt, hauptsächlich Winterweizen und Winterraps, der jedoch erst seit Mitte der 1980er Jahre verstärkt in Deutschland angebaut wird (HEYLAND *et al.*, 2006). Die Anbaufläche vieler Sommerkulturen ging im Untersuchungszeitraum stark zurück. Demgegenüber nahm jedoch durch die staatliche Subventionierung der Biomasseerzeugung der Anbau von Mais enorm zu (HAMPICKE, 2013), und dies nicht nur im Untersuchungsgebiet, sondern ebenso in ganz Deutschland (GEVERS *et al.*, 2011; WALDHARDT *et al.*, 2011). Dies führt zu sehr uniformen, artenarmen Segetalgesellschaften, in denen meist nur noch ubiquitäre Arten wie *Chenopodium album*, *Fallopia convolvulus*, *Stellaria media* oder *Echinochloa crus-galli* vorkommen. Hackfrüchte wie Rüben auf lehmigen Böden oder Kartoffeln auf Sandböden, haben heutzutage erheblich weniger Flächenanteile als vor 50/60 Jahren, was sich auch in der Vielfalt der Segetalflora widerspiegelt und somit die Tatsache bestätigt, dass eine verringerte Kulturpflanzenvielfalt eine Ursache für den Biodiversitätsverlust in Agroökosystemen darstellen kann. Als Beispiel sei hier *Linaria arvensis* genannt, früher eine Charakterart der Kartoffelfelder (MEYER und BERGMEIER, 2010), heute jedoch (fast) komplett von den Äckern in Deutschland verschwunden.

Die Gesamtartenzahl der nachgewiesenen Segetalarten sank um fast ein Viertel (-23 %). Eine Literaturschau von mehr als 30 Studien aus Deutschland zeigte Verluste im Artenpool im Bereich zwischen 20 bis 50 % (ALBRECHT, 1995). In 195 Äckern in sieben bayerischen Landschaften führte ALBRECHT (1989) flächenscharfe Wiederholungsaufnahmen einer früheren Erhebung durch. Demnach wurden 1951 bis 1968 in den Äckern insgesamt 209 Gefäßpflanzenarten festgestellt, 1986/88 nur noch 168; die Gesamtartenzahl nahm im Mittel um 20 % ab. Bei 39 Arten ergab sich ein signifikanter Rückgang. Auch in anderen deutschen Regionen (Bremer Umland, Ostdeutschland, Schwäbische Alb, Kyffhäuser) wurden Abnahmen der Gesamtartenzahl der Ackerwildkräuter zwischen 17 und 52 % festgestellt (MITTNACHT, 1980; PÖTSCH und BUSCH, 1985; KULP, 1993; KOHLBRECHER *et al.*, 2012). Nur an wenigen Orten wie am Niederrhein (KUTZELNIGG, 1984) und im thüringischen Orlatal (XYLANDER, 1987) blieb die Gesamtartenzahl bis in die 1980er Jahre stabil. Zu berücksichtigen ist dabei allerdings, dass die meisten der genannten Untersuchungen z.T. über 20 Jahre zurückliegen. In der Slowakei, wo die landwirtschaftliche Transformation später begann, sind nur 8 % der Arten in den letzten 50 Jahren verschwunden (MÁJEKOVÁ *et al.*, 2010).

Nicht überraschend ist, dass neben der Artenvielfalt auch der Deckungsgrad der Ackerwildkrautbestände stark zurückgegangen ist, während die Deckung der Kulturpflanzen sehr stark anstieg. Wie erfolgreich der Feldzug gegen die „Verunkrautung“ war, zeigte bereits der von ALBRECHT (1989) in fast 1400 bayerischen Vegetationsaufnahmen Mitte der 1980er Jahre gefundene mittlere Deckungsgrad der Ackerwildkräuter von gerade noch 7.7 %. Unsere Schätzung des Rückgangs des Deckungsgrades von Segetalgesellschaften um über 90 % (durchschnittliche Deckung von 40% in den 1950er/60er Jahren auf nur 3 % Deckung in 2009) übersteigt sogar noch die Angaben aus langfristigen Untersuchungen aus Dänemark und Österreich, wo von 75 % Verlust des Deckungsgrades der Segetalarten berichtet wird (RIES, 1992; ANDREASEN und STREIBIG, 2011). Viele Äcker sind heute insbesondere im Feldinneren sehr dicht mit Kulturpflanzen bestockt und nahezu wildkrautfrei.

Es kommen oft nur noch wenige dominante Arten vor, die ebenfalls starke Frequenzrückgänge in den letzten fünf Jahrzehnten zu verzeichnen hatten. Unsere Ergebnisse sind im Einklang mit einer Studie aus Frankreich (FRIED *et al.*, 2009), wo von ebenfalls drastischen Rückgängen in der Frequenz und Dichte der ehemals gemein vorkommenden Segetalarten wie *Chenopodium album*, *Polygonum aviculare*, *Cirsium arvense* und vor allem *Stellaria media* berichtet wurde.

Folglich sind nach den hier aufgezeigten Ergebnissen auch die Ressourcen für Wirbellose (im Speziellen für Bestäuber), aber auch für samenfressende Vögel, stark zurückgegangen. Die von STORKEY (2006) als besonders bedeutsam für samenfressende Feldvögel gelisteten Arten haben fast ausnahmslos dramatische Frequenzrückgänge oder Totalverluste im Feldinneren. Das Nahrungsangebot für samenfressende Feldvögel wie Feldlerche, Grauammer, Rebhuhn oder Wachtel ist in den letzten fünf Jahrzehnten sehr stark gesunken. Der auch im Untersuchungsgebiet beobachtete verstärkte Maisanbau auf Kosten der Winterungen könnte nach Untersuchungen von NEUMANN *et al.* (2009) sowohl zu einer Erweiterung (z.B. lokal des Kiebitz) als auch zu einer Verengung (z.B. Abnahme der Schafstelze) des Brutvogelspektrums führen. Die gleichen Autoren geben auch an, dass „Maisflächen im Vergleich zu anderen Ackerkulturen nur eine geringe Brutplatzqualität aufweisen, da sie im Allgemeinen durch einen Mangel an Bodendeckung sowie ein geringes Nahrungsangebot gekennzeichnet sind“. Die Ergebnisse unserer Studie bestätigen diese Aussage in Bezug auf die Flora. Im Mais dominieren zwar Segetalarten wie *Chenopodium album*, *Fallopia convolvulus* und *Stellaria media*, die für viele Feldvögel als Nahrungsquelle sehr bedeutsam sind (STORKEY, 2006), andererseits zeigten auch diese Frequenzrückgänge im Bereich von 35 bis 72 % und wiesen in den meisten Vegetationsaufnahmen 2009 nur noch sehr niedrige Deckungswerte zwischen 1-5 % auf (MEYER *et al.*, 2013). Andererseits ist es aber auch möglich, dass eine Ausdehnung des Maisanbaus, verbunden mit einer zusätzlichen Ausweitung von Winterstoppelflächen, auch zu einem verbesserten Nahrungsangebot für rastende bzw. überwinternde Vögel führen könnte (NEUMANN *et al.*, 2009).

Neben dem Rückgang des Nahrungsangebotes für samenfressende Feldvögel können die heutzutage viel dichteren Kulturpflanzenbestände und der starke Rückgang von Sommerkulturen in unserem Datensatz als mögliche Ursachen für deren Bestandsrückgänge angesehen werden. Bei Untersuchungen in Schottland fanden PERKINS *et al.* (2012) eine signifikante Korrelation zwischen dem langfristigen Rückgang der Grauammer-Brutbestände und dem Deckungsgradrückgang der Segetalarten in Getreidefeldern. Ebenso ist aus zahlreichen Arbeiten bekannt, dass z.B. die Feldlerche sowohl vegetationslose als auch sehr dicht und hoch bewachsene Ackerflächen als Brutplatz meidet (TOEPFFER und STUBBE, 2001; ERAUD und BOUTIN, 2002). Laut NEUMANN *et al.* (2009) sind die Reviere der Feldlerchen, die im Frühjahr in konventionell bewirtschaftetem Wintergetreide oder Winterapps angelegt werden, aufgrund der sich rasch schließenden und schnell aufwachsenden Pflanzenbestände nicht die gesamte Brutzeit über besetzt. Von den Feldlerchen werden Sommerkulturen meist erst nach dem Auflaufen der Kulturpflanzen besetzt (CHAMBERLAIN und GREGORY, 1999; STÖCKLI *et al.*, 2006).

Um das Ziel der nationalen Biodiversitätsstrategie Deutschlands (BMU, 2007) („Bis zum Jahre 2020 ist die Biodiversität in Agrarökosystemen deutlich erhöht; bis 2015 sind die Populationen der Mehrzahl der Arten (insbesondere wildelebende Arten), die für die agrarisch genutzten Kulturlandschaften typisch sind, gesichert und nehmen wieder zu.“) doch noch zu erreichen, bedarf es enormer Anstrengungen, sowohl auf politischer als auch auf naturschutzfachlicher Seite. Zur Erreichung dieser Ziele im Bereich des Ackerwildkrautschutzes schlug HAMPICKE (2009) die Extensivierung von 10 % (ertragsschwacher) Ackerstandorte in Deutschland (ca. 300.000 ha) vor. Einen kleinen Schritt in diese Richtung stellt das von der Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderte Projekt „100 Äcker für die Vielfalt“ dar. Hier wurde ein bundesweites Netzwerk von Schutzäckern aufgebaut, um gefährdeten Ackerwildpflanzen und ihren Begleitern Lebensraum zu bieten. Wichtige Ziele des Projektes sind die langfristige Finanzierung und Sicherstellung von Schutzäckern im Zusammenhang mit der für die jeweiligen Ackerwildkräuter günstigen Bewirtschaftung (MEYER *et al.*, 2010). Die Anlage von Schutzäckern als ein segregativer Naturschutzansatz kann nur ein Element zur Erhaltung und Förderung der Segetalflora sein. Vielmehr kann nur eine Kombination verschiedenster Maßnahmen, wie z.B. das Zulassen

ein- oder mehrjähriger Brachestadien, eine Ausweitung des ökologischen Landbaus, eine Erhöhung der Kulturpflanzendiversität, die Reduktion des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln bzw. lichtere Wintergetreidekulturen, dem qualitativen wie quantitativen Artenschwund der Segetalflora und der Vögel der Agrarlandschaft in Mitteleuropa entgegenwirken.

Literatur

- ALBRECHT, H., 1989: Untersuchungen zur Veränderung der Segetalflora an sieben bayerischen Ackerstandorten zwischen den Erhebungszeiträumen 1951/68 und 1986/88. *Disser-t. Bot.* **141**, 201 S.
- ALBRECHT, H., 1995: Changes in the arable weed flora of Germa-ny during the last five decades. *Proc. 9th EWRS-Sympos. Budapest*, 41–48.
- ANDREASEN, C. und J. C. STREIBIG, 2011: Evaluation of changes in weed flora in arable fields of Nordic countries – based on Danish long-term surveys. *Weed Res.* **51**, 214–226.
- BACHTHALER, G., 1968: Die Entwicklung der Ackerunkrautflora in Abhängigkeit von veränderten Feldbaumethoden I. und II. *Z. Acker- u. Pflanzenbau* **127**, 149–170 u. 326–358.
- BAKKER, J.D., 2008: Increasing the utility of Indicator Species Analysis. *J. Appl. Ecol.* **45**, 1829–1835.
- BAUERKÄMPER, A., 2004: The industrialization of agriculture and its consequences for the natural environment: an inter-German comparative perspective. *Hist. Soc. Res.* **29**, 124–149.
- BIESMEIJER, J.C., S.P.M. ROBERTS, M. REEMER, R.OHLEMÜLLER, M. EDWARDS, T. PEETERS, A.P. SCHAFFERS, S.G. POTTS, R. KLEUKERS, C.D. THOMAS, J. SETTELE und W. KUNIN, 2006: Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Nether-lands. *Science* **313**, 351–354.
- BOROWIEC, S., 1988: Erfassung und Bewertung anthropogener Veränderungen in segetalen Gemeinschaften Nordwest-Polens. *Wiss. Z. Univ. Halle, Math.-Nat. R.* **37**, 127–136.
- BRAUN, W., 1988: Auswirkungen der modernen Landbewirt-schaftung auf die Vegetation von Grün- und Ackerland in Bayern. *Wiss. Z. Univ. Halle, Math.-Nat. R.* **37**, 82–92.
- BRAUN-BLANQUET, J.: *Pflanzensoziologie*, 3. Auflage. Wien, Sprin-ger Verlag, 865 S.
- BRUN-HOOL, J.: *Ackerunkraut-Fragmentgesellschaften*. In: *Anth-ro-pogene Vegetation*. TÜXEN, R. (Hrsg.), Den Haag, W. Junk, 38–50.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU), 2007: *Nationale Strategie zur biologischen Viel-falt*. Berlin, Silber Druck oHG, 180 S.
- BURRICHTER, E., J. HÜPPE und R. POTT, 1993: Agrarwirtschaftlich bedingte Vegetationsbereicherung und –verarmung in historischer Sicht. - *Phytocoenologia* **23**, 427–447.
- CHAMBERLAIN, D.E. und R.D. GREGORY, 1999: Coarse and fine scale habitat associations of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in the UK. *Bird Study* **46**, 34–47.
- CHAMBERLAIN, D.E., R.J. FULLER, R.G.H. BUNCE, J.C. DUCKWORTH und M. SHRUBB, 2000: Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensifica-tion in England and Wales. *J. Appl. Ecol.* **37**, 771–788.
- DEUTSCHE ORNITHOLOGEN-GESELLSCHAFT UND DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN, 2011: *Positionspapier zur aktuellen Bestands-situation der Vögel der Agrarlandschaft*. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. **42**, 175–184.
- DENGLER, J., F. JANSEN, F. GLÖCKLER, R.K. PEET, M. DE CÁCERES, M. CHY-TRÝ, J. EWALD, J. OLDELAND, G. LOPEZ-GONZALEZ, M. FINCKH, L. MU-CINA, J.S. RODWELL, J.H.J. SCHAMINEE und N. SPENCER, 2011: The Global Index of Vegetation-Plot Databases (GIVD): a new resource for vegetation science. *J. Veg. Sci.* **22**, 582–597.
- DONALD, P.F., F.J. SANDERSON, I.J. BURFIELD und F.J.P. VAN BOMMEL, 2006: Further evidence of continent-wide impacts of agricul-tural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agr. Ecosyst. Environ.* **116**, 189–196.
- DUELLI, P. und M.K. OBRIST, 1998: In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Bio-divers. Conserv.* **7**, 297–309.
- ELLENBERG, H. und C. LEUSCHNER: *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. 6. Auflage. Stuttgart, Ulmer, 1357 S.
- ERAUD, C. und 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**, 287–296.
- FLADE, M., 2012: Von der Energiewende zum Biodiversitäts-Desaster – zur Lage des Vogelschutzes in Deutschland. *Vogelwelt* **133**, 149–158.
- FIRBANK, L.G., S. PETIT, S. SMART, A. BLAIN und R.J. FULLER, 2008: As-sessing the impacts of agricultural intensification on bio-diversity: a British perspective. *Phil. Trans. R. Soc. B* **363**, 777–787.
- FRANK, D., H. HERDAM, H. JAGE, H. JOHN, H.-U. KISON, H. KORSCH und J. STOLLE, 2004: Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (*Pte-ridophyta* et *Spermatophyta*) des Landes Sachsen-Anhalt. *Ber. Landesamt Umweltsch. Sachsen-Anhalt* **39**, 91–110.
- FRIED, G., S. PETIT, F. DESSAINT und X. REBOUD, 2009: Arable weed de-cline in Northern France: crop edges as refugia for weed conservation? *Biol. Conserv.* **142**, 238–243.
- GARVE, E., 2004: Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blüten-pflanzen in Niedersachsen und Bremen, 5. Auflage. Inf. dienst Nat.schutz Niedersachs. **24**, 76 S.
- GEVERS, J., T.T. HOYE, C.J. TOPING, M. GLEMNITZ und B. SCHRODER, 2011: Biodiversity and the mitigation of climate change through bioenergy: impacts of increased maize cultiva-tion on farmland wildlife. *Glob. Change Biol.* **3**, 472–482.
- HAMPICKE, U., 2009: Die Höhe von Ausgleichszahlungen für die naturnahe Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflä-chen in Deutschland. Hamburg, Fachgutachten im Auf-trag der Michael Otto-Stiftung, 31 S.
- HAMPICKE, U.: *Kulturlandschaft und Naturschutz: Probleme-Konzepte-Ökonomie*. Heidelberg, Springer Spektrum, 356 S.
- HENNEKENS, S.M. und J.H.J. SCHAMINEE, 2001: TURBOVEG, a com-prehensive data base management system for vegetati-on data. *J. Veg. Science* **12**, 589–591.
- HEYDEMANN, B. und H. MEYER, 1983: Auswirkungen der Intensiv-kultur auf die Fauna in den Agrarbiotopen. *SchrR. Dt. Rat für Landespf.* **42**, 174–191.
- HEYLAND, K.-U., H. HANUS und E.R. KELLER: *Ölfrüchte, Faserpfan-zen, Arzneipflanzen und Sonderkulturen*. Handbuch des Pflanzenbaus, Band 4. Stuttgart, Eugen Ulmer, 718 S.
- HILBIG, W., 1985: Die Ackerunkrautvegetation der Querfurter Platte und ihre Veränderung in den letzten Jahrzehnten. *Wiss. Z. Univ. Halle, Math.-Nat. R.* **34**, 94–117.
- HOTZE, C. und T. VAN ELSSEN, 2006: Ackerwildkräuter konventi-onell und biologisch bewirtschafteter Äcker im östlichen Meißnervorland – Entwicklung in den letzten 30 Jahren. *J. Plant Diseases and Protection, Spec. Issue* **20**, 547–555.
- JÄGER, E.J. (Hrsg.): *Rothmaler. Exkursionsflora von Deutschland, Gefäßpflanzen*. Grundband, 20. Auflage. Heidelberg, Spektrum Akademischer Verlag, 944 S.
- KLÄGE, H.-C., 1999: *Segetalarten und –gesellschaften der nord-westlichen Niederlausitz und die Naturschutzstrategie zu ihrer Erhaltung*. *Dissert. Bot.* **304**, 142 S.

- KRAUSE, B., H. CULMSEE, K. WESCHE, E. BERGMEIER und C. LEUSCHNER, 2011: Habitat loss of floodplain meadows in north Germany since the 1950s. *Biodivers. Conserv.* **20**, 2347-2364.
- KOCH, W., 1980: Die Segetalflora in Abhängigkeit von Bewirtschaftungsmaßnahmen. Daten u. Dokumente zum Umweltschutz **30**, 43-60.
- KÖCK, U.-V., 1984: Intensivierungsbedingte Veränderungen der Segetalvegetation des mittleren Erzgebirges. *Arch. Naturschutz u. Landsch.forsch.* **24**, 105-133.
- KOHLBRECHER, C., K. WESCHE, W. HILBIG, C. LEUSCHNER und S. MEYER, 2012: Veränderungen in der Segetalflora am Kyffhäusergebirge in den letzten 50 Jahren. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* **49**, 1-9.
- KORNECK, D. und H. SUKOPP, 1988: Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. *SchrR. Vegetationskde.* **19**, 210 S.
- KORSCH, H. und W. WESTHUS, 2011: Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* et *Spermatophyta*) Thüringens. 5. Auflage. *Naturschutzreport* **26**, 365-390.
- KULP, H.-G., 1993: Vegetationskundliche und experimentell-ökologische Untersuchungen der Lammkraut-Gesellschaft (*Teesdalia-Arnoseridetum Minima*, Tx. 1937) in Nordwestdeutschland. *Dissert. Bot.* **198**, 183 S.
- KULP, H.-G. und H. CORDES, 1986: Veränderungen der soziologischen Bindung in Ackerwildkraut-Gesellschaften auf Sandböden. *Tuexenia* **6**, 25-36, Göttingen.
- KUTZELNIGG, H., 1984: Veränderungen der Ackerwildkrautflora im Gebiet um Moers/Niederrhein seit 1950 und ihre Ursachen. *Tuexenia* **4**, 81-102.
- LEUSCHNER, C., K. WESCHE, S. MEYER, B. KRAUSE, K. STEFFEN, T. BECKER und H. CULMSEE, 2013: Veränderungen und Verarmung in der Offenlandvegetation Norddeutschlands seit den 1950er Jahren: Wiederholungsaufnahmen in Äckern, Grünland und Fließgewässern. *Ber. Reinhold-Tüxen-Ges.* **25**, 166-182.
- LUDWIG, G. und M. SCHNITTLER, 1996: Rote Liste der Pflanzen Deutschlands. *SchrR. Vegetationskde.* **28**, 744 S.
- MAJEKOVÁ, J., M. ZALIBEROVÁ, J. ŠIBÍK und K. KUMOVÁ, 2010: Changes in segetal vegetation in the Borská nížina Lowland (Slovakia) over 50 years. *Biologia* **65**, 465-478.
- MARSHALL, E.J.P., V.K. BROWN, N.D. BOATMAN, P.J.W. LUTMAN, G.R. SQUIRE und L.K. WARD, 2003: The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Res.* **43**, 77-89.
- MEISEL, K.: Ergebnisse von Daueruntersuchungen in nordwestdeutschen Ackerunkrautgesellschaften. In: *Anthropogene Vegetation*. R. TÜXEN, Den Haag, W. Junk, 86-96.
- MEISEL, J., 1979: Veränderungen der Segetalvegetation in der Stolzenauer Wesermarsch seit 1945. *Phytocoenologia* **6**, 118-130.
- MEISEL, K. und A. VON HÜBSCHMANN, 1976: Veränderungen der Acker- und Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngerer Zeit. *SchrR. Vegetationskde.* **10**, 109-124.
- MEYER, S. und E. BERGMEIER, 2010: Zur aktuellen Verbreitung des Acker-Leinkrautes (*Linaria arvensis*) in Deutschland. *Flor. Rundbriefe* **44**, 13-25.
- MEYER, S., K. WESCHE, C. LEUSCHNER, T. VAN ELSSEN und J. METZNER, 2010: Schutzbemühungen für die Segetalflora in Deutschland – Das Projekt „100 Äcker für die Vielfalt“. *Treffpunkt Biologische Vielfalt IX - BFN-Skripten* **265**, 59-64.
- MEYER, S., K. WESCHE, B. KRAUSE und C. LEUSCHNER, 2013: Dramatic losses of specialist arable plants in Central Germany since the 1950s/60s – a cross-regional analysis. *Diversity Distrib.* **19**, 1175-1187.
- MITTNACHT, A., 1980: Segetalflora der Gemarkung Mehrstetten 1975-1978 im Vergleich zu 1948/49. *Dissert. Universität Hohenheim*.
- NEUMANN, H., R. LOGES und F. TAUBE, 2009: Ausdehnung der Maisanbaufläche infolge des „Biogas-Booms“ – ein Risiko für Feldvögel? *Ber. Ldw.* **87**, 65-86.
- OTTE, A., 1984: Änderungen in Ackerwildkraut-Gesellschaften als Folge sich wandelnder Feldbaumethoden in den letzten 3 Jahrzehnten. *Dissert. Bot.* **78**, 165 S.
- PERKINS, A.; A. WATSON, H.E. MAGGS und J.D. WILSON, 2012: Conservation insights from changing associations between habitat, territory distribution and mating system of Corn Buntings *Emberiza calandra* over a 20-year population decline. *IBIS* **154**, 601-615.
- POTSCH, J. und K.-D. BUSCH, 1985: Großräumige vegetationskundliche Untersuchungen zur Erfassung von Veränderungen der Ackerunkrautvegetation. *Arch. Naturschutz u. Landsch.forsch.* **25**, 237-246.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2004: R: A language and environment for statistical computing. Wien, R Foundation for Statistical Computing, 1731 S.
- REUSS, H.-U., 1981: Untersuchung des Einflusses produktions-technischer und ökologischer Faktoren auf die quantitative und qualitative Veränderung der standörtlichen Unkrautflora auf Ackerland. *Dissert. TU München*.
- RIES, C., 1992: Überblick über die Ackerunkrautvegetation Österreichs und ihre Entwicklung in neuerer Zeit. *Dissert. Bot.* **187**, 188 S.
- RISTOW, M., A. HERRMANN, H. ILLIG, G. KLEMM, V. KUMMER, H.-C. KLÄGE, B. MACHATZI, S. RÄTZEL, R. SCHWARZ, R. und F. ZIMMERMANN, 2006: Liste und Rote Liste der etablierten Gefäßpflanzen Brandenburgs. *Nat.schutz Landsch.pfl. Brandenburg, Beiheft* **15**, 70-80.
- SCHLAPP, G., 1985: Das Ackerrandstreifenprogramm zum Schutz der Ackerwildkräuter – Erfahrungen in Mittelfranken 1985. *Inform. Natursch. Landschaftspf.* **2**, 16-24.
- SCHNEIDER, C., U. SUKOPP und H. SUKOPP, 1994: Biologisch-ökologische Grundlagen des Schutzes gefährdeter Segetalpflanzen. *SchrR. Vegetationskde.* **26**, 356 S.
- SIRIWARDENA, G.M., S.R. BAILLIE, S.T. BUCKLAND, R.M. FEWSTER, J.H. MARCHANT und J.D. WILSON, 1998: Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *J. Appl. Ecol.* **35**, 24-43.
- STÖCKLI, S., M. JENNY und R. SPAAR, 2006: Eignung von landwirtschaftlichen Kulturen und Mikrohabitat-Strukturen für brütende Feldlerchen *Alauda arvensis* in einem intensiv bewirtschafteten Ackerbaugebiet. *Orn. Beob.* **103**, 145-158.
- STORKEY, J., 2006: A functional group approach to the management of UK arable weeds to support biological diversity. *Weed Res.* **46**, 513-522.
- STORKEY, J., S. MEYER, K.S. STILL und C. LEUSCHNER, 2012: The impact of agricultural intensification and land use change on the European arable flora. *Proc. R. Soc. B* **279**, 1421-1429.
- SÜDFELDT, C., F. BAIRLEIN, R. DROSCHMEISTER, C. KÖNIG, T. LANGEMACH und J. WAHL: Vögel in Deutschland – 2012. Münster, Eigenverlag des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten e.V., 55 S.

- TOEPFER, S. und M. STUBBE, 2001: Territory density of the Skylark (*Alauda arvensis*) in relation to field vegetation in central Germany. *J. Ornithol.* **142**, 184–194.
- TSCHARNITKE, T., A.M. KLEIN, A.KRUESS und I. STEFFAN-DEWENTER, 2005: Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecol. Lett.* **8**, 857-874.
- TÜXEN, R., 1962: Gedanken zur Zerstörung der mitteleuropäischen Ackerbiozoenosen. *Mitt. Flor.-Soziol. Arb.gem. N.F.* **9**, 69-91.
- WAGENITZ, G. und G. MEYER, 1981: Die Unkrautflora der Kalkäcker bei Göttingen und im Meißnervorland und ihre Veränderungen. *Tuexenia* **4**, 25-37.
- WAHL, J., R. DRÖSCHMEISTER, T. LANGGEMACH und C. SUDFELDT: Vögel in Deutschland – 2011. Münster, Eigenverlag des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten e.V., 76 S.
- WALDHARDT, R., A. OTTE, D. SIMMERING und O. GINZLER, 2011: Biogas gegen Biodiversität? *DLG-Mitteilungen* **3**, 20–23.
- WESCHE, K., B. KRAUSE, H. CULMSEE und C. LEUSCHNER, 2012: Fifty years of change in Central European grassland vegetation: Large losses in species richness and animal-pollinated plants. *Biol. Cons.* **150**, 76-85.
- WILSON, J.D., A.J. MORRIS, B.E. ARROYO, S.C. CLARK und R.B. BRADBURY, 1999: A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agr. Ecosyst. Environ.* **75**, 13–30.
- WILSON, P.J. und N.J. AEBISCHER, 1995: The distribution of dicotyledonous arable weeds in relation to distance from the field edge. *J. Appl. Ecol.* **32**, 295–310.
- XYLANDER, W., 1987: Veränderungen der Unkrautflora der Getreidebestände des Orlatales im Zeitraum 1967-1985/85. *Hercynia N.F.* **24**, 389-394.

Sektion III: Wirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen auf Agrarvögel

Förderung von Vögeln der Agrarlandschaft durch die Neuanlage von Brut- und Nahrungshabitaten

Promotion of farmland birds by recreation of nesting and feeding habitats

¹Stefan Kühne*,² Markus Mohn und ³Henry Hahnke

¹Julius Kühn-Institut, Institut für Strategien und Folgenabschätzung, Stahnsdorfer Damm 81, 14532 Kleinmachnow

²Bornhagenweg 41d, 12309 Berlin, ³Prignitzstr. 64a, 12683 Berlin

*Korrespondierender Autor, stefan.kuehne@jki.bund.de, +49(0)3320348307

DOI 10.5073/jka.2013.442.006

Zusammenfassung

Die zunehmende Verschlechterung von Brut- und Nahrungshabitaten für Vögel der Agrarlandschaft zählt heute zu den wichtigsten Ursachen für deren steten Rückgang. Mit der Bildung großflächiger Bewirtschaftungseinheiten mit einseitigen Fruchtfolgen verschlechtern sich die Nahrungsbedingungen für die Vögel auf dem Feld. Nach der politischen Wende bestand schon Anfang der 1990er Jahre Bedarf an der Neustrukturierung ausgeräumter Agrarflächen, besonders in Ostdeutschland. 1993 wurde auf einer Ackerfläche am südlichen Stadtrand von Berlin die sogenannte „Brandenburger Schichtholzhecke“ als Modellprojekt angelegt, um einen ökologischen und ökonomischen Weg zur Neuanlage von Hecken und Feldrainen aufzuzeigen. Diese naturnahen Kleinstrukturen bieten in ihrer Kombination sowohl Brut- als auch ganzjährig Nahrungshabitate und zeigen insbesondere unter den heutigen Bedingungen Möglichkeiten auf, um die Lebensbedingungen der Agrarvögel zu verbessern. Dabei ist das Konzept der „Benjeshecke“ modifiziert worden, indem zwischen zwei parallel zueinander verlaufenden Gestrüppwällen aus Totholz heimische Bäume und Sträucher einreihig gepflanzt wurden. Im Frühjahr 1994 ist ein mindestens 5 m breiter Wildkräuterstreifen zwischen buhlenförmigen Querwällen aus Totholz entlang der 575 m langen Hecke etabliert worden und beendete damit die Gestaltungsphase. Regelmäßige Vogelbestandserfassungen von 1995 bis 1998 und im Jahr 2004 zeigten die kontinuierliche Nutzung der Hecke als Lebensraum durch Agrarvögel. Schon 1994 konnten die ersten Neuntöter an den Totholzwallen beobachtet werden. 1995 diente der Saum als Brutrevier für Goldammer, Neuntöter, Steinschmätzer und Schafstelze. 1998 waren insbesondere die Gehölzstrukturen schon so weit entwickelt, dass die Dorngrasmücke erstmalig in der Hecke nistete. Im Jahr 2004, zehn Jahre nach Anlage der Hecke, brüteten 7 Vogelarten mit 13 Brutpaaren im Saum (Goldammer, Neuntöter, Steinschmätzer, Schafstelze, Dorngrasmücke, Stieglitz, Rotkehlchen). Die Goldammer mit fünf Brutpaaren war der häufigste Brutvogel. Insgesamt erreichte die Zahl der Brutreviere einen Wert von 2,3 je 100 lfd. Meter Hecke. Untersuchungen zum Auftreten von Schwebfliegen im Saum und dem angrenzenden Feld haben gezeigt, dass deren Aktivität auf den Krautstreifen 1995 fünf mal und 2004 sieben mal höher war als im 5 m Bereich der angrenzenden Ackerkultur. Da Schwebfliegen den Hauptbestandteil der Nestlingsnahrung z. B. für die Goldammer darstellen, belegen diese Zahlen die Bedeutung des Saumes als Nahrungshabitat.

Stichwörter: Vögel, Hecken, Feldraine, Nahrung

Abstract

The increasing degradation of nesting and feeding habitats for farmland birds, is one of the main causes of their steady decline. With the increasing formation of large-scale fields with uniform crops, the food conditions deteriorate for the birds on the field. After the political turn in the beginning of the 90ies, there was also a need for the restructuring of cleared agricultural landscape in East Germany. In 1993, the so-called ‚Brandenburg stacked-wood hedge‘ was created on a field south to Berlin as a model to show an ecological and economic way for the replanting of hedges and field margins. These small structures providing in their combination of both breeding and foraging habitat throughout the year. Under the current condition they are showing a way to improve the living conditions for birds on farmland. The ‚Brandenburg stacked-wood hedge‘ consists of two brush barriers of dead wood arranged in parallel. Between them, there is one row of native-species trees and shrubs planted. The 575 m long stacked hedge is adjoined by a five-metre-wide herbaceous strip established by sowing a suitable mixture of seed in 1994. Regular recording of birds from 1995 to 1998 and in 2004 shows the continuous use of

the hedge as a habitat for birds. Already in 1994, the first red-backed shrikes were observed in the dead wood. In 1995, the dead wood provided a breeding ground for yellow-hammer, red-backed shrike, northern wheatear and yellow wagtail. In 1998, the shrubs had grown to a suitable size to shelter for the first time white throat. In 2004, ten years after establishment of the hedgerow, 13 bird pairs of 7 species nested in the hedgerow - yellow-hammer, red-backed shrike, northern wheatear, yellow wagtail, whitethroat, eurasian goldfinch, european robin. The yellow-hammer occurred most frequently with five pairs. Density of breeding birds totalled 2.3 pairs per 100 m hedgerow. Investigations on the occurrence of hoverflies in the edge biotope and the adjacent field have shown, that their activity on the wild herb strips were five times higher in 1995 and seven times higher in 2004 than in the 5 m region of the adjacent arable crop. Since hoverflies representing the main part of the nestling food (yellowhammer), these figures demonstrate the importance of the edge biotope as foraging habitat.

Keywords: birds, hedges, field margins, food source

Einleitung

Durch die fortschreitende Intensivierung der Landwirtschaft, die durch enge und verarmte Fruchtfolgen (vor allem Mais, Winterraps und Grünroggen als Zwischenfrucht), Rückgang des Dauergrünlandes sowie weiterhin intensiven Pflanzenschutzmitteleinsatz gekennzeichnet ist, konnten die Bestandsrückgänge der Agrarvögel in den vergangenen Jahren in Deutschland nicht gestoppt werden (FLADE *et al.*, 2008; FUCHS und SAACKE, 2006; HOETKER *et al.*, 2007; KRÜGER und SÜDBECK, 2004; NEHLS *et al.*, 2001). Die immer effektivere Regulierung von Unkräutern und Schädlingen auf den konventionellen Agrarflächen, aber auch die verlustarme Erntetechnik hinterlassen immer weniger Nahrung für die verschiedenen Organismen der Nahrungskette, an deren Spitze die Vögel stehen. Im Gegensatz dazu fördert der Ökologische Landbau die allgemeine Biodiversität und die der Agrarvögel im besonderen (NEUMANN, 2003; RAHMANN, 2012). Der Verzicht auf Herbizide und die dadurch ebenfalls bedingten vielfältigeren Fruchtfolgen mit geringeren Bestandesdichten verbessern die Nahrungsgrundlage für Agrarvögel. Da aber bisher nur auf etwa 6 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche Ökolandbau betrieben wird, kann diese Bewirtschaftungsform nur sehr begrenzt den Artenrückgang insgesamt aufhalten. Aus diesem Grund gewinnen die Kleinstrukturen, die an landwirtschaftlichen Kulturen angrenzen oder von ihnen eingeschlossen werden, als Nist- und Nahrungshabitat für Agrarvögel im konventionellen Landbau zunehmend an Bedeutung. Die Kombination von Hecken und Feldrainen erfüllen die Lebensraumansprüche vieler Agrarvögel in besonderer Weise, da sie bei entsprechender Qualität ganzjährig Nist- und Nahrungshabitat bieten (KÜHNE *et al.*, 2000). Am Beispiel des Langzeitprojektes „Brandenburger Schichtholzhecke“ soll die Bedeutung von qualitativ hochwertigen Saumstrukturen für Agrarvögel aufgezeigt werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Brandenburger Schichtholzhecke liegt südlich der Berliner Stadtgrenze in der Gemeinde Großbeeren, Ortsteil Heinersdorf im Land Brandenburg. Das Gebiet gehört zur „Teltow-Platte“, einer ebenen, wenig gegliederten Grundmoränenplatte mit sandigen Böden. Erstes Kartenmaterial liegt aus dem Jahre 1869 vor, das vom Freiherrn von der Goltz des 5. Ostpreußischen Infanterie Regiments Nr. 41 aufgenommen und gezeichnet wurde (Abb. 1). Die Ackerflächen gehörten zum Rittergut Friederikenhof. Aufgrund der geringen Fruchtbarkeit der Böden hat man schon damals versucht, die Erträge über große zusammenhängende Ackerflächen zu realisieren. 1874 wurden die Rittergüter Osdorf und Friederikenhof von der Stadt Berlin aufgekauft und die Flächen zu Rieselfeldern umgestaltet. Bis in die 70er Jahre des 20. Jh. wurden auf der Ackerfläche die Abwässer der angrenzenden Großstadt Berlin verrieselt. Die kleinräumige Struktur der Rieselfeldbecken mit dem engmaschigen Netz an Wällen, die mit Obstbäumen und Heckensträuchern bepflanzt waren, wurde dann wieder zu großen einheitlichen Ackerflächen eingeebnet. Auf der Fläche östlich vom Lilo-Graben, mit einer Größe von 43 ha, wurden auf einer Länge von etwa 13 km die mit Gehölzen bestandenen Saumbiotop zerstört. Vorsichtig geschätzt verschwanden damit die Bruträume von 200 Singvogelpaaren. Lediglich der 5 m breite, völlig strukturlose Lilo-Graben verblieb inmitten der Ackerfläche. An ihm entlang wurde 1993 die Hecke errichtet, die den Kleinbeerener Wald mit einer baumbestandenen Straße verbindet.

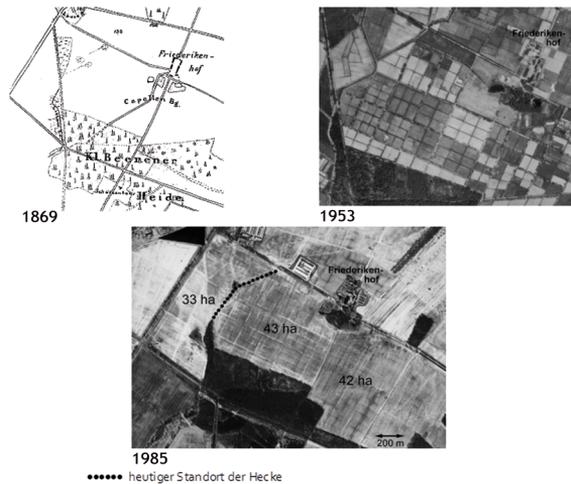


Abb. 1 Die 130jährige Entwicklungsgeschichte des Untersuchungsgebietes um Friederikenhof
Fig. 1 The 130-year history of the area under investigation Friederikenhof

Die Hecke entsteht

Vom Frühjahr bis zum Herbst 1993 wurden auf einer Länge von 575 Metern zwei parallel zueinander verlaufende Gestrüppwälle (3 m breit, 2 m hoch) aus Totholz entlang des Grabens maschinell aufgeschichtet und dazwischen heimische Bäume und Sträucher einreihig gepflanzt. Den Abschluss der Wälle bildeten große, übereinanderliegende Baumstammabschnitte. Im Frühjahr 1994 ist entlang der Hecke ein 5 m breiter Wildkräuterstreifen angelegt worden, der im Abstand von 50 bis 60 Metern durch querverlaufende, buhnenförmige Totholzwälle von der Ackerfläche abgegrenzt und dadurch gegen das Überpflügen durch Landmaschinen geschützt ist (Abb. 2). Es erfolgte die Aussaat von drei unterschiedlichen Wildkräutermischungen (Tübinger Mischung, Mischung der Biologischen Bundesanstalt, Nentwig-Mischung), die in den nachfolgenden Jahren mit einer Selbstbegrünungsvariante verglichen wurden (KÜHNE, 1994; KÜHNE, 1995).



1994



2004

Abb. 2 Entwicklung der Brandenburger Schichtholzhecke innerhalb von 10 Jahren
Fig. 2 Development of Brandenburg stacked-wood hedge within 10 years

Entwicklung der Gehölze

Im Jahr 1995, 1998 und 2004 wurden das Artenspektrum, die Anzahl der Bäume und Sträucher der Hecke sowie 2004 zusätzlich die Wuchshöhe mit Hilfe eines Höhenmessgerätes bestimmt. Ein Vergleich mit den im Jahr 1993 gepflanzten Gehölzen ermöglichte es, das Ausmaß der natürlichen Ansiedlung und den Entwicklungsstand der Bäume und Sträucher zu beurteilen. Die Länge und Höhe der Totholzwälle im Jahr 2004 ist vermessen worden und gibt Auskunft über den Zersetzungsgrad dieser Strukturen. Weiterhin ist 2004 die Flora des Krautsteifens untersucht worden, auf deren Ergebnisse aber nicht im Detail eingegangen wird, da sie in KÜHNE 2012 ausführlich dargestellt wurde.

Entwicklung der Avifauna

Die Siedlungsdichteuntersuchungen erfolgten in den Jahren 1995, 1996, 1997, 1998 und 2004. Nach der Methode der Revierkartierung (OELKE, 1970; BERTHOLD, 1976; GNIELKA *et al.*, 1990) wurden alle Beobachtungen in genauen Karten aufgezeichnet. In jedem Jahr fanden 12–14 Kontrollgänge zwischen Ende März und Anfang Juli statt. Beispiele für die aus den Kontrollkarten gewonnenen Revierermittlungen zeigen Abbildungen 3 und 7.

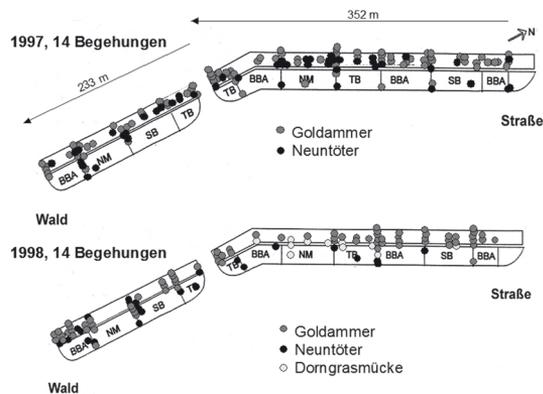


Abb. 3 Beobachtungspunkte der Brutvögel an der Brandenburger Schichtholzhecke bei jeweils 14 Begehungen 1997 und 1998. BBA, NM, TB – Krautstreifen mit unterschiedlichen Ansaatmischungen; SB – Selbstbegrünung

Fig. 3 Observation points of breeding birds at the Brandenburg stacked-wood hedge at both 14 inspections in 1997 and 1998. BBA, NM, TB – wild herb strips with different seed mixtures; SB - self-greening

Ergebnisse

Die Gehölze der Hecke

Der Gehölzbestand hat sich mit insgesamt 354 gepflanzten Gehölzen 1994 über 506 Gehölze im Jahr 1998 auf 460 Gehölze im Jahr 2004 stabilisiert. Insgesamt 117 Gehölze haben sich auf dem angrenzenden Wildkräuterstreifen bis dahin angesiedelt, darunter auch nichtheimische Arten wie z. B. der Eschenblättrige Ahorn (*Acer negundo*) und die Späte Traubenkirsche (*Prunus serotina*). Die Artenzahl der Gehölze hat sich insgesamt fast verfünffacht, von 12 angepflanzten Arten 1993 auf 55 Arten im Jahr 2004 (Abb. 4). Vor allem die durch das Totholz eingebrachten Gehölzsamen (insbesondere verschiedene Wildrosenarten – *Rosa* spp.) haben schon 1994 zu diesem Artenanstieg beigetragen.

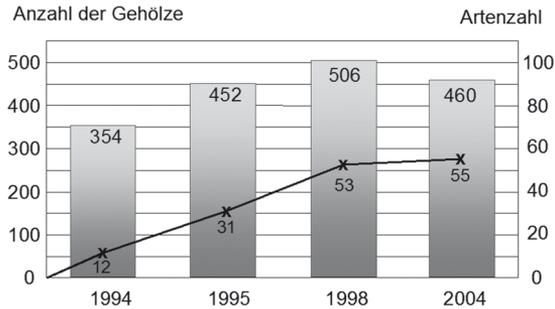


Abb. 4 Die Anzahl und Artenzahl der Gehölze der Brandenburger Schichtholzhecke von 1994 bis 2004

Fig. 4 Number and species richness of woody plants of the Brandenburg stacked-wood hedge 1994-2004

Die Tothholzwälle waren nach 10 Jahren zum großen Teil verrottet und nicht mehr vorhanden. Auf einer Strecke von insgesamt 536 m Länge fand man noch Tothholzstreifen von 0,5 bis 1 m Höhe, die aber immer stärker durch Pflanzen wie z. B. die Ackerwinde (*Convolvulus arvensis*) oder die Gewöhnliche Waldrebe (*Clematis vitalba*) überwuchert wurden. Das entspricht einem Anteil von 44 % der ursprünglichen Gesamtlänge der Wälle von 1210 m. Die einreihig gepflanzten Gehölze dominieren nun das Erscheinungsbild der Hecke. Eine Selbstbegrünung der Tothholzwälle aus der Mitte der Schichtholzpackungen heraus ist nicht erfolgt. Nur am unmittelbaren Außenrand der Gestrüppwälle ist es insbesondere den Wildrosen und Weiden gelungen, sich selbst anzusiedeln. Es ist aber nur dort erfolgt, wo die Tothholzpackungen auf den gepflügten Ackerboden abgelegt wurden. Hier hatten die ausfallenden Sämlinge die Möglichkeit, sich im Schutz der Wälle zu etablieren. Der westliche Gehölzwall ist auf den mit Gräsern bewachsenen Grabenrand abgelegt worden und deshalb ohne nennenswerten Gehölzzuwachs. Aus diesem Grund hat sich keine durchgehende dreireihige Heckenstruktur herausgebildet, wie bei der Konzeption erhofft. Vielmehr wird der einreihige Bewuchs durch dicht zusammenstehende Gehölzgruppen z. B. von bis zu 10 Weidengehölzen (*Salix* spp.) aufgegliedert, die entlang der buhnenförmigen Querwälle bis an den Rand der Ackerfläche reichen. Die ursprünglich geradlinige Anlage der Hecke mit ihrer strengen Aufteilung in Kraut- und Gehölzstreifen ist dadurch aufgebrochen. Die Strukturvielfalt hat sich durch viele verschiedene, räumlich abgetrennte Lebensräume enorm erhöht.

Krautstreifen der Hecke

Die Wildkräuterstreifen der Nentwigschen- und BBA-Mischung waren auch 10 Jahre nach ihrer Etablierung durch die Pflanzen der Ansaatmischung charakterisiert und unterschieden sich deutlich von der Selbstbegrünung. Auf beiden Flächen hat sich der Rainfarn (*Tanacetum vulgare*) zwar deutlich ausgebreitet, aber auch die Wiesen-Flockenblume (*Centaurea cyanus*), Moschus-Malve (*Malva moschata*) und Gewöhnliche Schafgarbe (*Achillea millefolium*) waren bestandsbildend. Einige Ansaatpflanzen haben sich auch auf Bereiche der Selbstbegrünung ausgebreitet wie z. B. die Königs-kerze (*Verbascum densiflorum*) oder die Wilde Karde (*Dipsacus fullonum*). Die Staudenfluren waren im Jahr 2004 durch die häufigen Niederschläge sehr hoch (1,80 m) und dicht gewachsen, so dass sie eine wirkungsvolle Puffer- und Ruhezone für die Brutvögel in der Hecke bildeten. In diesem Zusammenhang ist auf die besondere Bedeutung des blütenreichen Wildkräuterstreifens der Ansaatflächen für die Anlockung von blütenbesuchenden Insekten hinzuweisen. Nach den ernährungsbiologischen Untersuchungen von LILLE (1996) sind Schwebfliegenlarven (47 %) der Hauptbestandteil der Nestlingsnahrung für die Goldammer. Mit Hilfe von jeweils einer Malaisefalle wurden in einem vierwöchigen Zeitraum in den Monaten Juni und Juli im Krautstreifen 4940 Schwebfliegen gefangen, während im 5 m Bereich des Feldes nur 904 Individuen gezählt wurden (Abb. 5). Obwohl im Jahr 2004 im gleichen Fangzeitraum im Krautstreifen etwa nur die Hälfte der Individuen (2413 Individu-

en/Malaisefalle) im Vergleich zu 1995 gefangen wurden, erhöhte sich das Aktivitätsverhältnis zum Feld (Winterroggen) um das Siebenfache (336 Schwebfliegen/Malaisefalle). Die Zahlen belegen, wie durch den blütenreichen Randstreifen die Insektenwelt gefördert wird und sich dadurch die Nahrungsgrundlage für insektenfressende Singvögel wie z. B. die Goldammer oder den Neuntöter verbessert.

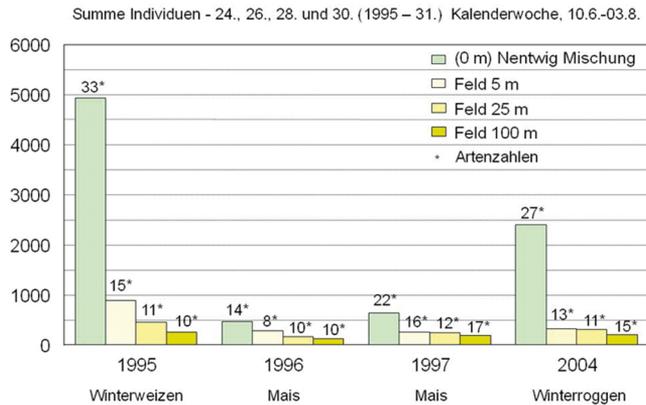


Abb. 5 Arten- und Individuenzahl von Schwebfliegen (Syrphidae) in unterschiedlichen Felddiefen vom Rand der Hecke

Fig. 5 Species and individual number of hoverflies (Syrphidae) in different depths of field

Die Brutvögel der Hecke

Mit Errichtung der Hecke brüteten 1995 sofort vier Arten mit sieben Brutpaaren (Abb. 6). Der Verlauf beider Größen geht sehr genau mit der Biotopentwicklung auf der Fläche einher. Während 1994 die reine Ackerfläche noch keine Nistmöglichkeiten für Heckenbrüter bot, lieferte bereits das Gerüst der Hecke – das Schichtholz – genügend Strukturen, um mehreren Vogelarten Nisthilfe zu bieten.

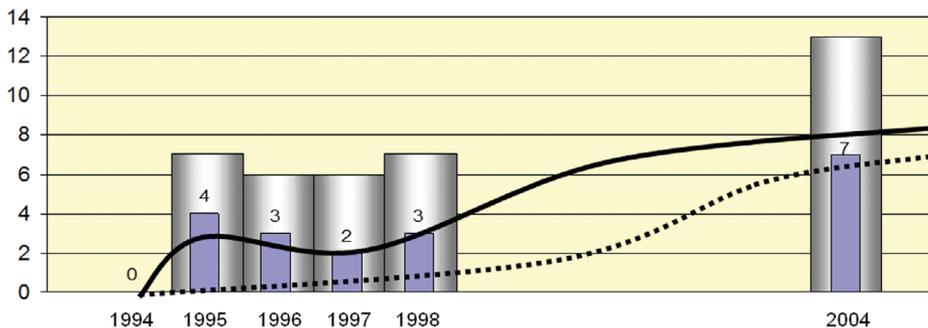


Abb. 6 Entwicklung der Arten- (blaue Balken) und Revierpaarzahlen (graue Balken) seit Bestehen der Hecke. Beide Parameter steigen im ersten Jahr sprunghaft an. Die gestrichelte Linie zeigt idealisiert den erwartbaren Artenanstieg ohne Totholzstreifen als Anfangsstruktur.

Fig. 6 Development of bird species and bird territories in the history of the hedge. Both parameters increase in the first year by leaps and bounds. The dashed line shows the idealized types of expectable increase without dead wood strips as the initial structure.

Der geringfügige Rückgang von Artenzahl und Brutpaardichte im zweiten und dritten Jahr lässt sich ebenfalls anhand der Biotopentwicklung erklären: Die geschaffenen Strukturen wurden zunächst von der heranwachsenden Flora eingenommen. Im vierten Jahr beginnen Pflanzen ihrerseits, die

Strukturvielfalt für Vögel nutzbar zu erweitern. So verdoppelte sich im Jahr 2004 die Brutpaarzahl und erreichte Dichten, die für 7 bis 10 m breite und strukturreiche Hecken typisch sind (NICKLAUS 1992, BAIRLEIN und SONNTAG, 1994). Das Totholz beschleunigt somit die Heckenbesiedlung durch Vögel erheblich (vergleiche idealisierte Linien in Abb. 6). Und es bietet Strukturen, die normalerweise erst alte Hecken aufweisen. An der abweichenden Artenzusammensetzung wird dies deutlich:

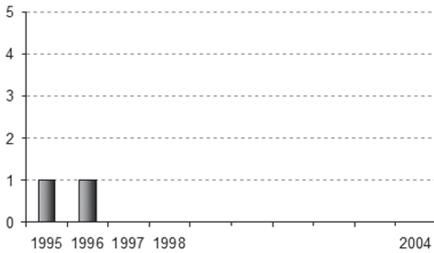


Abb. 7 Brutreviere Steinschmätzer
Fig. 7 Breeding territories of the Northern Wheatear

Steinschmätzer, Oenanthe oenanthe, Northern Wheatear

Diesen Bodenbrüter in offenen Landschaften mit steppenartigem Charakter hatten wir nicht erwartet. Dennoch ist sein Brüten in den ersten beiden Jahren durchaus plausibel. Das Schichtholz war noch nicht an allen Stellen von der Krautschicht überwuchert und bot genügend Möglichkeiten für ein geschütztes Nest mit freier Sicht und der Wartejagd auf Insekten am Boden. Erst im dritten Jahr verschwanden die meisten vegetationslosen Stellen an den Holzhaufen und mit ihnen der Steinschmätzer.

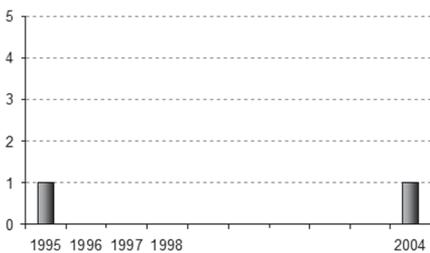


Abb. 8 Brutreviere Schafstelze
Fig. 8 Breeding territories of the Yellow Wagtail

Schafstelze, Motacilla flava, Yellow Wagtail

Die Schafstelze profitiert vor allem von den breiten Hochstaudenflächen, aber auch vom Schichtholz, das bereits im ersten Jahr reichlich Singwarten bot. So konnte 1995 ein Paar in den Wildkrautfluren brüten, während auf den umliegenden Äckern Winterweizen angebaut wurde. 1996 und 1997 fehlte die Art sicher, weil in diesen Jahren Mais angebaut wurde. 2004 waren die Äcker mit Winterroggen bestellt.

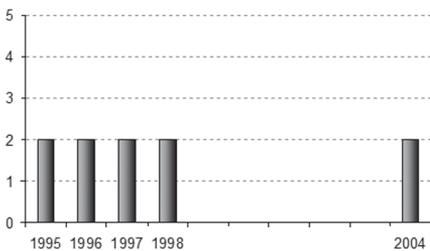


Abb. 9 Brutreviere Neuntöter
Fig. 9 Breeding territories of the Red-backed Shrike

Neuntöter, Lanius collurio, Red-backed Shrike

Bereits im Sommer 1994, nachdem die Anlage der Hecke mit der Aussaat der Krautstreifen beendet war, konnte ein Brutpaar des Neuntöters bei der Aufzucht der Jungvögel in den Totholz-wällen beobachtet werden. Damit hat eine Leitart für Heckenbiotope die entstandene Struktur sofort als Bruthabitat genutzt. Der Neuntöter als Insektenfresser konnte in den blütenreichen Krautstreifen ein reichhaltiges Nahrungsangebot vorfinden. In den Folgejahren haben jeweils zwei Brutpaare die Hecke besiedelt. Dabei waren die Reviergrenzen durch eine Durchfahrt in der Mitte der Hecke deutlich markiert.

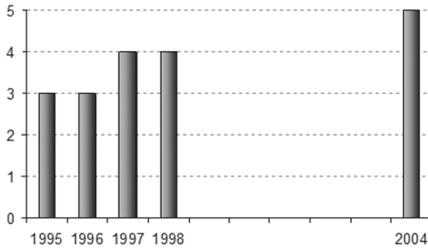


Abb. 10 Brutreviere Goldammer

Fig. 10 Breeding territories of the Yellowhammer

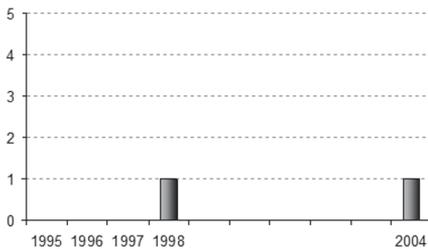


Abb. 11 Brutreviere Rotkehlchen

Fig. 11 Breeding territories of the European Robin

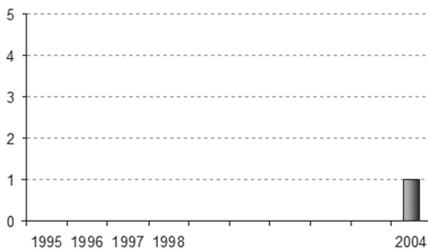


Abb. 12 Brutreviere Amsel

Fig. 12 Breeding territories of the Blackbird

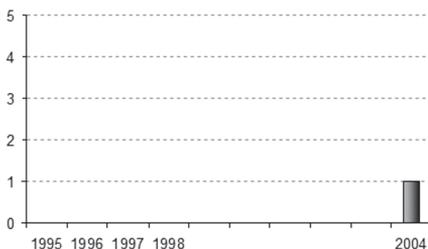


Abb. 13 Brutreviere Stieglitz

Fig. 13 Breeding territories of the Eurasian Goldfinch

Goldammer, Emberiza citrinella, Yellowhammer

Der klassische Heckenbrüter unserer Region konnte seine Brutdichte kontinuierlich steigern und ist in allen Jahren häufigster Brutvogel der Hecke. Abbildung 15 veranschaulicht, wie die Reviere im Verlauf der Heckenentwicklung flächenmäßig kleiner wurden. Offensichtlich hilft die Hecke vor allem dieser Vogelart, die Nahrungsressourcen der umliegenden Ackerflächen besser abzuschöpfen.

Rotkehlchen, Erithacus rubecula, European Robin

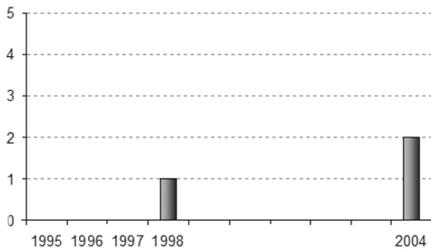
Als Waldvogel und Bodenbrüter passt das Rotkehlchen nicht unbedingt in eine Hecke. Dennoch ist die Schichtholzhecke bereits seit dem vierten Jahr attraktiv genug, um einem Brutpaar Platz zu bieten. Offensichtlich entspricht das Totholz der Hecke hinreichend den Strukturen des Waldes, um hier mit Aussicht auf Erfolg am Boden zu brüten. Die Hecke als ökologische Falle für Waldvogelarten ist in der Literatur teilweise diskutiert worden (BAIRLEIN & SONNTAG 1994). Das Schichtholz scheint auch nach 10 Jahren noch ausreichenden Schutz vor Prädatoren für einen Bodenbrüter zu bieten.

Amsel, Turdus merula, Blackbird

Ähnlich wie das Rotkehlchen brüdet die Amsel gewöhnlich nur in sehr alten Hecken. Offensichtlich wird das Schichtholz nach mehreren Jahren dem Unterholz intakter Wälder ähnlich.

Stieglitz, Carduelis carduelis, Eurasian Goldfinch

Der Stieglitz ist gewöhnlich eher Brutzeitgast als Brutvogel einer Hecke, denn als Freibrüter wählt er für das Nest gewöhnlich gut gedeckte die äußersten Zweige von Laubbäumen (SÜDBECK *et al.* 2005). Bis 1998 zeigte sich diese Art auch nur als häufiger Nahrungsgast. Aber schon nach 10 Jahren war die Vegetation hoch und dicht genug für eine Brut.



Dorngrasmücke, Sylvia communis, Whitethroat
 Hecken sind für die Dorngrasmücke optimales Bruthabitat. Nach dem Neuntöter brütet von keiner anderen Vogelart ein solch hoher Anteil der Population in Hecken (Hahnke 1991). Im Jahr 1998 war die Struktur der Hecke so weit ausdifferenziert, dass die Dorngrasmücke erstmalig mit einem Brutpaar nistete. Im Jahr 2004 konnten schon zwei Paare brütend beobachtet werden.

Abb. 14 Brutreviere Dorngrasmücke
Fig. 14 Breeding territories of the Whitethroat

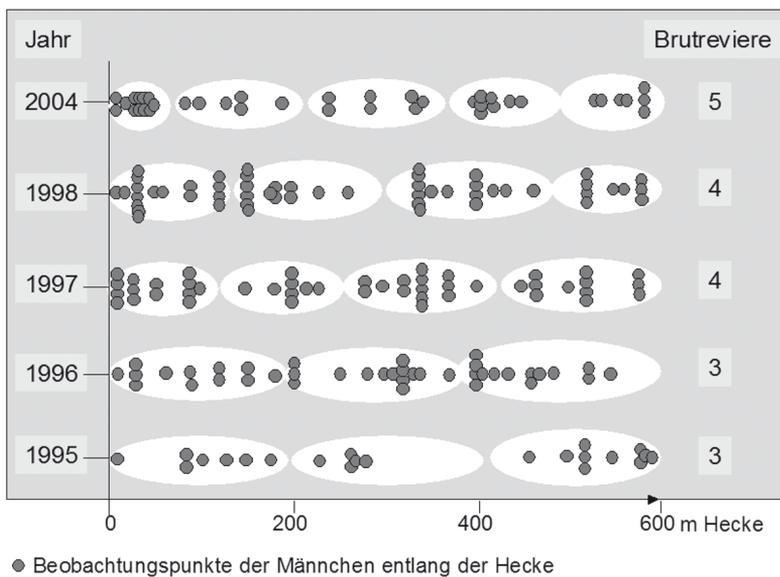


Abb. 15 Entwicklung der Brutreviere der Goldammer (*Emberiza citrinella*) entlang der Brandenburger Schichtholzhecke von 1995 bis 2004
Fig. 15 Development of breeding territories of the yellowhammer (*Emberiza citrinella*) along the Brandenburg stacked-wood hedge 1995-2004

Die Brutzeitgäste der Hecke

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum 49 Vogelarten an der Hecke beobachtet. Die für eine Hecke sicherlich hohe Zahl ist Ausdruck für eine strukturreiche Umgebung außerhalb der Ackerfläche. Aus Tabelle 1 gehen alle Arten hervor.

Wacholderdrossel, *Turdus pilaris*, Fieldfare

Sie wurde allein am 23.03.1996 in 10 Individuen kurz in der Hecke beobachtet und ist damit wohl die einzige der 49 Vogelarten, die nicht zu den Brutgästen gezählt werden kann. Im selben Jahr berichten auch Berliner Ornithologen über ein „außergewöhnlich zahlreiches Auftreten“ in Berlin (BOA 1997). Diese Beobachtung passt somit in das großräumige Bild.

Tab. 1 Die Vogelarten der Brandenburger Schichtholzhecke; BP = Brutpaare

Tab. 1 The birds of the „Brandenburg stacked-wood hedge“; BP= breeding pairs

Art	1995	1996	1997	1998	2004
Amsel (<i>Turdus merula</i>)			X		1 BP
Bachstelze (<i>Motacilla alba</i>)	X	X	X	X	X
Baumpieper (<i>Anthus trivialis</i>)					X
Blaumeise (<i>Parus caeruleus</i>)		X			
Bluthänfling (<i>Carduelis cannabina</i>)	X		X	X	
Braunkehlchen (<i>Saxicola rubetra</i>)		X	X	X	X
Buchfink (<i>Fringilla coelebs</i>)	X	X	X	X	X
Dorngrasmücke (<i>Sylvia communis</i>)			X	1 BP	2 BP
Fasan (<i>Phasianus colchicus</i>)	X			X	X
Feldlerche (<i>Alauda arvensis</i>)	X	X	X	X	X
Feldsperling (<i>Passer montanus</i>)				X	X
Fitis (<i>Phylloscopus trochilus</i>)					X
Gelbspötter (<i>Hippolais icterina</i>)					X
Goldammer (<i>Emberiza citrinella</i>)	3 BP	3 BP	4 BP	4 BP	5 BP
Graureiher (<i>Ardea cinerea</i>)					X
Grünfink (<i>Carduelis chloris</i>)	X	X	X	X	X
Habicht (<i>Accipiter gentilis</i>)			X		
Hausrotschwanz (<i>Phoenicurus ochruros</i>)	X	X	X	X	
Hausperling (<i>Passer domesticus</i>)		X	X		
Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>)					X
Kohlmeise (<i>Parus major</i>)	X				X
Kolkrabe (<i>Corvus corax</i>)	X				X
Kranich (<i>Grus grus</i>)		X			X
Mauersegler (<i>Apus apus</i>)	X	X	X	X	X
Mäusebussard (<i>Buteo buteo</i>)	X	X	X	X	X
Mehlschwalbe (<i>Delichon urbica</i>)				X	X
Nachtigall (<i>Luscinia megarhynchos</i>)					X
Nebelkrähe (<i>Corvus corone cornix</i>)				X	X
Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>)	2 BP				
Pirol (<i>Oriolus oriolus</i>)					X
Raubwürger (<i>Lanius excubitor</i>)					X
Rauchschwalbe (<i>Hirundo rustica</i>)	X	X	X	X	X
Ringeltaube (<i>Columba palumbus</i>)				X	X
Rohrammer (<i>Emberiza schoeniculus</i>)	X	X	X		
Rohrweihe (<i>Circus aeruginosus</i>)	X				X
Rotkehlchen (<i>Erithacus rubecula</i>)	X	X	X	X	1 BP
Rotmilan (<i>Milvus milvus</i>)	X	X	X	X	X
Schafstelze (<i>Motacilla flava</i>)	1 BP	X			1 BP
Schwarzmilan (<i>Milvus migrans</i>)		X			
Singdrossel (<i>Turdus philomelos</i>)		X			X

Art	1995	1996	1997	1998	2004
Star (<i>Sturnus vulgaris</i>)	X	X	X	X	X
Steinschmätzer (<i>Oenanthe oenanthe</i>)	1 BP	1 BP	X	X	X
Stieglitz (<i>Carduelis carduelis</i>)	X	X		X	1 BP
Stockente (<i>Anas platyrhynchos</i>)					X
Sumpfrohrsänger (<i>Acrocephalus palustris</i>)				X	
Turmfalke (<i>Falco tinnunculus</i>)	X	X	X	X	X
Wacholderdrossel (<i>Turdus pilaris</i>)		X			
Wachtel (<i>Coturnix coturnix</i>)				X	
Weißstorch (<i>Ciconia ciconia</i>)	X				
Summe Arten	24	25	22	26	38
Summe Brutpaare	7	6	6	7	13
Brutpaare / 100 lfd. Meter	1,2	1,0	1,0	1,2	2,3

Diskussion

Die Brandenburger Schichtholzhecke, die eine Gehölzpflanzung mit Gestrüppwällen aus Totholz kombiniert und die Anlage eines breiten, krautigen Saumstreifens einschließt, ermöglichte innerhalb von 10 Jahren die Herausbildung eines naturnahen und strukturreichen Saumbiotopes.

Schon nach Fertigstellung der Hecke waren die Totholzwälle Nisthabitat für Leitarten der Heckenbiotope wie z. B. Neuntöter und Goldammer.

Die Anordnung der Gestrüppwälle ermöglichte die Etablierung eines breiten und strukturreichen Heckensaumes. Querwälle schützten nicht nur wirkungsvoll gegen das Überpflügen durch Landmaschinen, gleichzeitig entstand eine wirkungsvolle Pufferzone zum Schutz der Vögel vor Prädatoren (Katze, Fuchs, Marder).

In einem Zeitraum von 10 Jahren zersetzten sich die 2 m hoch geschichteten Totholzwälle zum größten Teil und bildeten eine Art Unterholz, das jungen Hecken sonst fehlt.

Mit zunehmendem Wachstum und steigender Anzahl der Gehölze erhöhte sich die Zahl der Brutvogelarten in der Hecke und erreichte nach zehn Jahren Brutvogeldichten, die alten und etablierten Hecken entsprechen.

Die Gehölzpflanzung hat sich als notwendig für die Herausbildung einer durchgehenden Heckenstruktur mit heimischen Sträuchern und Bäumen erwiesen, da die Selbstbegrünung der Totholzwälle mit Gehölzen unregelmäßig erfolgt, wobei auch unerwünschte Neophyten wie z. B. der Eschenblättrige Ahorn (*A. negundo*) auftreten.

Untersuchungen zum Auftreten von Schwebfliegen im Saum und dem angrenzenden Feld haben gezeigt, dass die Aktivität auf den Krautstreifen 1995 fünf mal und 2004 sieben mal höher war als im 5 m Bereich der angrenzenden Ackerkultur. Da Schwebfliegen den Hauptbestandteil der Nestlingsnahrung z. B. für die Goldammer darstellen, belegen diese Zahlen die Bedeutung des Saumes als Nahrungshabitat.

Literatur

- BAIRLEIN, F. und B. SONNTAG, 1994: Zur Bedeutung von Straßenhecken für Vögel. *Natur und Landschaft* (69) 2, 43-48.
- BERTHOLD, P., 1976: Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. *J. Ornithol.* (117) 1, 1-69.
- BOA – BERLINER ORNITHOLOGISCHE ARBEITSGEMEINSCHAFT, 1997: Berliner Beobachtungsbericht für das 1. Halbjahr 1996. *Berliner Ornithol. Ber.* (7) 1, 58-99.
- FLADE, M., C. GRÜNBERG, C. SUDFELDT und J. WAHL, 2008: Birds and Biodiversity in Germany. 2010 Target. DDA, NABU, DRV, DO-G, Münster, 54 pp.
- FUCHS, S. und B. SAACKE, 2006: Arable fields as habitat for flora and fauna – a synopsis. In: FLADE, M., PLACHTER, H., SCHMIDT, R. und A. WERNER (eds): *Nature Conservation in Agricultural Ecosystems. Results of the Schorfheide-Chorin Research Project*: 248-296. Quelle & Meyer, Wiebelsheim.
- GNIELKA, R., SCHÖNBRODT, R., SPRETKE, T. und J. ZAUMSEIL, 1990: Anleitung zur Brutvogelkartierung. *Apus* (7) 4,5, 145-239.
- GRAJETZKI, B., 1993: Bruterfolg des Rotkehlchens *Erithacus rubecula* in Hecken. *Vogelwelt* 113, 232-240.
- HAHNKE, H., 1991: Großräumige Bestandsermittlungen häufiger Brutvogelarten Deutschlands – Aufbau und Nutzung einer Datenbank quantitativer avifaunistischer Untersuchungen von 1995-1990. Dissertation aus der Vogelwarte Hiddensee. 182 S.
- HOETKER, H., JEROMIN H. und J. MELTER, 2007: Entwicklung der Brutbestände der Wiesen-Limikolen in Deutschland - Ergebnisse eines neuen Ansatzes im Monitoring mittelhäufiger Brutvogelarten. *Vogelwelt* 128: 49-65.
- KARBE, S., 2005: Modellprojekt „Brandenburger Schichtholzhecke“ – floristischer Entwicklungsstand der Gehölze und des Wildkrautstreifens 10 Jahre nach ihrer Anlage. Fachhochschule Eberswalde, FB 2: Landschaftsnutzung und Naturschutz, 59 S., Diplomarbeit.
- KRÜGER, T. und P. SÜDBECK, 2004: Wiesenvogelschutz in Niedersachsen. *Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs.* 41: 1-123.
- KÜHNE S. und B. FREIER, (2012): Saumbiotope und ihre Bedeutung für Artenvielfalt und biologischen Pflanzenschutz. *Julius-Kühn-Archiv* 436, 24-36.
- KÜHNE, S., 1994: Die Brandenburger Schichtholzhecke. *Grünstift* 1, 51-53.
- KÜHNE, S., 1995: Novel Hedges and field margins in a cleared agricultural landscape as shown by the example of the "Brandenburg stacked-wood hedge". *Field margins newsletter* 4, 1.
- KÜHNE, S., ENZIAN, S. JÜTTERSONKE, B., FREIER, B., FORSTER, R. und H. ROTHERT, 2000: Beschaffenheit und Funktion von Saumstrukturen in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Berücksichtigung im Zulassungsverfahren im Hinblick auf die Schonung von Nichtzielarthropoden. *Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtschaft.* 378, 128 S.
- LILLE, R., 1996: Zur Bedeutung von Brachflächen für die Avifauna der Agrarlandschaft: eine nahrungsökologische Studie an der Goldammer *Emberiza citrinella*. *Agrarökologie* 21, 150 S.
- NEHLS, G., BECKERS, B., BELTING, B., BLEW J., MELTER J., RODE M. und C. SUDFELDT, 2001: Situation und Perspektive des Wiesenvogelschutzes im Nordwestdeutschen Tiefland. *Corax* 18 52, 1-26.
- NEUMANN, H., (2003): Werden Vogelschutzbelange im Ökologischen Landbau hinreichend berücksichtigt? In: FREYER, B. (Hrsg.): *Ökologischer Landbau der Zukunft - Beiträge zur 7. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau*, 24.-26. Februar 2003 in Wien, 575-576.
- NICKLAUS, A., 1992: Die Bedeutung der Hecken für Vögel in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft – untersucht im nördlichen Erftkreis. *Charadrius* (28) 3, 121-133.
- OELKE, H., 1970: Empfehlungen für eine international standardisierte Kartierungsmethode bei siedlungsbiologischen Vogelbestandsaufnahmen. *Ornithol. Mitt.* 22, 124-128.
- PFISTER, H. P., NAEF, B. und H. BLUM, 1986: HECKENVORKOMMEN und Heckenbrüter. *Der Ornithologische Beobachter* 83, 7-34.
- RAHMANN, G., 2012: Biodiversität – Mehr oder weniger. Forschungsreport speziell, *Ökologischer Landbau* 1, 4-5.
- SÜDBECK, P. H., ANDRETZKE, S., FISCHER, K., GEDEON, T., SCHIKORE, K., SCHRÖDER, C. und SUDFELDT /HRSG., 2005: Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. *Radolfzell*: 792 S.

Sektion III: Wirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen auf Agrarvögel

Schutz der Diversität wildlebender Vogel- und Säugerarten vor den Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln

Protection of biodiversity of free living birds and mammals in respect of the effects of pesticides

Hermann Hötker¹, Rainer Oppermann², Theresa Jahn¹, Richard Bleil²

¹ Michael-Otto-Institut im NABU, Goosstroot 1, D-24861 Bergenhusen

² Institut für Agrarökologie und Biodiversität (IFAB), Böcklinstr. 27, 68163 Mannheim

Korrespondierender Autor, hermann.hoetker@nabu.de, +49(0)4885570

DOI 10.5073/jka.2013.442.007

Zusammenfassung

In einer Literaturstudie wurden für 27 Feldvogel- und 22 Säugerarten Daten zu Trend, Habitatwahl (Wahl der Feldfrucht), Bedrohungen und Risiko-Managementmaßnahmen zusammengestellt. Die indirekte Wirkung von Pestiziden auf Populationsniveau ist für vier europäische Agrarvogelarten und einige Säugerarten außerhalb Europas nachgewiesen. Daten zur Nahrungs- und Habitatwahl lassen jedoch vermuten, dass zahlreiche weitere Arten betroffen sind. Insbesondere die indirekten Effekte und das zum Schutz der Arten erforderliche Risikomanagement werden umrissen.

Stichwörter: Pestizide, Vögel, Säuger

Abstract

Based on a literature review we compile trends, habitat (crop) selection, threats and risk management measures of 27 farmland bird species and 22 farmland mammal species. There is scientific-based evidence for indirect effects of pesticides at the population level of four European farmland bird species and several mammal species outside Europe. Data on diet and on habitat selection suggest that indirect effects of pesticides may affect many more species. The indirect effects and the risk management which is necessary to protect the species are described briefly.

Keywords: pesticides, birds, mammals

Ergebnisse

Pestizide wirken auf Vögel und Säugetiere entweder direkt durch Vergiftung oder indirekt durch Reduktion der Nahrung und der Deckung. In einem vom Umweltbundesamt (UBA) von 2010 bis 2012 geförderten Projekt wurden vor allem die indirekten Effekte und das dafür erforderliche Risikomanagement untersucht.

Nach einer jahrzehntelangen Intensivierung der Landwirtschaft in Deutschland befinden sich viele Populationen von Vögeln und Säugetieren der Agrarlandschaft in einem schlechten Erhaltungszustand. Für 27 Vogel- und 22 Säugerarten der Agrarlandschaft wurden Daten zu Trend, Habitatwahl (Wahl der Feldfrucht), Bedrohungen und Risiko-Managementmaßnahmen zusammengestellt. Die indirekte Wirkung von Pestiziden auf Populationsniveau ist für vier europäische Agrarvogelarten und einige Säugerarten außerhalb Europas nachgewiesen. Daten zur Nahrungs- und Habitatwahl lassen jedoch vermuten, dass zahlreiche weitere Arten betroffen sind. Ein Index zu Sensitivität gegenüber indirekten Effekten von Pestiziden in Deutschland wurde erarbeitet. Nach Expertenmeinung gehören Pestizide zu den wichtigsten Gründen für die Bestandsabnahmen bei Vögeln der Agrarlandschaft. Diese Sichtweise wird durch weitere in diesem Bericht zusammengestellte Indizien unterstützt.

Im Weiteren wurden mögliche Risikomanagementmaßnahmen bezüglich ihrer Effizienz und ihrer Akzeptanz bei Landwirten und Behörden untersuchen. Derzeit umfassen Vertragsnaturschutzmaßnahmen, die negative Auswirkungen der modernen Landwirtschaft kompensieren sollen, nur etwa 0,5% der Ackerfläche Deutschlands, eine offensichtlich unzureichende Fläche. Verschiedene Strategien zur Implementierung eines wirkungsvollen Risikomanagements wurden skizziert.

Nähere Informationen sind der ausführlichen Studie zu dem Projekt zu entnehmen (JAHN *et al.* in Vorbereitung), die derzeit in Vorbereitung für eine Publikation ist.

Literatur (Hötker)

JAHN, T., HÖTKER, H., OPPERMANN, R., BLEIL, R. und VELE, L. (in Vorbereitung): Protection of biodiversity of free living birds and mammals in respect of the effects of pesticides. UBA, in Vorbereitung

Sektion IV: Biodiversitätsfreundliche Nutzungssysteme

Vertragsnaturschutz für Feldvögel im Europäischen Vogelschutzgebiet Hellwegbörde (NRW) – Ergebnisse und Perspektiven

Agri-environmental measures for farmland birds in the SPA Hellwegbörde (Northrhine-Westphalia) – results and perspectives

Ralf Joest

Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest, Teichstraße 19, 59505 Bad Sassendorf Lohne, r.joest@abu-naturschutz.de, +49 (0)2921-9698784

DOI 10.5073/jka.2013.442.008

Zusammenfassung

Die intensiv ackerbaulich genutzte Hellwegbörde in Nordrhein-Westfalen wurde im Jahr 2004 als Europäisches Vogelschutzgebiet für die Erhaltung des überregional bedeutenden Brutbestandes der Wiesenweihe und anderer Feldvogelarten ausgewiesen. Zur Verbesserung der Lebensbedingungen werden verschiedene Vertragsnaturschutzangebote gemacht. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes auf der Ebene einzelner Vertragsflächen zur Brutzeit und im Winter zu einer deutlichen Steigerung der Individuendichte und der Artenvielfalt der Feldvögel führten. Dies gilt auch für die Feldlerche und das Rebhuhn als charakteristische Indikatorarten für den Zustand der Agrarlandschaft. Für die Wiesenweihe ist davon auszugehen, dass diese Maßnahmen das Nahrungsangebot an Kleinsäugetern und Feldvögeln steigern können. Auf Landschaftsebene konnten die bislang noch punktuellen Vertragsnaturschutzmaßnahmen die gegenläufigen Entwicklungen des zunehmenden Anbaus von Mais und den Wegfall der Flächenstilllegung aber nicht kompensieren. Dem entsprechend waren auf größeren Probeflächen keine Bestandszunahmen der Indikatorarten Feldlerche und Rebhuhn zu verzeichnen. Auch die Bestandsentwicklungen der Wiesenweihe, des Wachtelkönigs und der Grauammer im Vogelschutzgebiet Hellwegbörde zeigen langfristige Rückgänge. Für Wirkungen von Schutzmaßnahmen in der Agrarlandschaft auf die Bestände größerer Landschaftsausschnitte ist ein ausreichender Flächenanteil ökologisch wertvoller und vernetzter Landschaftselemente notwendig. Diese sollten dauerhaft gesichert, also von den stark veränderlichen Rahmenbedingungen der Agrarmärkte unabhängig sein.

Stichwörter: Vertragsnaturschutz, Feldvögel, Hellwegbörde, Vogelschutzgebiet

Abstract

The agricultural area “Hellwegbörde” in Northrhine-Westphalia was designated as special protection area for Montague’s Harrier and other birds of open farmland. Agri-environmental schemes to improve habitat quality were offered to local farmers since 2002. At the level of singular measures these allowed to increase density and species diversity of farmland birds during the breeding season as well as in winter, among others Skylark and Grey Partridge. It can be assumed that these measures also improved food availability (vole and small birds) for Montague’s Harrier. At the landscape level, however, these isolated measures were not sufficient to counterbalance the negative effects of loss of set aside land and increased cultivation of Maize as energy crop. Therefore, no increases of Skylark and Grey Partridge on larger study plots were found. Likewise, Montague’s Harrier, Corn-crake and Corn Bunting are declining within the special protection area “Hellwegbörde”. To stabilize farmland bird populations on the landscape level, a sufficient proportion of landscape elements of high ecological quality is necessary.

Keywords: Agri-environmental measures, Farmland Birds, Hellwegbörde, Special Protection Areas

Einleitung

Die überwiegend in der Agrarlandschaft lebenden Feldvögel gehören heute zu den am stärksten in ihrem Bestand zurückgehenden Vogelarten (VOŘÍŠEK *et al.*, 2010). Hauptursache für den Rückgang ist neben dem Flächenverbrauch für Rohstoffabbau, Gewerbe, Siedlungen, Straßen, Landwirtschaft, Energiewirtschaft etc. die anhaltende Intensivierung der Landbewirtschaftung. Hierzu gehören vor allem die Beseitigung von Landschaftselementen, die Vergrößerung der Schläge, die Einengung der Fruchtfolgen, der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, die Nährstoffanreicherung sowie effektivere Anbau-, und Erntemethoden. Diese Entwicklung wurde in den letzten Jahren durch die Aufhebung der Flächenstilllegung und den Anbau von Energiepflanzen, vor allem Mais, und der damit einhergehenden Flächenkonkurrenz verstärkt. Dazu kommen Verluste im Winterquartier und auf dem Zugweg (WILSON *et al.*, 2009; DO-G und DDA, 2011; FLADE, 2012). Um die negativen Entwicklungen der Bestände der Feldvögel wie auch der Biodiversität der Agrarlandschaft insgesamt aufzuhalten, wurden in verschiedenen Bundesländern in jüngerer Zeit Schutzmaßnahmen für Feldvögel im Rahmen von lokalen Projekten und von Agrarumweltmaßnahmen erprobt.

Die intensiv ackerbaulich genutzte Hellwegbörde in Nordrhein-Westfalen wurde im Jahr 2004 als Europäisches Vogelschutzgebiet „Hellwegbörde“ (Code: DE-4415-401) ausgewiesen. Schutzzweck dieses Gebietes ist die Erhaltung der Brutbestände der Wiesenweihe, der Rohrweihe, des Wachtelkönig und anderen Offenlandarten sowie der bedeutenden Rastvorkommen von Rotmilan, Kiebitz, Mornell- und Goldregenpfeifer (LANUV, 2013). Mit ca. 48.000 ha ist sie das größte Vogelschutzgebiet des Landes. Nach den Meldedokumenten sind die notwendigen Schutzmaßnahmen für Wiesenweihe, Rohrweihe, Kornweihe und den Rotmilan die Erhaltung eines Systems von Brachflächen (ohne Biozidanwendung) und von Säumen als wichtige Nahrungshabitate, die Sicherung der Getreidebruten der Weihen vor Zerstörung bei der Ernte sowie die Verbesserung des Nahrungsangebotes durch Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes. Für den Wachtelkönig kommen dazu Vermeidung bzw. Reduzierung der Vogelverluste bei der Ernte durch Anpassung der Mahd und Belassen von Randstreifen als geschützte Rückzugsräume im Spätsommer (LANUV, 2013). Diese Maßnahmen sollten auch den anderen Feldvogelarten und der gesamten Lebensgemeinschaft der Agrarlandschaft zugute kommen (Abb. 1).



Abb. 1 Blühende Brache in der Hellwegbörde. Die Maßnahmen zum Schutz der Feldvögel sollen der gesamten Lebensgemeinschaft der Agrarlandschaft zugute kommen (©Ralf Joest).

Fig. 1 Flowering set aside land as agri-environmental measure provides habitat for farmland birds and many other species (©Ralf Joest).

Der Naturschutz in der Agrarlandschaft hat in der Hellwegbörde schon eine längere Tradition. Schon in den 1960er Jahren begann der Schutz der Wiesenweihe durch Einrichtung von Schutzzonen für Weihennester in Getreide (GLIMM *et al.*, 2001). Ähnliche Schutzabsprachen werden seit 2007 auch für den Wachtelkönig getroffen. Über diesen reinen Nestschutz hinaus wurden zum Schutz der gesamten Lebensgemeinschaft und damit auch zur Verbesserung der Nahrungssituation der Wiesenweihe verschiedene Vertragsnaturschutzangebote entwickelt. Ab Ende der 1980er Jahre begann ein zunächst sehr erfolgreiches Ackerrandstreifenprogramm für Wildkräuter, das aber Mitte der 1990er Jahre durch Änderung der Förderbedingungen wieder stark an Nachfrage verlor (HITZKE, 1997, HITZKE und MARGENBURG, 2001/2002). In den Jahren 2001 bis 2004 gab es ein von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördertes Ackerstreifenprojekt zur Erprobung verschiedener Vertragsangebote (ILLNER *et al.*, 2004; BRABAND *et al.*, 2006). Sie wurden seit 2005 im Rahmen der Umsetzung der Hellwegbördevereinbarung weitergeführt (JOEST, 2009). Diese im Jahr 2003 in Kraft getretene Vereinbarung wird vom Land Nordrhein-Westfalen, dem Kreis Soest und den Kommunen sowie dem Kreisverband des Westfälisch-Lippischen Landwirtschaftsverbands, den lokalen Naturschutzverbänden und anderen Interessengruppen getragen. Sie trifft Regelungen für das Vorgehen bei Eingriffen in die Landschaft. Darüber hinaus wird aus Mitteln der Unternehmen der Steine- und Erdenindustrie Vertragsnaturschutz zur Verbesserungen der Lebensbedingungen für die Vögel der Agrarlandschaft angeboten. Dazu kommen seit 2007 die Vertragsnaturschutzangebote für Ackermaßnahmen im Rahmen des landesweiten Vertragsnaturschutzes (THIELE, 2009) sowie andere Agrarumweltmaßnahmen des Landes. Die Umsetzung der Maßnahmen im Rahmen der Hellwegbördevereinbarung wird durch ein Monitoring der Feldvögel auf einzelnen Vertragsflächen begleitet. Zur Beobachtung der Wirkung sich wandelnder Nutzungsformen und der Vertragsnaturschutzmaßnahmen auf die Bestandsentwicklung relevanter Vogelarten auf der Ebene größerer Landschaftsausschnitte erfolgte eine Bestandsaufnahme der Flächennutzung und der Feldvögel auf größeren Probestellen. Die Bestände der Wiesenweihe und des Wachtelkönigs werden großflächig erfasst (JOEST und ILLNER, 2011).

Material und Methoden

Die Hellwegbörde liegt an der Grenze des norddeutschen Flachlandes zum Nordrand des Mittelgebirges. Sie erstreckt sich entlang der heutigen Bundesstraße 1 über eine Länge von etwa 70 Kilometer von Unna im Westen bis Paderborn im Osten. Die Meereshöhe nimmt gleichmäßig von ca. 70 m über NN im Norden auf maximal 410 m über NN im Süd-Osten zu. Der Haarstrang, dessen Untergrund aus karstigem Kalkgestein besteht, erhebt sich über die eigentliche Hellwegbörde und bildet die Schwelle zum sauerländischen Mittelgebirge. In der Hellwegbörde hat sich die Gestalt der durch gute natürliche Voraussetzungen kulturhistorisch entstandenen offenen Agrarlandschaft bis heute erhalten. Der offene Landschaftscharakter beruht, neben der überwiegenden ackerbaulichen Nutzung bei geringem Gehölzanteil, auf dem relativ geringen Grad der Zersiedelung. In den letzten Jahrzehnten hat allerdings der Verbrauch an Freiflächen beispielsweise durch Gewerbegebiete, Straßen, Rohstoffabbau (Zementindustrie), Deponien und Windenergieanlagen zugenommen (LWL 2007). Im offenen Kulturland herrscht eine intensive ackerbauliche Nutzung vor. Besonders der Anbau von Wintergetreide, vor allem Weizen, Gerste, Winterraps und verschiedenen Hackfrüchten ist typisch. In den höher gelegenen Lagen nehmen noch Raps, in den tiefer gelegenen Lagen Mais einen größeren Anteil der Nutzfläche ein. Auf den fruchtbaren Böden der Unterbörde werden in geringerem Umfang Zuckerrüben, Kartoffeln, Gemüse und Sonderkulturen wie z.B. Erdbeeren angebaut.

Im Rahmen der Umsetzung der Hellwegbördevereinbarung werden auf Grundlage der Erfahrungen aus dem Ackerstreifenprojekt (ILLNER *et al.*, 2004; BRABAND *et al.*, 2006, siehe auch FUCHS und STEINBACHINGER, 2008; BERGER und PFEFFER, 2011) die folgenden Vertragstypen angeboten (JOEST, 2013):

Maßnahmentyp 1: Einsaat eines Saatgemenges mit hohem Luzerneanteil.

Durch die Begrünung mit Luzerne sollen geschützte Brutmöglichkeiten für die ansonsten ausschließlich im Wintergetreide brütenden Wiesenweihen geschaffen werden. Nach Beobachtungen in den Niederlanden bildet Luzerne eine für die Wiesenweihe zur Nestanlage geeignete Vegetationsstruktur (KOKS und VISSER, 2002). Auch in der Hellwegbörde haben Wiesenweihen in früheren Jahren in Luzerneschlägen gebrütet (PEITZMEIER, 1969). Luzerneschläge bieten auch für weitere Feldvogelarten, unter anderen Wachtelkönig (KOFFJÜBERG und NIENHUIS, 2003) und Wachtel (GEORGE, 1996), geeignete Lebensbedingungen. Obwohl sich die Luzerneinsaat als für die Ziele des Projektes geeignet erwiesen hat und die Art als landwirtschaftliche Kulturpflanze auch in der Region bis in die 1970er Jahre angebaut wurde, bestehen aus Gründen des botanischen Artenschutzes Bedenken gegen die Fortführung der Maßnahme.

Maßnahmentyp 2: Selbst begrünende Ackerbrachen.

Sich selbst begrünende Stilllegungen von Ackerbrachen auf mageren Böden sind ein bedeutendes Lebensraumelement für zahlreiche am Boden brütende Vogelarten der Agrarlandschaft wie Feldlerche und Rebhuhn und stellen für Greifvögel wie die Wiesenweihe geeignete Jagdhabitats dar (FLADE, *et al.* 2003; HOFFMANN *et al.*, 2012).

Maßnahmentyp 3: Stoppelacker mit anschließendem extensiviertem Anbau von Sommergetreide mit doppeltem Saatreihenabstand.

Im Winter bieten unbearbeitete Stoppeläcker Deckung und Nahrung für Rebhühner, Feldlerchen und Körnerfresser, sowie Jagdmöglichkeiten für Mäuse fressende Greifvögel wie die Kornweihe. Das mit doppeltem Reihenabstand eingesäte Sommergetreide bietet in der Brutzeit durch seine lückige Vegetationsstruktur Nahrungs- und Brutraum für Bodenbrüter sowie Jagdmöglichkeiten für Weihen und andere Greifvögel.

Maßnahmentyp 4: Extensivierter Anbau von Winterweizen mit doppeltem Saatreihenabstand und anschließender Überwinterung des nicht abgeernteten Bestandes.

Der mit doppeltem Saatreihenabstand eingesäte Winterweizen bildet im Frühjahr eine lückige Vegetationsstruktur mit Nahrungs- und Brutmöglichkeiten für Bodenbrüter aus. Im Winter ist das nicht abgeerntete Getreide Nahrungsquelle für Rebhühner und Körnerfresser wie Feldsperlinge, Grauammern und Goldammern. Mäusejäger wie die Kornweihe finden hier Jagdmöglichkeiten. Es wurden drei Alternativen für den Zeitpunkt des Vertragsendes bzw. die Bewirtschaftung der Flächen nach der Überwinterung angeboten.

Allen Vertragstypen gemeinsam ist der Verzicht auf Pflanzenschutzmittel und Düngung. Die Einsaat von Luzerne wurde auch auf größeren Flächen (> 5 ha) angeboten. Die übrigen Flächen erreichten Größen von ein bis zwei Hektar. Dazu kommen Lerchenfenster, die als „niederschwellige“ Maßnahme eine breite Beteiligung der Landwirte ermöglichen soll (DBS & LANUV, 2011).

Zur Erfassung der Brut- und Rastvögel wurden ausgewählte Vertragsflächen während der Brutzeit und im Winterhalbjahr an jeweils drei Terminen begangen (Brutzeit: April, Mai, Juni, Winter: Oktober/November, Dezember/Januar, Februar/März). Als Kontrolle dienten jeweils nahe gelegene, mit konventionell angebautem Wintergetreide bewirtschaftete Flächen, die aber nicht in allen Fällen erreichbar waren. Die Erfassung erfolgte auf streifenförmigen Transekten (etwa 30 m Abstand). Für die Auswertung wurden die absoluten Zählergebnisse in die Individuendichte pro Hektar umgerechnet. Da die Dichten der betrachteten Arten sich natürlicherweise, bedingt durch ihren Nahrungsbe-

darf und ihr Territorialverhalten, unterscheiden, sind diese daher nicht untereinander vergleichbar, erlauben aber den Vergleich der Nutzung einzelner Vertragstypen durch die jeweiligen Arten. Für die vorliegende Auswertung wurden die Dichte der als Indikatorarten für Feldlandschaften besonders geeigneten Feldlerche und des Rebhuhns sowie der ökologischen Gilde der Körnerfresser (Sperlinge, Finken und Ammern) sowie der Greifvögel und Eulen besonders betrachtet.

Für die Untersuchungen größerer Landschaftsausschnitte wurden im Jahr 2005 nach einem Zufallsverfahren acht jeweils einen Quadratkilometer große Probeflächen ausgewählt. Die Flächen wurden jeweils dreimal (April, Mai, Juni) in den frühen Morgenstunden begangen und die anwesenden Feldvögel, insbesondere mit Revier anzeigenden Verhaltensweisen erfasst. Um die Monatswende März/April erfolgte eine zusätzliche Abendkartierung der Rebhühner mit Hilfe einer Klangattrappe. Zusätzlich wurde die Flächennutzung der Probeflächen einschließlich der angrenzenden Schläge kartiert (Joest, 2013).

Ergebnisse

Die Vertragseinwerbung in den Jahren 2005 bis 2012 verlief positiv, so dass eine Zunahme der unter Vertragsnaturschutz bewirtschafteten Flächen zu verzeichnen war. Allerdings sind nach der Aufhebung der Flächenstilllegung ein Teil dieser Flächen im Vertragsnaturschutz weitergeführt worden, so dass diese nicht als zusätzliche Lebensräume in die Bilanz eingehen können. In der Summe konnte der Vertragsnaturschutz die Verluste der bis 2007 bestehenden Ackerbrachen nicht kompensieren. Im Jahr 2012 betrug der Anteil der Vertragsnaturschutzflächen am Vogelschutzgebiet im Kreis Soest (41000 ha) insgesamt 1,56 Prozent (640 ha), bezieht man nur die flächigen Maßnahmen wie Brachen und extensiviertes Getreide (ohne Lerchenfenster etc.) in die Betrachtung ein, so verringert sich dieser Wert weiter auf 1,13 Prozent (464 ha).

Im Verlauf der Jahre wurden zur Brutzeit insgesamt 1840 Vogelindividuen erfasst, davon 137 auf den konventionell bewirtschafteten Flächen und 1703 auf den Vertragsflächen. Unter den festgestellten Arten dominierte die Feldlerche mit 38 Prozent der Individuen, Bluthänfling, Ringeltaube, Schafstelze und Fasan stellten jeweils mindestens fünf Prozent der Individuen. Die Vertragsflächen wiesen in allen Monaten höhere Vogeldichten auf als die Kontrollflächen (Abb. 2). Dieser Effekt wird insbesondere bei der dominant auftretenden Feldlerche deutlich. Das gleiche gilt für das natürlicherweise in deutlich geringerer Dichte vorkommende Rebhuhn. Auch bei den übrigen Arten war wenigstens in einzelnen Flächentypen und Begehungszeiträumen, Steigerungen der Siedlungsdichte gegenüber den Kontrollflächen zu verzeichnen. Während der Brutzeit wurden 44 Arten beobachtet, davon nur elf auf den konventionell bewirtschafteten Kontrollflächen. Die höchsten mittleren Artenzahlen je Flächeneinheit wiesen die selbst begrünenden Brachen auf, gefolgt von den mit Sommergetreide bestellten und den mit Luzerne begrüneten Flächen.

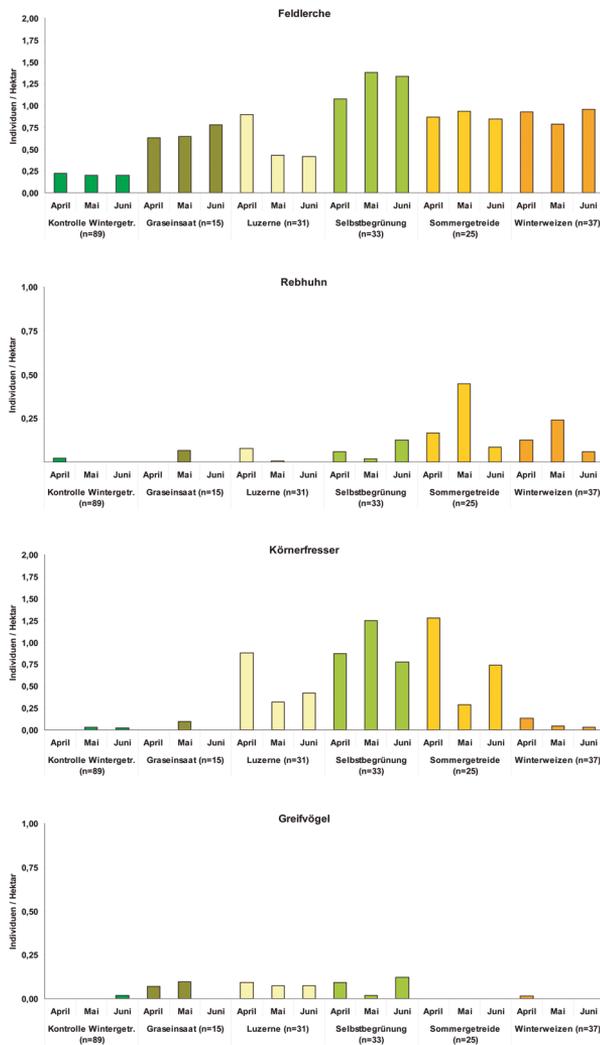


Abb 2 Dichte der Feldlerche, des Rebhuhns, der Körnerfresser und der Greifvögel auf verschiedenen Vertragsflächen und Wintergetreideschlägen während der Brutzeit.

Fig. 2 Densities of Skylarks, Grey Partridge, Seed eaters and Raptors on different agri-environmental measures and winter cereals during the breeding season.

Im Winterhalbjahr wurden insgesamt 8009 Vogelindividuen kartiert, davon 187 auf den konventionell bewirtschafteten Flächen und 7822 auf den Vertragsflächen. Die deutlich größere Individuenzahl im Winter im Vergleich zur Brutzeit ist auf die Schwarmbildung der dominierenden Körnerfresser zurückzuführen. Unter den im Winterhalbjahr festgestellten Arten dominierte die Goldammer mit 39 Prozent der Individuen, Feldsperling, Feldlerche und Hänfling stellten jeweils mindestens fünf Prozent der Individuen. Im Winterhalbjahr stechen insbesondere die nicht abgeernteten Getreidestreifen hervor, die eine hohe Dichte schwarmbildender Körnerfresser, insbesondere Goldammer und Feldsperling, aufweisen (Abb. 3). Die Feldlerche trat im Winter erst ab Februar in nennenswerter Zahl auf den Vertragsflächen auf, erreichte hier aber eine jeweils höhere Dichte als auf den Kontrollflächen. Rebhühner wurden im Winter in erster Linie auf den mit überjährigem Getreide bestellten Flächen festgestellt. Im Winter wurden 39 Arten beobachtet, davon nur neun auf den konventionell bewirtschafteten Kontrollflächen. Die höchsten mittleren Artenzahlen je Flächeneinheit wiesen die nicht abgeernteten Getreidestreifen auf, gefolgt von den selbst begründenden Stilllegungen.

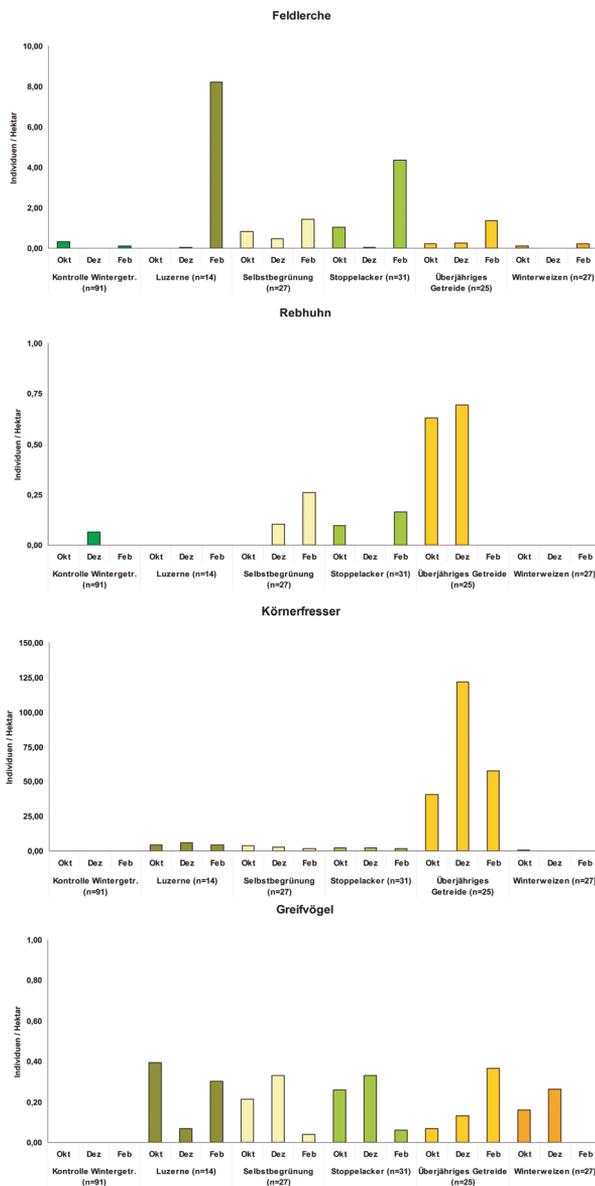


Abb. 3 Dichte der Feldlerche, des Rebhuhns, der Körnerfresser und der Greifvögel auf verschiedenen Vertragsflächen und Wintergetreideschlägen im Winter.

Fig. 3 Densities of Skylarks, Grey Partridge, Seed eaters and Raptors on different agri-environmental measures and winter cereals in winter.

Die Entwicklung der Flächennutzungen auf den größeren Probeflächen der Jahre 2005, 2008, 2009, 2011 und 2012 zeigt Abbildung 4. Unter den dominierenden Getreidearten sind bei Weizen, Gerste und Triticale Abnahmen des Flächenanteils zu verzeichnen, die aber im Jahr 2012 vermutlich stark auf einen witterungsbedingten Umbruch (Kahlfröste im Spätwinter) und dem stark vermehrten Anbau von Sommergetreide zurückzuführen ist. Der Anteil von Raps und Rüben an der Flächennutzung hat sich im Vergleich der Jahre nicht wesentlich geändert. Der Maisanbau hat im Zuge der im Beobachtungszeitraum aufkommenden energetischen Biomassenutzung zugenommen. Er stieg von fünf Prozent im Jahr 2005 auf 17 Prozent im Jahr 2012 an. Darin ist der für den Vogelschutz besonders problematische Anbau von Mais als Zweitfrucht enthalten.

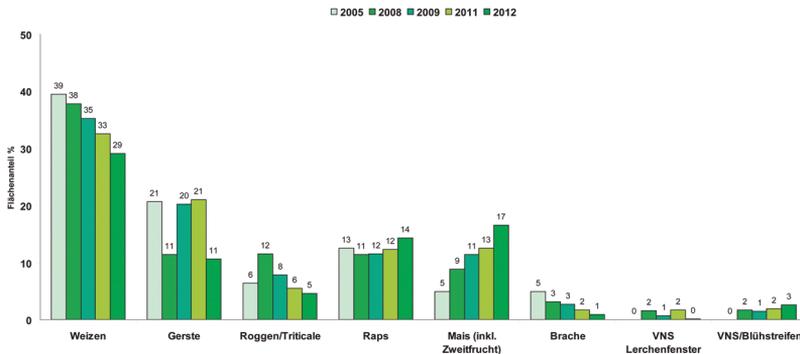


Abb. 4 Flächennutzung auf acht Probeflächen in der Hellwegbörde 2005 bis 2012.

Fig. 4 Land use on eight study plots in the Hellwegbörde 2005 to 2012.

Der ohnehin geringe Anteil der stillgelegten Ackerflächen hat sich von fünf Prozent im Jahr 2005 auf ein Prozent im Jahr 2012 verringert. Auf der anderen Seite haben die Flächen des Vertragsnaturschutzes von null zu Beginn des Projektes im Jahr 2005 auf 2,6 Prozent im Jahr 2012 zugenommen. In der Summe der als Lebensraumelemente bedeutsamen Stilllegungs- und Vertragsnaturschutzflächen (ohne Lerchenfenster) ist demnach auf den Probeflächen ein Rückgang von fünf Prozent auf 3,6 Prozent der Fläche zu verzeichnen. Der Vertragsnaturschutz reichte demnach nicht aus, den Wegfall der Flächenstilllegung zu kompensieren. Damit ist die Flächennutzung auf den Probeflächen durch einen nahezu flächendeckenden Anbau von Getreide, Mais und Raps geprägt, in dem verinselt als Lebensraum für Feldvögel geeignete Nutzungsformen, Stilllegungen und Vertragsnaturschutzflächen liegen.

Tab. 1 Bestandsentwicklung (Reviere) typischer Feldvögel auf acht Probeflächen in der Hellwegbörde 2005 bis 2012.

Tab. 1 Number of farmland bird territories on eight study plots in the Hellwegbörde 2005 to 2012.

Art	Jahr				
	2005	2008	2009	2011	2012
Feldlerche	125	96	97	100	98
Schafstelze	40	43	48	43	38
Dorngrasmücke	25	39	37	38	26
Goldammer	25	32	23	19	23
Fasan	16	24	19	15	8
Rebhuhn	20	20	17	7	7

Art	Jahr				
	2005	2008	2009	2011	2012
Bluthänfling	3	7	5	5	3
Wiesenpieper	12	3	3	1	1
Wachtel	1	1	2	9	6
Rohrhammer	4	2	2	1	0
Grauammer	2	2	1	0	1
Baumpieper	2	1	0	0	0

Die Vogelsonde der Probeflächen entspricht weitgehend der typischen Vogelsonde der Agrarlandschaft der Hellwegbörde (Hölker, 2008). Feldlerche, Schafstelze, Dorngrasmücke, Kiebitz und Goldammer waren die dominierenden Arten. Feldlerche, Dorngrasmücke und Goldammer waren auch mit hoher Stetigkeit auf allen Probeflächen vertreten (Tab. 1). Im Vergleich der Kartierungen von 2005 bis 2012 sind für die beiden Hühnervögel Rebhuhn und Fasan jeweils parallele deutliche Bestandsabnahmen zu verzeichnen, während die Wachtel insbesondere nach einem Einflug im Jahr 2011 eine Zunahme zeigte. Bei den häufigeren typischen Feldvögeln ist bei der Feldlerche nach einem Rückgang seit 2005 in den letzten Jahren eine Stabilisierung erkennbar. Dagegen hat der Bestand des Wiesen- und Baumpiepers seit 2005 entsprechend dem großräumigen Trend weiter abgenommen. Die Bestände der Schafstelze und der Gebüschbrüter Dorngrasmücke, Bluthänfling und Goldammer sind etwa gleichbleibend. Von der inzwischen im Gebiet fast ausgestorbenen Grauammer konnte im Jahr 2012 wieder ein einzelner Sänger auf einer Vertragsnaturschutzbrache beobachtet werden. Dies zeigt, dass mit entsprechenden Maßnahmen nach wie vor für diese stark zurückgehende Art geeignete Lebensräume geschaffen werden können. Die Wiesenweihe sowie der Wachtelkönig besiedeln die hier untersuchten Probeflächen nur unregelmäßig, werden aber im Rahmen der artspezifischen Kartierungen flächendeckend erfasst. Sowohl für die Wiesenweihe wie auch den Wachtelkönig sind jedoch deutliche Rückgänge dokumentiert (JOEST und ILLNER, 2011).

Diskussion

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes auf der Ebene einzelner Vertragsflächen zu einer deutlichen Steigerung der Individuendichte und der Artenvielfalt der Feldvögel führten, auch für die Feldlerche und das Rebhuhn als charakteristische Indikatorarten für den Zustand des Agrarökosystems insgesamt. Die Auswirkung der Maßnahmen auf die Wiesenweihe konnte auf Grund der geringen Dichte der Art nicht durch unmittelbare Beobachtungen belegt werden. Insgesamt wurden auf den Vertragsflächen aber mehr Mäuse jagende Greifvögel beobachtet als auf den Kontrollflächen. Auch gibt es inzwischen einige Studien, die eine positive Wirkung von extensivierten Flächen in der Agrarlandschaft auf die Kleinsäugerdichte und damit das Nahrungsangebot belegen (z.B. ASCHWANDEN *et al.*, 2007; ARLETTAZ *et al.*, 2010; KOKS *et al.*, 2007). Auch die oben beschriebene Steigerung der Kleinvogeldichte durch die Maßnahme wirkt sich positiv aus, da diese in Jahren mit geringem Kleinsäugerbestand eine wichtige Ausweichbeute der Wiesenweihe darstellen (HÖLKER und WAGNER, 2006).

Die einzelnen Maßnahmentypen wirkten je nach Jahreszeit und betrachteter Artengruppe unterschiedlich aus, indem sie jeweils unterschiedliche Ressourcen wie Nahrung, Nistplätze oder sonstige für die Lebensraumanprüche einzelner Arten notwendigen Strukturen schaffen. Aus diesem Grund ist das im Rahmen der Hellwegbördevereinbarung angebotene Spektrum der Vertragstypen besser als ein einzelner Maßnahmentyp geeignet, die angestrebten Ziele zu erreichen. Dies kommt oft auch den unterschiedlichen Interessen einzelner Betriebe entgegen.

Die zunächst positiv zu bewertende Entwicklung der Vertragsabschlüsse und die zunehmende Vertragsfläche darf nicht darüber hinwegtäuschen, dass der Anteil der als Lebensraumelemente

für Feldvögel geeigneten Flächen nach dem Wegfall der Flächenstilllegung und mit der Zunahme des Anbaus von Mais für Biogasanlagen deutlich abgenommen hat. Die punktuellen Vertragsnaturschutzmaßnahmen konnten auf Landschaftsebene die gegenläufigen Entwicklungen des zunehmenden Anbaus von Mais und den Wegfall der Flächenstilllegung nicht kompensieren. Dem entsprechend waren keine Bestandszunahmen der Indikatorarten Feldlerche und Rebhuhn zu verzeichnen. Auch die Bestandsentwicklungen der Wiesenweihe, des Wachtelkönigs und der Grauammer im Vogelschutzgebiet Hellwegbörde zeigen langfristige Rückgänge. Dadurch sind die Schutzziele für das Vogelschutzgebiet akut gefährdet (JOEST und ILLNER, 2011).

Für Wirkungen des Vertragsnaturschutzes auf die Bestände größerer Landschaftsausschnitte und damit auf Ebene der lokalen Populationen reichen die bisherigen Maßnahmen offenbar noch nicht aus. Hierfür ist ein ausreichender Flächenanteil ökologisch wertvoller und vernetzter Landschaftselemente notwendig. Dieser wird auf Grundlage verschiedener Studien auf mindestens zehn Prozent der Agrarlandschaft geschätzt, wobei in gut gemanagten Einzelprojekten bei gezielter Flächenauswahl und optimaler Maßnahmenumsetzung schon ab fünf Prozent eine positive Wirkung auf einzelne Arten zu verzeichnen war (FLADE *et al.*, 2003; BIRRER *et al.*, 2007; HENDERSON *et al.*, 2012; HOFFMANN *et al.*, 2012). Angesichts der steigenden Nachfrage nach Agrarprodukten, dem zunehmenden Anbau von Mais als Energiepflanze und der damit verbundenen Flächenkonkurrenz sind dauerhaft tragfähige Instrumente zu entwickeln, um eine artenreiche Agrarlandschaft mit überlebensfähigen Populationen relevanter Tier- und Pflanzenarten zu erhalten. Für das Erreichen der Schutzziele kommt es entscheidend darauf an, welche Maßnahmen, wo und in welchem Umfang umgesetzt werden können. Für den Erfolg ist die Flächenauswahl sehr wichtig und muss nach fachlichen Kriterien erfolgen. Für die dauerhaft wirksame Umsetzung ist auch eine ständige Beratung, Umsetzungs- und Erfolgskontrolle notwendig.

Als Fazit lässt sich auch festhalten, dass die Handlungsfelder „Naturschutz“ und „Landwirtschaft“ in Politik und Verwaltung nur sehr ungenügend aufeinander abgestimmt sind. Das hat zur Folge, dass Naturschutzinstrumente eingesetzt werden müssen, um Fehlentwicklungen in anderen Bereichen der Agrarpolitik, -verwaltung und -wirtschaft zu kompensieren. Dies gefährdet auch das Erreichen europäischer Naturschutzziele, die für die Mitgliedstaaten verpflichtend sind. So werden im Vogelschutzgebiet Hellwegbörde die Erfolge langjähriger aufwendiger Artenschutzmaßnahmen für die Wiesenweihe durch die aktuellen Entwicklungen in Frage gestellt. Die Vertragsnaturschutzangebote reichen vor dem Hintergrund zunehmender Flächenkonkurrenz derzeit nicht aus, den Verlust der Flächenstilllegung zu kompensieren. Dies wird sich in Zukunft absehbar nicht verbessern, da die Ausgleichsvergütungen für Vertragsnaturschutzangebote mit dem Anstieg der Rohstoffpreise und der Flächenkonkurrenz Schritt halten müssen, um von den Landwirten akzeptiert zu werden. Inwiefern das Greening der gemeinsamen Agrarpolitik angesichts der voraussichtlichen Abschwächungen gegenüber den ursprünglichen Plänen der EU zu einem echten Trendwechsel führen kann, ist mehr als fraglich.

Eine neue Perspektive für das Vogelschutzgebiet Hellwegbörde ist die Erarbeitung eines Maßnahmenkonzepts bis Ende 2014. Dieses sollte wirksame Instrumente für die Verlangsamung und Steuerung des Flächenverbrauchs, die Steuerung und den naturverträglichen Anbau von Energiepflanzen und die Schaffung eines Grundgerüsts an Lebensraumelementen als Ersatz für die Flächenstilllegung enthalten. Langfristig ist aber die Entwicklung eines Netzes dauerhafter Lebensraumstrukturen, die von den sich stark verändernden Rahmenbedingungen der Agrarmärkte und den gesellschaftlichen Vorgaben unabhängig sind, erforderlich. Dies sollte auch durch Kauf oder langfristige Pacht besonders geeigneter Flächen erfolgen. Notwendig ist weiterhin die breite Umsetzung von Agrarumwelt- und Vertragsnaturschutzmaßnahmen. Auch die Ausweitung des ökologischen Anbaus kann zum Erreichen der Schutzziele beitragen (BENGTSSON *et al.*, 2005). Darüber hinaus werden aber auch weiterhin spezielle Artenschutzmaßnahmen für Zielarten erforderlich sein.

Danksagung

Hubertus Illner sei für die gute Zusammenarbeit, den langjährigen kollegialen Austausch, zahlreiche Literaturhinweise und fachliche Anregungen herzlich gedankt.

Literatur

- ARLETTAZ, R., M. KRAHENBUHL, B. ALMASI, A. ROULIN und M. SCHAUB, 2010: Wildflower areas within revitalized agricultural matrices boost small mammal populations but not breeding Barn Owls. *Journal für Ornithologie* **151**, 553–564.
- ALVAREZ, J. M. und R. SRINIVASAN, 2005: Evaluation of hairy nightshade as an inoculum source for aphid-mediated transmission of potato leafroll virus. *J. Econ. Entomol.* **98** (4), 1101-1108.
- ASCHWANDEN, J. & L. JENNI, 2007: Importance of ecological compensation areas for small mammals in intensively farmed areas. *Wildlife Biology* **13**, 150-158.
- BENGTSSON, J., J. AHNSTRÖM und A.C. WEIBULL, 2005: The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a metaanalysis. *Journal of Applied Ecology* **42**, 261-269.
- BERGER, G. und H. PFEFFER, 2011: Naturschutzbrachen im Ackerbau. *NATUR & TEXT* in Brandenburg.
- BIRNER, S. L., KOHLI und M. SPIESS, 2007: Haben ökologische Ausgleichsflächen einen Einfluss auf die Bestandsentwicklung von Kulturland-Vogelarten im Mittelland? *Ornith. Beob.* 104: 189-208.
- BRABAND, D., H. ILLNER, P. SALM, A. HEGEMANN und M. SAYER, 2006: Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerstreifen. Abschlussbericht: Bad Sassendorf Lohne.
- DBS und LANUV, 2011: 1000 Fenster für die Lerche – Ergebnisse der NRW Erfolgskontrolle. *Natur in NRW* **1**: 20-23.
- DO-G und DDA, 2011: Positionspapier zur aktuellen Bestandsituation der Vögel der Agrarlandschaft. *Vogelwarte* **49**, 340-347.
- FLADE, M., H. PLACHTER, E. HENNE und K. ANDERS, 2003: Naturschutz in der Agrarlandschaft. Quelle & Meyer, Wiebelsheim.
- FLADE, M., 2012: Von der Energiewende zum Biodiversitäts-De-saster - zur Lage des Vogelschutzes in Deutschland. *Die Weltweit* **133**, 149 – 158.
- FUCHS, S. und K. STEIN-BACHINGER, 2008: Naturschutz im Ökolandbau. *Bioland Verlags GmbH, Mainz*.
- GEORGE, K., 1996: Habitatnutzung und Bestandsituation der Wachtel *Coturnix coturnix* in Sachsen-Anhalt. *Vogelwelt* **117**, 205-211.
- GLIMM, D. M. HÖLKER und W. PRÜNTE, 2001: Brutverbreitung und Bestandsentwicklung der Wiesenweihe in Westfalen. *LÖBF Mitteilungen* **2/01**, 57-67.
- HENDERSON, I.G., HOLLAND, J.M., STORKEY, J., LUTMAN, P., ORSON, J & SIMPER, J. (2012): Effects of the proportion and spatial arrangement of un-cropped land on breeding bird abundance in arable rotations. *Journal of Applied Ecology* **49**: 883–891.
- HITZKE, P., 1997: Bedrohte Schönheiten, Feldblumen am Hellweg. *BUND Soest*.
- HITZKE, P. und K. MARGENBURG, 2001/2002: Ist das Ackerrandstreifenprogramm verblüht? *ABUinfo* **25/26**, 38-46.
- HOFFMANN, J., G. BERGER, I. WIEGAND, U. WITTCHEN, H. PFEFFER, J. KIESEL und F. EHLERT, 2012: Bewertung und Verbesserung der Biodiversität leistungsfähiger Nutzungssysteme in Ackerbaugebieten unter Nutzung von Indikatorvogelarten. *Berichte aus dem Julius Kühn-Institut* **163**, 215 S.
- HÖLKER, M. und T. WAGNER, 2006: Nahrungsökologie der Wiesenweihe *Circus pygargus* in der ackerbaulich intensiv genutzten Feldlandschaft der Hellwegbörde, Nordrhein-Westfalen. *Vogelwelt* **127**, 37-50.
- HÖLKER, M., 2008: Die Vogelgemeinschaft der ackerbaulich intensiv genutzten Feldlandschaft der Hellwegbörde. *Abhandlungen aus dem westfälischen Museum für Naturkunde* **70**, 3-75.
- ILLNER, H., P. SALM und D. BRABAND, 2004: Modellvorhaben „Extensivierte Ackerstreifen im Kreis Soest“. *LÖBF-Mitteilungen* **2/04**, 33-38.
- JOEST, R., 2009: Vertragsnaturschutz für Feldvögel in der Hellwegbörde. *Natur in NRW* **3**, 22-25.
- JOEST, R., 2013: Jahresbericht über die Umsetzung der Vereinbarung zum Schutz der Wiesenweihe und anderer Offenlandarten in der Hellwegbörde“ im Jahr 2012. *Bad Sassendorf Lohne*. 35 S.
- JOEST, R. und H. ILLNER, 2011: Nutzungswandel und Vogelschutz in der Agrarlandschaft: Aktuelle Entwicklungen im Vogelschutzgebiet Hellwegbörde (NRW). *Vogelwarte* **49**, 259-260.
- KOFFUBERG, K. und J. NIENHUIS, 2003: Kwartelkoningen in het Oldambt een onderzoek naar de populatiedynamiek, habitatkeuze en mogelijkheden tot beschermingsmaatregelen in akkers. *SOVON-onderzoeksrapport 2003/04*. *SOVON Vogelonderzoek Nederland/Provincie Groningen, Groningen*.
- KOKS, B. und E.G. VISSER, 2002: Montagu's Harrier *Circus pygargus* in the Netherlands: Does nest protection prevent extinction? *Orn. Anz.* **41**, 159-166.
- KOKS, B.J., C. TRIERWEILER, E.G. VISSER, C. DIJKSTRA und J. KOMDEUR, 2007: Do voles make agricultural habitat attractive to Montagu's Harrier *Circus pygargus*? *Ibis* **149**, 1-12.
- LWL, 2010: Erhaltung Kulturlandschaftsentwicklung Kreis Soest und Hochsauerlandkreis.
- LANUV, 2013: <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/natura2000-melgedok/de/fachinfo/listen/melgedok/DE-4415-401> (Zugriff 31.7.2013).
- PEITZMEIER, J., 1969: Avifauna von Westfalen. *Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen* **31**, 3.
- THIELE, U., 2009: Fördermaßnahmen in der Feldflur. *Natur in NRW* **3**, 14-16.
- VORIŠEK, P., JIGUET, F., VAN STRIEN, A., ŠKORPILOVA, J., KLVANOVA, A. und Gregory, R.D., 2010: Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much have we lost? *BOU Proceedings - Lowland Farmland Birds III*.
- WILSON, J.D., A.E. EVANS und P.V. GRICE, 2009: *Bird Conservation and Agriculture*. Cambridge, University Press.

Sektion IV: Biodiversitätsfreundliche Nutzungssysteme

Das Rebhuhnschutzprojekt im Landkreis Göttingen - Blühstreifenmanagement für das Rebhuhn

The partridge conservation project at the district of Göttingen - management of flower strips

Eckhard Gottschalk^{1*}, Werner Beeke²

¹Johann-Friedrich-Blumenbach-Institut für Zoologie und Anthropologie, Abteilung Naturschutzbiologie, Bürgerstraße 50, 37073 Göttingen

² Biologische Schutzgemeinschaft Göttingen e.V., Geiststraße 2, 37073 Göttingen

Korrespondierender Autor, egottsc1@uni-goettingen.de, +49(0)551395637

DOI 10.5073/Jka.2013.442.009

Zusammenfassung

Auch im Landkreis Göttingen ist das Rebhuhn in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen. Das Rebhuhnschutzprojekt im Landkreis Göttingen hat das Ziel, den Rebhuhnbestand langfristig anzuheben, um damit das Risiko des lokalen Aussterbens zu reduzieren. Ca. 300-400 Rebhuhnpaare leben im Landkreis. Seit 2005 werden rebhuhngerecht bewirtschaftete Blühstreifen angebaut, 2007 waren ca. 1.000 solcher Flächen etabliert, insgesamt 540 Hektar. Alljährliche Zählungen des Rebhuhnbestandes auf 90 km² haben in den Jahren nach 2007 einen deutlichen Anstieg der Rebhuhnzahlen nachweisen können. 2007 war der Großteil der Blühstreifen eingerichtet worden. Auch die Populationseinbrüche nach den schneereichen Wintern 2009/10 und 2010/11 konnten schnell aufgeholt werden. Ab 2012 lief ein Teil der Blühstreifenverträge aus und die Rebhuhnpopulation konnte nicht wieder den vorübergehenden Höchststand von 2009 erreichen. Lokal, bei einem Blühstreifenanteil von ca. 7 % der Ackerfläche, hat sich der Rebhuhnbestand innerhalb von drei Jahren verzehnfacht. In einer Telemetriestudie zur Habitatnutzung, Mortalität und zum Bruterfolg wurden 139 Rebhühner besendert und ihre Lebensläufe verfolgt. Die Blühstreifen werden überproportional genutzt und sind mit einem Viertel aller Brutplätze ein bedeutender Bestandteil des Lebensraumes geworden. Die Überlebensrate von Nestern in den breiten Blühstreifen und -flächen ist doppelt so hoch wie die in Hecken und Feldrainen. Fast alle Verluste von Rebhühnern sind der Prädation zuzuschreiben. Besonders schwer wiegt die Prädation der Hennen auf dem Nest, die gleichzeitig die wichtigste Ursache für Nestverluste ist. Die winterlichen Verluste sind nur bei Schneelage hoch. Wichtigster Prädator ist der Fuchs. Trotz der hohen Prädationsraten wird im Projekt kein Einfluss auf die Bejagung genommen, der Focus liegt ausschließlich auf den Lebensraumaufwertungen. Schwellenwerte des Anteils von Blühstreifen an der landwirtschaftlich genutzten Fläche werden diskutiert. Eine stabile Verdopplung des Rebhuhnbestandes würde ca. die dreifache Menge an Blühstreifen im Landkreis erfordern, sofern diese gezielt platziert werden.

Stichwörter: Rebhuhn, *Perdix perdix*, Agrarumweltmaßnahme, Blühstreifen, Prädation

Abstract

The partridge declined at the district of Göttingen seriously. The partridge conservation project of the Göttingen district tries to minimize the local extinction risk, by raising the population size. 300 – 400 pairs of partridges still exist. Flower strips adapted to the needs of partridges are introduced since 2005; in 2007 about 1.000 flower strips have been established (540 hectare). Our partridge count scheme detects an increase in numbers in the two following years. After two winters with long periods of high snow cover the population decreased, but recovered quickly in 2011. In 2012 many flower strip contracts ended and the population did not reach the level of 2009 again. Locally the flower strips covered about 7 % of the agricultural area. There the partridge numbers increased tenfold within 3 years. We studied habitat use, mortality and breeding success of partridges by radio-tracking 139 partridges during 2009-2013. They used flower strips much more than expected. One quarter of nests was located in flower strips. Survival rate of nests in the broad flower strips and flower fields was 50 %, in hedgerows and other linear structures only 25 % due to a different predation rate of breeding hens. Winter losses were only high during periods of snow cover. Losses are mainly attributed to foxes. We do not take any influence on predation control. We discuss thresholds for the amount of area covered by flower strips which is needed to raise the partridge population. To double population size 1500 hectares are necessary, if placed selectively.

Keywords: Grey partridge, *Perdix perdix*, agri-environment scheme, flower strip, predation

Einleitung

In der Übersicht des European Bird Census Council über die Bestandsentwicklungen von häufigen Vogelarten in Europa seit 1980 (EBCC, 2012) ist das Rebhuhn (Abb 1.) mit einem Rückgang um 94 % der traurige Rekordhalter (zusammen mit der Haubenlerche). Dieser Rückgang geht mit lokalen Aussterbeprozessen einher. Nur noch in 15,8 % der Jagdreviere in Deutschland leben Rebhühner und die Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen, Hessen und Saarland haben geschätzte Rebhuhnbestände von weniger als 1.000 Paaren (WILD, 2011).



Abb. 1 Rebhühner beim Staubbaden

Fig. 1 Partridges dust-bathing

Drei wichtige Ursachen für den drastischen Rückgang der Rebhühner werden angeführt (Rands, 1985; Potts, 1986; Bro *et al.* 2004; Panek, 2005; Potts, 2012):

- a) Verringerung der Kapazität der Lebensräume durch den Verlust an Strukturen, die für die Anlage der Nester geeignet sind, also Feldraine, Hecken, Wegränder, Brachen etc.,
- b) Anstieg der Kükensterblichkeit durch geringe Arthropodendichten in Feldern als Folge der Pestizidanwendung (v.a. Herbizide) und
- c) Anstieg der Prädation durch höhere Dichten an Füchsen und Greifvögeln.

Im Landkreis Göttingen ist der Rebhuhnbestand seit 1990 um 85 % zurückgegangen (unveröffentlichte Zahlen aus der Wildtiererfassung Niedersachsen). In der westlichen Hälfte des Landkreises sind die Rebhühner fast völlig verschwunden. Der Bestand in der östlichen Hälfte des Landkreises beläuft sich noch auf ca. 300 – 400 Paare (bei schwankenden Bestandsgrößen). In einer Modellierung des Aussterberisikos (Gottschalk und Barkow, 2005) wurde bei dem damaligen Stand der Kenntnisse über den Rebhuhnbestand (eine Unterschätzung) ein sehr hohes Aussterberisiko in den nächsten Jahrzehnten prognostiziert.

Mit dieser Ausgangssituation startete 2004 das Rebhuhnschutzprojekt im Landkreis Göttingen. Zwei Punkte charakterisieren das Projekt: Großflächigkeit (gesamter Landkreis und Teile der Stadt Göttingen) und Schutzmaßnahmen ausschließlich durch Lebensraumaufwertungen.

2004 wurde in ganz Niedersachsen im Rahmen des Niedersächsischen Agrar-Umweltprogramms (NAU) erstmals die Agrarumweltmaßnahme „Blühstreifen“ angeboten. Landwirte konnten beantragen, bis zu 24 Meter breite Streifen am Rand der Schläge als einjährige Blühstreifen zu bewirtschaften. Das Projekt begann zunächst mit Informationsveranstaltungen (auch gemeinsam mit der Landwirtschaftskammer) und beratenden Einzelgesprächen mit sehr vielen Landwirten, um unter

den Landwirten Teilnehmer an der Agrarumweltmaßnahme Blühstreifen zu werben. 2007 waren im Landkreis ca. 540 Hektar Blühstreifen eingerichtet worden, verteilt auf über 1.000 Einzelfächen. Fast 100 Landwirte haben sich beteiligt.

Die einjährigen Blühstreifen sind nicht als Maßnahme des Feldvogelschutzes konzipiert worden. Mehrjährige Blühstreifen werden in Niedersachsen auch als Agrarumweltmaßnahme angeboten, aufgrund geringer Prämien beteiligten sich kaum Landwirte an dieser Maßnahme. Die einjährigen Blühstreifen mussten im Rahmen des Rebhuhnschutzprojektes modifiziert werden, um sie den Rebhühnern und zahlreichen anderen Arten zugänglich zu machen. Die Blühstreifen werden geteilt bewirtschaftet: eine Hälfte wird im Jahr nach der Ansaat stehen gelassen, auf der anderen Hälfte wird nach einer Bodenbearbeitung wieder Saatgut ausgebracht (Beeke und Gottschalk, 2007). Das direkte Nebeneinander von einjähriger und vorjähriger Vegetation (Abb. 2) ermöglicht den Rebhühnern die Nestanlage in guter Deckung (vorjährige Vegetation) und bietet einen im Juli nicht verfilzten Vegetationsbestand, um die Küken zu führen (einjährige Vegetation). Diese Modifikation bedurfte der Abstimmung mit der Landwirtschaftskammer. Mittlerweile ist sie als Ausnahmeregelung in der NAU-Richtlinie ermöglicht. Als Anreiz für die Landwirte, um einen kleinen Zusatzvertrag zur rebhuhngerechten Bewirtschaftung abzuschließen, stellen wir alljährlich das Saatgut kostenlos zur Verfügung. Das Saatgut „Göttinger Mischung“ (Homepage: Rebhuhnschutzprojekt 2012) setzt sich so zusammen, dass ein Vegetationsbestand entsteht, der eine gewisse Lückigkeit in Bodennähe behält (daher z.B. keine *Trifolium*-Arten) und in dem nicht einzelne Arten wie z.B. Gelbsenf dominieren. Über die Blühstreifen im Niedersächsischen Agrar-Umweltprogramm hinaus haben wir eigene Verträge abgeschlossen, die aus eingeworbenen Mitteln finanziert werden (zur Zeit Land Niedersachsen und EU). Diese Vertragsflächen werden wie die Blühstreifen bewirtschaftet, umfassen aber meistens ganze Schläge. Während die Landwirte über die Lage der Blühstreifen im NAU-Programm selbst entscheiden, und nicht alle aus Sicht des Rebhuhnschutzes günstig liegen, werden diese zusätzlichen Vertragsflächen gezielt platziert, um lokale Rebhuhnbestände zu stützen oder Verbindungen zwischen Lokalpopulationen zu schaffen. Auf diese Weise wurden zusätzlich bis zu 75 Hektar weitere Lebensraumaufwertungen geschaffen.

Wir verzichten darauf, Rebhühner auszusetzen. Auf die Bejagung von Prädatoren nehmen wir keinen Einfluss.

Das Projekt wird wissenschaftlich begleitet. Alljährlich seit 2006 zählen wir den Rebhuhnbestand auf einer Fläche von 90 km². Zusätzliche Umfragen bei den Jägern im Landkreis vervollständigen das Bild von der Rebhuhnverbreitung und der Größe des Bestandes im ganzen Landkreis. Untersuchungen zu den Rückgangsursachen der Rebhühner (Kartierung der extensiven Strukturen, Umfragen zu Fuchsdichten, Nahrungsverfügbarkeit auf unterschiedlichen Flächen) und eine umfangreiche Telemetriestudie ermöglichen Einblicke in Probleme der Rebhühner und in die Wirksamkeit der Maßnahmen.



Abb. 2 Bei der rebhuhngerechten Bewirtschaftung wird alljährlich nur eine Hälfte des Blühstreifens / der Blühfläche bestellt (links). Die andere Hälfte (rechts) bleibt unbearbeitet. Im Folgejahr wird getauscht und die andere Hälfte bearbeitet. Im Mai legen die Rebhennen in der vorjährigen Vegetation die Eier und bebrüten sie im Juni. Küken der Erstbrut schlüpfen Anfang Juli. Dann ist der neu bestellte Teil des Blühstreifens noch ausreichend lückig, dass die Rebhuhneltern ihre Küken dort auch bei schlechtem Wetter führen können, ohne dass sie völlig durchnässen./

Fig. 2 Flower strips and flower fields adapted to the needs of partridges were annually renewed at about 50% of the area of each strip/field by ploughing and sowing a seed mixture. The other half stays untouched. Next year the other half will be cultivated. In May, the partridge hens lay their clutches in the untouched part of the strip. Chicks of first clutches hatch usually at the beginning of July. At that time the annual vegetation of the recently cultivated part is still open enough, that parents and chicks use them for foraging, also during rainy weather.

Material und Methoden

Der Landkreis Göttingen umfasst 1.113 km², davon sind 52 % landwirtschaftliche Nutzflächen und 33 % Wald, die Höhe über NN liegt bei ca. 200 Metern. Der Anteil von extensiven Strukturen, die für Rebhühner nutzbar sind, liegt bei ca. 8 % (Feldraine, Graswege, Hecken, extensives Grünland, Blühstreifen, Brachen etc.). Die Rebhuhndichten werden landkreisweit mit ca. 0,8 Paaren pro km² berechnet, lokal sind sie wesentlich höher, bis zu ca. 4 Paaren/km². Die Dichten von Prädatoren sind hoch, eine Schätzung der Fuchsdichten durch die Jägerschaft ergab 3,8 Füchse/km², möglicherweise immer noch eine erhebliche Unterschätzung. Als Prädatoren wurden neben dem Fuchs noch Steinmarder, Hauskatze, Habicht, Wanderfalke, Mäusebussard, Uhu zumindest beim Versuch, Rebhühner zu fangen, festgestellt. Weitere Arten potenzieller Prädatoren sind präsent.

Bestandserfassung der Rebhühner:

Auf 90 km² werden alljährlich seit 2006 die Rebhühner kartiert. 104 Transekte werden zur Zeit der größten Rufaktivität der Rebhühner im Februar und März begangen. In der Abenddämmerung (30 Minuten nach Sonnenuntergang bis 60 Minuten nach Sonnenuntergang) werden Rebhuhnrufe abgespielt und antwortende Hähne gezählt. Auf 5 Probetransekten wird die Zählung in einer Saison mehrfach wiederholt, um Daten zu methodisch bedingten Schwankungen im Zählergebnis zu erhalten. An der 3-wöchigen Kartierung sind zahlreiche Helfer beteiligt. Umfragen bei allen Jägern, die Rebhühner im Revier haben, ergänzen den Überblick über den Rebhuhnbestand im Landkreis. Die Überschneidung von eigenem Zählgebiet und den Jägerumfragen ermöglichen, einen Korrekturfaktor für die Befragung zu ermitteln. Im Gebiet der eigenen Kartierung erfassen wir ca. 50 % des landkreisweiten Rebhuhnbestandes.

Telemetrie:

Seit 2009 haben wir 139 Rebhühner besendert und deren Lebensläufe verfolgt. Die Vögel werden im Februar und März mit Fallen gefangen und mit einem ca. 12 g schweren Sender der Firma Holohill (Halsband) versehen. Hähne werden öfter gefangen als Hennen (ca. ¼). Die Batterie reicht für ca. 1,5 Jahre. Die Reichweite der Sender hängt sehr von den räumlichen Gegebenheiten ab, durchschnittlich empfängt man das Signal aus ca. 1 km Entfernung. Bei Bewegungslosigkeit des Senders ändert sich die Pulsrate („mortality sensing“). Jeder Vogel wird 2mal wöchentlich geortet. Bei fehlendem Signal werden ca. 2 Tage ausschließlich für die Suche des verschollenen Vogels verwendet. So lassen sich auch weiter abwandernde Vögel oft wieder auffinden. Nester werden nicht aufgesucht, sondern die brütende Henne mittels Triangulation aus der Distanz geortet. Die Telemetrie wird durch Sichtbeobachtung ergänzt.

Ergebnisse

Die Bestandsentwicklung der Rebhühner im Kartiergebiet wird in Abb. 3 dargestellt. Der rückläufige Bestand konnte immerhin stabilisiert werden. Ein Anstieg des Bestandes konnte nur vorübergehend erzielt werden. Allerdings lohnt es sich, die Entwicklung der Rebhuhnzahlen genauer zu betrachten. Im Frühjahr 2007 wurde der größte Teil der Blühstreifen und -flächen eingerichtet. In den folgenden beiden Jahren war ein deutlicher Bestandsanstieg zu verzeichnen. Es folgten zwei schneereiche Winter mit hohen Verlusten und erheblichen Bestandsrückgängen. Der Bestand erholte sich zum Jahr 2012 wieder. Zum Jahr 2013 blieb der Bestand ungefähr konstant und erreichte aber nicht wieder den Höchststand. 2012 lief ein Teil der Blühstreifenverträge aus und wurden nicht verlängert (fehlende Anpassung der Prämien bei steigenden Preisen für Agrarprodukte, Konkurrenz zu besser dotierten Agrarumweltmaßnahmen). In der Brutzeit 2012 mussten die Rebhühner also mit ca. der Hälfte an Blühstreifen und -flächen auskommen. Natürlich wirken auch noch weitere Faktoren auf die Populationsentwicklung ein.

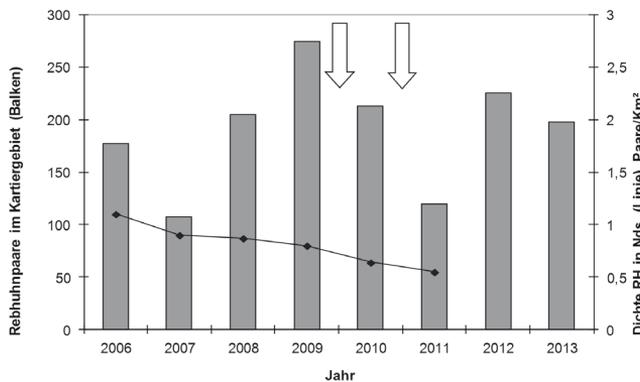


Abb. 3 Bestandszahlen der Rebhühner im Kartiergebiet von 90 km² Größe. Das Kartiergebiet deckt ca. 50 % des Rebhuhnbestandes im Landkreis ab. Eingetragen ist außerdem als Linie die Bestandsentwicklung der Rebhühner in Niedersachsen (als Dichte, Paare/km²), Daten aus der Wildtiererfassung Niedersachsen, Institut für aquatische und Terrestrische Wildtierforschung, Hannover. Die Pfeile stehen für die beiden sehr schneereichen Winter.

Fig. 3 Partridge numbers (pairs) at the monitoring area of 90 km². About 50% of the partridges in the project area live in the monitored part of the district. Also indicated is partridge density in whole Lower Saxony (pairs/km²), Data from Game survey Lower Saxony, Institute for terrestrial and aquatic wildlife research, Hannover. Arrows indicate winters with long and high snow cover.

Lokal ließen sich hohe Dichten an Blühstreifen und –flächen erreichen. In der Gemarkung um das Dorf Nesselröden waren ca. 7 % der Ackerfläche Blühstreifen. Hier hat sich der Rebhuhnbestand innerhalb von 3 Jahren fast verzehnfacht, von 4 auf 39 rufende Hähne.

Mittels Telemetrie lässt sich nachweisen, dass die Blühstreifen intensiv von Rebhühnern genutzt werden. Obwohl die Blühstreifen nur einen sehr kleinen Flächenanteil einnehmen, sind sie ein sehr regelmäßiger Brutplatz. Ein Viertel aller Nester befand sich in Blühstreifen. Blühflächen ab ca. 1 Hektar Größe müssen für die gesamte Zeit des Brütens und der Kükenaufzucht kaum noch verlassen werden. Die kleinsten Aktionsräume zur Brutzeit wurden bei Paaren in Blühflächen festgestellt. Auch zu anderen Jahreszeiten werden die Blühstreifen intensiv genutzt.

Die Telemetrie weist eine hohe Sterblichkeit von Rebhühnern durch Prädation nach. Am höchsten sind die Verluste bei anhaltender, hoher Schneelage und bei den brütenden Hennen. Während die Überlebensrate der Küken in unserer Population deutlich besser ist als in Studien aus England, sind die Verluste vor dem Schlupf immens. Betrachtet man die Verlustursachen im Vergleich, so stehen die Verluste der brütenden Henne mit 50 % der verlorenen Bruten an erster Stelle. Weitere Verluste sind Gelegeverluste ohne Tod der Henne (ein Viertel aller Verluste, dabei zur Hälfte durch Mahd verursacht) und Sterblichkeit der Küken nach dem Schlupf (wiederum ca. ein Viertel der Verluste). Einem Brutplatz mit geringer Verlustrate kommt also eine Schlüsselrolle zu. Abb. 4 stellt dar, wie die Verlustraten von Nestern in den unterschiedlichen Strukturen des Lebensraumes sind: Brachen und Blühstreifen haben die besten Überlebensraten von Nestern (die Blühstreifen waren mit einer Ausnahme breiter als 10 Meter und oftmals flächig als Blühfläche). Auch auf Wiesen ist die Verlustrate gering, hier ist die Mahd für einen Teil der Verluste verantwortlich. $\frac{3}{4}$ der Nester in Feldrainen und Hecken fallen der Prädation zum Opfer. In den Fällen, wo eine Zuordnung des Prädators am Nest möglich war, war fast immer der Fuchs verantwortlich.

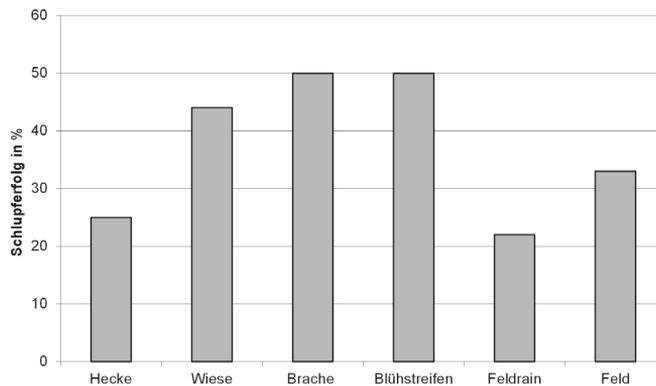


Abb. 4 Schlupferfolg von 47 Rebhuhnnestern in unterschiedlichen Strukturen in den Jahren 2009 – 2012. (Stichprobengröße der Nester in den einzelnen Strukturen: Hecke 8, Wiese 11, Brache 2, Blühstreifen 11, Feldrain 11, Feld 4).

Fig. 4 Hatching success of 47 partridge nests in different structures in 2009-2012 (sample size in the structures: Hedgerow 8, fallow 2, Flower strips 11, Field 4)

Diskussion

Die im Rebhuhnschutzprojekt erprobten Blühstreifen haben sich als Lebensraumaufwertung für Rebhühner und andere Arten bewährt. Sie werden regelmäßig von Rebhühnern aufgesucht, überproportional (gemessen am Flächenanteil) als Brutplatz genutzt und sind auch bei der Kükenaufzucht ein zentraler Lebensraumbestandteil. Die Biomasse an Arthropoden war vierfach höher als in Getreidefeldern (unveröffentlichte Daten). Verluste von brütenden Hennen sind in Blühstreifen deutlich geringer als in den meisten anderen Strukturen. Lineare Landschaftsbestandteile haben erheblich größere Verluste. Auch in einem Wiederansiedlungsprojekt von Rebhühnern in der Schweiz

hatten die Aufwertungsflächen (verschiedene Typen, oftmals mehrjährige Blühstreifen) eine zentrale Bedeutung bei der Wahl der Brutreviere (BUNER und JENNY, 2005). Brachflächen können Rebhühnern in hohen Dichten Lebensraum bieten (bis 33 Paare/km²; SALEK *et al.*, 2004).

Prädation hat einen wesentlichen Einfluss auf die Überlebensrate von Adulten und von Nestern und damit auch auf die Populationsentwicklung. Bis auf wenige Ausnahmen waren alle im Rahmen der Telemetrie festgestellten Todesfälle der Prädation zuzuschreiben. Überlebensraten von Nestern und von brütenden Hennen werden als wichtigste Faktoren eingeschätzt, die die Rebhuhndichte bestimmen (BRO *et al.*, 2004; KUIPER *et al.*, 2009). In Polen geht der Rückgang der Rebhühner einher mit einer höheren Nestverlustrate (PANEK, 2005). Aus diesem Grund wird in den meisten Rebhuhnschutzprojekten der Bejagung von Prädatoren eine zentrale Rolle zugemessen. In einem überzeugenden 6-jährigen Feldversuch konnte TAPPER *et al.* (1996) nachweisen, dass sich allein mit intensiver Prädatorenbejagung der Bruterfolg und der Rebhuhnbestand deutlich anheben lässt. Die Dichten steigerten sich um das 2,6 – 3,5-fache. Auch in anderen Rebhuhnschutzprojekten wird Prädatorenbekämpfung in der Regel als wesentliche Komponente betrachtet (z.B. POTTS, 2012). Bei der Rebhuhnwiederansiedlung im Kanton Genf wurde allerdings wegen des Jagdverbotes auf Prädatorenbejagung verzichtet (LANZ *et al.*, 2012). Im Rebhuhnschutzprojekt nehmen wir trotz des nachgewiesenen Effekts der Prädation keinen Einfluss auf die Bejagung von Prädatoren. Die Telemetrie konnte zeigen, dass auch durch das Bereitstellen geeigneter Brutplätze das Prädationsrisiko gesenkt werden kann. Diese dürfen nicht schmal und linienförmig sein. SOTHERTON (1998) erwähnt als Schutzmaßnahme blockförmige Landschaftselemente von 20 Metern Breite bei einer Mindestgröße von 0,3 Hektar und BRO (2004) musste feststellen, dass sich mit linearen Landschaftselementen (Streifen als Winterdeckung) die Sterblichkeit nicht reduzieren ließ. In der Göttinger Population sind die Verlustraten durch Prädation deutlich höher als in englischen Populationen, dafür ist die Mortalität der Küken geringer.

Die Blühstreifen mit ihrer zweigeteilten Vegetation sollen gleichzeitig sichere Brutplätze und Kükenaufzuchtthabitat bieten. Da Rebhühner kaum in einjähriger Vegetation brüten, aber dort bevorzugt ihre Küken führen, werden die beiden Lebensraumbestandteile oft getrennt angeboten: Als Brutplatz schafft man zusätzliche permanente Vegetation: Hecken, „beetle banks“, Grasstreifen etc. und als Aufzuchtthabitat ungespritzte Randstreifen in Getreidefeldern (AEBISCHER und EWALD, 2004; Potts, 2012). Bei ausreichender Dichte dieser Maßnahmen ist die Distanz zwischen Brutort und Kükenaufzuchtthabitat für ein Rebhuhnpaar mit kleinen Küken leicht zu überwinden. In unserer Landschaft, wo die Agrarumweltmaßnahmen weit verstreut liegen, ist ein räumlicher Zusammenhang beider Teilhabiträume ein erheblicher Vorteil.

Die Populationsgröße der Rebhühner im Landkreis war im Jahr 2013 nicht größer als zu Beginn der Zählungen im Jahr 2006. Der Einfluss von Lebensraumaufwertungen hängt von ihrer Dichte ab. Bei lokal hoher Dichte von Blühstreifen gab es erhebliche Zuwächse der Rebhuhnzahlen. Landkreisweit haben die Blühstreifen im Jahr 2007 ca. 0,8 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche eingenommen. Offensichtlich reicht dieser Flächenanteil (plus die bereits vorhandenen Extensivstrukturen) lediglich für eine Stabilisierung des Bestandes. Da eine Umwandlung von 7 % der Ackerfläche in Blühstreifen (zusätzlich zu den vorhandenen Extensivstrukturen) einen erheblichen Effekt auf die Rebhuhndichten zeigte und die landkreisweiten 0,8 % nicht, liegt der Schwellenwert, der einen sichtbaren Anstieg der Populationsgröße in der Landschaft um Göttingen erzielen kann, dazwischen. 3 - 5 % Blühstreifen an der Ackerfläche würden zu einem stabilen Rebhuhnbestand bei deutlich höherer Dichte sorgen. Bei sehr gezielter Platzierung der Blühstreifen wären ca. 1500 Hektar Blühstreifen im Landkreis notwendig, um den Rebhuhnbestand zu verdoppeln (berechnet nach dem Anstieg der lokalen Teilpopulation in der Gemarkung Nesselröden bei großer Blühstreifendichte). Das wäre die dreifache Menge der bisher erzielten Blühstreifen. Bei einer Verdoppelung des Bestandes (auf ca. 700 Paare) liegt die Rebhuhndichte aber immer noch weit unter dem Bestand, der noch vor 20 Jahren hier lebte (ca. 2.000 Paare). Für die Rebhühner in Großbritannien wurde berechnet, dass (lineare) 6,9 km Nisthabitat pro km² und 5 % der Getreidefelder mit stark reduziertem Herbizideinsatz benötigt würden um die Population zu stabilisieren (AEBISCHER und EWALD, 2004).

Als Artenschutzmaßnahme erscheint dieser Aufwand erheblich, doch belegen andere eigene Untersuchungen, dass die Blühstreifen für eine Vielzahl weiterer Arten einen wertvollen Lebensraumbestandteil bieten und ein geeignetes Instrument sind, um die Biodiversität in der Agrarlandschaft zu fördern. Die Schwebfliegendichten waren beispielsweise 15-fach höher als an Feldrainen und die Vogeldichten im Herbst 138-fach höher als auf Vergleichsflächen im Wintergetreide.

Danksagung

Wir bedanken uns bei allen am Projekt teilnehmenden Landwirten für die Bewirtschaftung und Betreuung der Blühstreifen und –flächen. Herzlich sei den Geldgebern gedankt, die das Projekt jahrelang unterstützt haben: Land Niedersachsen und Europäische Union, Hanns R. Neumann Stiftung, Manfred Hermsen-Stiftung, Niedersächsische Bingo-Umweltstiftung und Papilio-Stiftung. Für die ausgezeichnete Kooperation bedanken wir uns bei: Niedersächsisches Umweltministerium, Niedersächsisches Landwirtschaftsministerium, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft Küsten- und Naturschutz, Landwirtschaftskammer Hannover, Landkreis Göttingen. Wir bedanken uns bei den Jägern im Landkreis für die sehr interessierte Beteiligung am Projekt. Wesentliche methodische und wissenschaftliche Anregungen haben wir von der Schweizerischen Vogelwarte Sempach (Markus Jenny) und vom Game & Wildlife Conservation Trust (Francis Buner) erhalten. Besonders möchten wir uns bei allen Studentinnen und Studenten bedanken, die im Rahmen ihrer Abschlussarbeiten oder aus freiwilligem Engagement zur wissenschaftlichen Begleitung des Projekts beigetragen haben. Viele weitere Personen haben das Projekt ideell und finanziell unterstützt, auch ihnen sei herzlich gedankt.

Literatur

- AEBISCHER N.J., EWALD, J.A., 2004: Managing the UK Grey Partridge *Perdix perdix* recovery: population change, reproduction, habitat and shooting. *Ibis*, **146**, 181-191.
- BEEKE, W. und GOTTSCHALK, E., 2007: Das Rebhuhnschutzprojekt im Landkreis Göttingen. *Inform.d.Naturschutz Nieders.* **27(2)**, 79-85.
- BRO, E., MAYOT, P., CORDA, E., REITZ, F., 2004: Impact of habitat management on grey partridge populations: assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment. *Journal of Applied Ecology*, **41**, 846-857.
- BUNER, F. und JENNY, M., 2005: Ecologically enhanced areas – a key habitat structure for re-introduced grey partridges *Perdix perdix*. *Biol. Conserv.* **24**, 373 – 383.
- EBCC, 2012: Trends of common birds in Europe, 2012 update. <http://www.ebcc.info/index.php?ID=485> (abgerufen am 5.7.2013).
- GOTTSCHALK, E., BARKOW, A., 2005: Ist das Rebhuhn noch zu retten? Eine populationsbiologische Gefährdungsanalyse des Rebhuhnbestandes im Raum Göttingen. *Göttinger naturk. Schr.* **(6)**, 117-140.
- KUIJPER, D.P.D., OOSTERVELD, E. and WYMENGA, E., 2009: Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population – a review. *Eur J Wildl Res* **55**, 455-463.
- LANZ, M., MICHLER, S. und DUPLAIN, J., 2012: Projet de conservation de la Perdrix grise *Perdix perdix* dans le canton de Genève. Rapport final de la phase de projet 2007-2012. Sempach, Station ornithologique Suisse, 43 S.
- PANEK, M., 2005: Demography of grey partridges *Perdix perdix* in Poland in the years 1991-2004: reasons of population decline. *European Journal of Wildlife Research*, **51**, 14-18.
- POTTS, G.R., 1986: *The partridge. Pesticides, predation and conservation.* London, Collins. 274 S.
- POTTS, G.R., 2012: *Partridges*, London, HarperCollins Publishers, 465 S.
- RANDS, M.R.W., 1985: Pesticide use on cereals and the survival of grey partridge chicks: A field experiment. *Journal of applied Ecology*, **22**, 49-54.
- REBHUHNSCHUTZPROJEKT, 2012: Das Rebhuhnschutzprojekt im Landkreis Göttingen. www.rebhuhnschutzprojekt.de (abgerufen am 5.7.2013).
- SALEK, M., P. MARHOUL, J. PINTIR, T. KOPECKY und L. SLABY, 2004: Importance of wasteland patches for the grey partridge *Perdix perdix* in suburban areas. *Acta Oecologica*, **25**, 23-33.
- WILD, 2011: *Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands, Ergebnisse 2011.* Berlin, Deutscher Jagdschutzverband. 31 S.

Sektion IV: Biodiversitätsfreundliche Nutzungssysteme

Naturschutz in der Agrarlandschaft am Beispiel des Schutzprogramms Großtrappe (*Otis tarda*)

Nature Conservation in Agricultural Landscapes – the Example of the Great Bustard Conservation Program

Torsten Langgemach^{1*}, Henrik Watzke²

¹Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg, Staatliche Vogelschutzwarte
Buckower Dorfstraße 34, 14715 Nennhausen / OT Buckow

²Förderverein Großtrappenschutz e. V., Buckower Dorfstraße 34, 14715 Nennhausen / OT Buckow
Korrespondierender Autor, Torsten.Langgemach@LUGV.Brandenburg.de, +49(0)33878909912

DOI 10.5073/Jka.2013.442.010

Zusammenfassung

Wir geben einen Überblick über den Stand des Schutzprojektes Großtrappe in Deutschland. Dabei werden die bisherigen Erfolge den Problemen und bislang nicht erreichten Zielen gegenübergestellt. Zur Erfolgsbilanz zählen die Verhinderung des in den 1990er Jahren befürchteten Aussterbens der Großtrappe in Deutschland, der Bestandsanstieg auf mehr als das Doppelte, Sicherung und Management der verbliebenen drei Schutzgebiete und deutliche Verbesserungen der faunistischen und floristischen Diversität in den gemanagten Bereichen. In den letzten zehn Jahren wurden 14 Küken pro Jahr flügge, der Großteil allerdings in fuchssicher gezäunten Flächen. Der hohe Prädationsdruck auf Gelege und Jungvögel ist eins der größten Probleme für die Population. Eine selbsttragende Population gibt es im Havelländischen Luch, während in den Belziger Landschaftswiesen und im Fiener Bruch nach wie vor Bestandsstützung erforderlich ist. Deren zunehmende Erfolgsbilanz zählt zu den Erfolgen des Projektes. Die Landschaft außerhalb der Schutzgebiete hat weiterhin an Eignung verloren. Angesichts von Lebensraumzerschneidung und –verbauung ist zu befürchten, dass es nicht gelingt, die Konnektivität des verbliebenen Restes eines Schutzgebietsnetzes zu erhalten. In allen drei Großtrappenschutzgebieten nimmt der Anteil der artenarmen Maisflächen zu und liegt sogar über dem Landesdurchschnitt.

Stichwörter: Großtrappe *Otis tarda*, Deutschland, Agrarlandschaft, Naturschutz, Biodiversität

Abstract

A survey of the current state of the German Great Bustard conservation program is given. We present positive results and failures. The most relevant success is that Great Bustards did not become extinct in Germany as it was to be feared in the mid 1990ies. The population even increased since then by more than twofold. This happened in three remaining Great Bustard conservation areas most of which are quite well managed with a marked increase of the faunistic and botanic diversity. During the last decade 14 Great Bustard chicks per year fledged, most of these however in areas fenced-off against foxes and other mammalian predators. Predation on clutches and chicks is one of the most relevant risk factors for the project. At least the population in the SPA "Havellaendisches Luch" is self-sustaining whereas the populations in the other SPAs – "Belziger Landschaftswiesen" and "Fiener Bruch" still depend on reinforcement because of insufficient reproduction. Methods and results of the reinforcement have improved over the last decades. The landscape outside of the conservation areas has become more and more unsuitable for Great Bustards. After losing breeding areas decades ago, today stepping-stones of habitat and feeding areas are continuing to decline as fragmentation continues. The maintenance of the connective net of conservation areas as a requirement of the EU Birds Directive is not guaranteed. Within the Great Bustard SPAs the area of maize fields is increasing and even above the Brandenburg average.

Keywords: Great Bustard *Otis tarda*, Germany, agriculture, nature conservation, biodiversity

Einleitung

Nach einem Bestandsrückgang über viele Jahrzehnte, wahrscheinlich sogar weit mehr als ein Jahrhundert, startete 1971 der Großtrappenschutz in der DDR mit der Einrichtung von Großtrappenschongebieten auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. An der Biologischen Station Steckby (heute Sachsen-Anhalt) wurden von 1973 bis 1978 188 Großtrappen ausgewildert, die künstlich erbrütet und aufgezogen wurden (DORNBUSCH, 1981). Der Schwerpunkt des Schutzprogramms verlagerte sich 1979 mit der Gründung der Naturschutzstation Buckow in das heutige Brandenburg (LITZBARSKI und LANGGEMACH, 2009). Von Anfang an war es nicht als reines Artenschutzprojekt sondern als Programm für den Naturschutz in der Agrarlandschaft insgesamt konzipiert. Über die bisher erzielten Ergebnisse sowie Ziele, die bislang nicht erreicht wurden, wird im Folgenden berichtet.

Material und Methoden

Bezüglich der im Schutzprogramm zur Anwendung gekommenen Methoden existiert eine Reihe von Veröffentlichungen, deren Inhalt hier nicht wiederholt werden soll. Sofern es dem Verständnis der Ergebnisse dient, werden die Methoden dort unter Verweis auf die entsprechenden Literaturstellen genannt.

Ergebnisse

1. Erfolge

Das wichtigste Ergebnis und der größte Erfolg des Schutzprogramms Großtrappe ist, dass es gelungen ist, die Großtrappe in Deutschland vor dem Aussterben zu bewahren. Die letzten drei Reproduktionsgebiete befinden sich im Havelländischen Luch und den Belziger Landschaftswiesen in Brandenburg sowie im Fiener Bruch im Grenzbereich von Brandenburg und Sachsen-Anhalt. Seit seinem Tiefpunkt bei 57 Tieren (1997) hat sich der Bestand wieder mehr als verdoppelt und lag am Ende des Winters 2013 bei 138 Individuen (Abb. 1). Trotz einer Bestandsreduktion auf minimal weniger als 2 % gegenüber der ersten Zählung in Brandenburg (LUTZ, 1939) lag in einer Untersuchung von PITRA *et al.* (1996) die genetische Variabilität (Heterozygotie) nicht niedriger als in einer individuenstarken spanischen Population, so dass hier keine zusätzlichen Risiken für den kleinen Restbestand erkennbar sind.

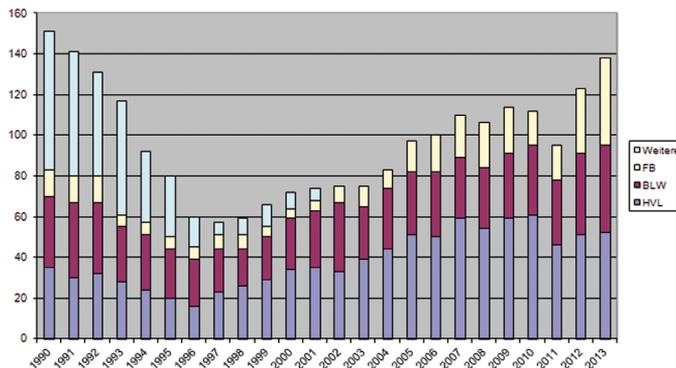


Abb. 1 Bestandstrend der Großtrappe in Deutschland 1990-2013. Der Einbruch 2010 und 2011 geht auf Winterfluchten eines Teils der Population zurück, die zuvor seit dem Winter 1986/87 (HUMMEL, 1990) nicht mehr aufgetreten waren.

Fig. 1 Population trend of the German Great Bustard population 1990-2013. The decrease in 2010 and 2011 is due to winter flights which were the first ones after the winter 1986/87 (HUMMEL, 1990).

Die Schutzmaßnahmen beim Ausbau der Bahnstrecke Berlin–Hannover für eine anscheinend so wieso aussterbende Art haben in der Mitte der 1990er Jahre die Öffentlichkeit bewegt. Dank der engen Kooperation zwischen Naturschutz und der Deutschen Bahn AG sowie naturschutzfachlicher Baubegleitung (vgl. SCHÖPS, 2000) gelang es, die das Großtrappengebiet im Havelländischen Luch halbierende Bahnstrecke störungsarm auszubauen und betriebsbedingte Beeinträchtigungen für die Zielarten des Gebietes nachhaltig auszuschließen. Insofern haben die Maßnahmen die Bestandszunahme der regionalen Population von 16 Individuen (1996) auf bis zu 62 Vögel zwar nicht verursacht, aber unterstützt. Auch seitens der DB AG wird das Projekt als erfolgreich angesehen, zumal die Kosten hinter den Kalkulationen zurückgeblieben sind.

Ein großer Erfolg und geradezu Durchbruch in den Schutzbemühungen ist, dass es seit Ende der 1980er Jahre überhaupt wieder regelmäßig Nachwuchs in der Großtrappenpopulation gibt. Zuvor lag die Nachwuchsrate mindestens 25 Jahre lang deutlich unter 0,1 Küken pro Henne und Jahr (LITZBARSKI und LITZBARSKI, 1996), und nur die hohe Lebenserwartung sowie die Auswanderung von Hand aufgezogener Jungvögel hatte das Aussterben der Art verhindert. Im zurückliegenden Jahrzehnt wurden im Mittel 14 Jungvögel pro Jahr flügge (Abb. 2, 3).

Als Indikator einer sich verbessernden Populationsstruktur sowie störungsarmer Verhältnisse steigt in den drei Jahrzehnten seit dem Beginn des Schutzprogramms die Befruchtungsrate der Eier immer weiter an (Abb. 4).

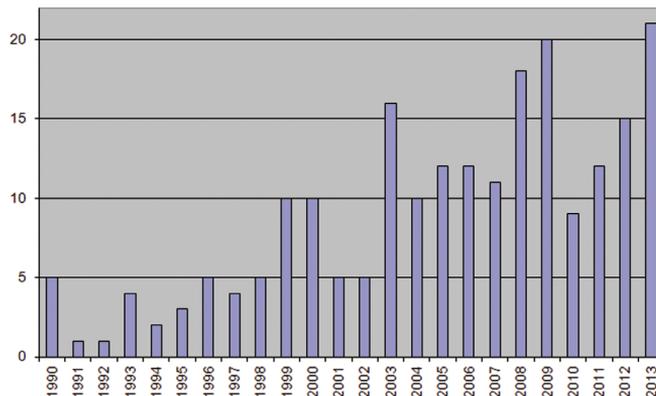


Abb. 2 Reproduktionserfolg der Großtrappenpopulation in Deutschland. Dargestellt ist die jährliche Anzahl flügge gewordener Jungvögel.

Fig. 2 Breeding performance of the German Great Bustard population: fledged juveniles per year.



Abb. 3 Großtrappenhenne mit halbwüchsigem Jungvogel (Foto: B. Block).

Fig. 3 Female Great Bustard with half-grown chick (Photo: B. Block).

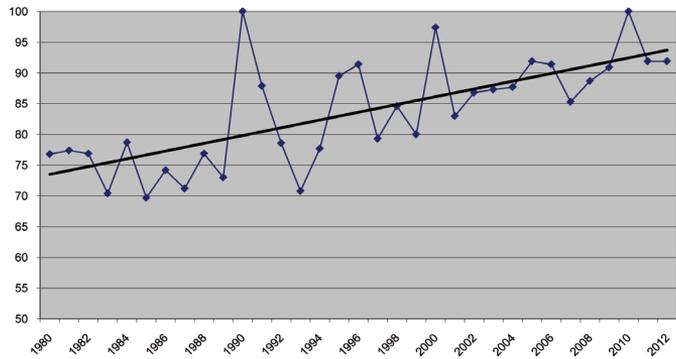


Abb. 4 Die Befruchtungsrate der Großtrappeneier ist auch im dritten Jahrzehnt des Schutzprogramms immer noch ansteigend.

Fig. 4 The insemination rate of Great Bustard eggs is in the third decade of the conservation program still increasing.

Während in der Teilpopulation im Havelländischen Luch der o. g. Bestandszuwachs seit 1998 weitgehend ohne Bestandsstützung erfolgte, werden in den beiden anderen Gebieten immer noch von Hand aufgezogene Jungvögel ausgewildert, da die Reproduktion noch nicht für den Populationserhalt ausreicht (RANNOV *et al.*, 2004). Die Eier stammen aus Gelegen, die bei landwirtschaftlichen Arbeiten gefunden werden, zum großen Teil werden sie aber auch systematisch eingesammelt, da der hohe Prädationsdruck zu hohen Brutverlusten führt und vor allem Erstgelegen so gut wie keine Chance gibt (siehe unten Pkt. 2). Da Großtrappen auch wiederholte Gelegeverluste durch Nachgelege kompensieren, ist die Bergung eines Teils der Erstgelege bis in die erste Maidekade kein zusätzliches Risiko für die Population (Abb. 5). Der Reproduktionserfolg im Havelländischen Luch, wo die meisten Eier geborgen werden, ist sogar deutlich höher als in den anderen Gebieten. Die von LITZBARSKI und LITZBARSKI (1993) entwickelten Methoden der künstlichen Brut und Aufzucht sowie die materielle Ausstattung wurden über die Jahre optimiert (vgl. EISENBERG, 2008; LANGGEMACH, 2008), so dass sich wesentliche Parameter der künstlichen Brut und Aufzucht wie die Schlupfrate der befruchteten Eier, die Aufzucht- und auch der Erfolg der Auswilderung im Laufe der Jahre immer weiter verbessern ließen. Die gegenwärtig verwendeten Methoden gingen in Richtlinien für Bestandsstützungen und Wiederansiedlungsprojekte bei der Großtrappe ein, die im Rahmen des Memorandum of Understanding für die Art (siehe unten) erarbeitet wurden (http://www.cms.int/species/otis_tarda/meetings/MoS3/documents/GB_MoS3_Doc_07_4_1_Rev1_Guidelines_Reinforcement_&_Reintroduction_postsession.pdf).

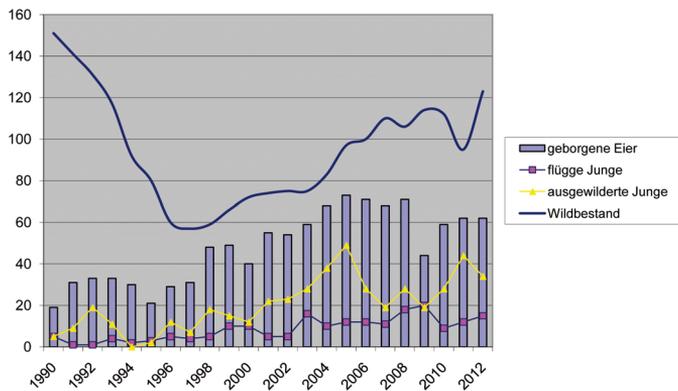


Abb. 5 Eine stabile Zahl flügger Jungvögel und die Bestandsstützung sind die Stützen des positiven Populationstrends.

Fig. 5 A stable number of fledged juveniles and successful reinforcement are the pillars of the positive population trend.

Kern des Schutzprojektes ist die Gestaltung „großtrappenfreundlicher“ Lebensräume, vor allem durch eine angepasste landwirtschaftliche Nutzung in den Schutzgebieten (Details u. a. bei LITZBARSKI und LITZBARSKI, 1996). Begleitende Maßnahmen waren und sind die Markierung / Verkabelung von Energiefreileitungen, die Entnahme von Hybridpappelstreifen zur Wiederherstellung des offenen Landschaftscharakters (Abb. 6), das Management von Störungen usw. Angesichts ihrer hohen Habitatansprüche kann die Großtrappe dabei als Schirmart gelten, von deren Schutz zahlreiche andere Arten profitieren. Die Bemühungen sind im Havelländischen Luch und den Belziger Landschaftswiesen weit vorangeschritten mit Flächen, die bereits bis zu 25 Jahre extensiv genutzt werden und sich entsprechend entwickelt haben, weniger weit im Fiener Bruch, wo es zwar im sachsen-anhaltinischen Teil zu Beginn der 1990er Jahre ein LIFE-Projekt gab, danach aber erst wieder 2004 verstärkte Bemühungen begannen, deren Träger der Förderverein Großtrappenschutz ist.



Abb. 6 Weitgehend offene und unzerschnittene Landschaften benötigt die Großtrappe (Foto: B. Block).

Fig. 6 Great Bustards need open and unfragmented landscapes (Photo: B. Block).

Im Grünland reicht das Spektrum der Maßnahmen von grundsätzlichen Regelungen wie Umbruch- und Nachtarbeitsverbot über Einschränkungen im Dünger- und Pestizideinsatz bis zu vorgeschriebenen Bewirtschaftungsterminen zur Sicherung langer nutzungs- und bearbeitungsfreier Intervalle. Details sind den Schutzgebietsverordnungen zu entnehmen:

(http://www.bravors.brandenburg.de/sixcms/detail.php?gsid=land_bb_bravors_01.c.15748.de, http://www.bravors.brandenburg.de/sixcms/detail.php?gsid=land_bb_bravors_01.c.15766.de).

Über diese nach Artikel 38 der Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 finanzierten Regelungen hinaus erfolgen freiwillige Maßnahmen durch nahezu alle Landwirtschaftsbetriebe im Rahmen des Kulturlandschaftsprogrammes (Verordnung (EG) Nr. 1698/2005, Artikel 39) und des Vertragsnaturschutzes.

Im Ackerland steht ein vergleichsweise eingeschränktes Spektrum an Maßnahmen zur Verfügung. Wesentlich ist die Anlage sogenannter Trappenstreifen – aus der Ackernutzung genommener Flächen, die sich über Brachestadien zu extensiv genutztem Grünland entwickeln. Dies verringert die Größe der Ackerschläge, schafft attraktive Brut- und Nahrungsflächen innerhalb großer Ackerflächen und zusätzliche Saumstrukturen. Trappenhennen, die erfolgreich in Ackerflächen brüten, haben dadurch nur kurze Wege mit den Küken zur nächsten ergiebigen Nahrungsfläche. Über den Vertragsnaturschutz wurden / werden Ackerbrachen (Abb. 7) und die Umwandlung von Acker in Extensivgrünland finanziert, ebenso Nutzungen im Sinne einer Dreifelderwirtschaft. Darüber hinaus steht im Ackerland als Förderprogramm derzeit lediglich der ökologische Landbau zur Verfügung. Im Havelländischen Luch stellten nach dem Abschluss des Schutzgebietsverfahrens mehrere Betriebe ihre Bewirtschaftungskonzepte auf ökologische Bewirtschaftung um, was den Schutzziele entgegenkommt.



Abb. 7 Bei Ackerbrachen ist die Mannigfaltigkeit besonders auffallend (Foto: B. Block).

Fig. 7 Colourful set-asides show their diversity at first glance (Photo: B. Block).

Die Gesamtheit der Extensivierungsmaßnahmen hat den Strukturreichtum auf den Flächen enorm erhöht. So wurden aus eutrophem, homogenem Grünland mit zeitigem, hohem und dichtem Grasaufwuchs nährstoffärmere, artenreiche Flächen mit großer innerer Struktur. Diese ist bedingt durch die nun nicht mehr nährstoffnivellierten Standortverhältnisse, unterschiedlich hohe und dichte Vegetation mit lichten und sonnigen Bereichen sowie zunehmenden Artenreichtum bei den Pflanzen. Ungünstige Vegetationsstrukturen und sehr geringe Arthropodenbestände, die einst eine verbreitete Ursache für die extrem hohe Kükensterblichkeit waren (LITZBARSKI und LITZBARSKI, 1996), spielen auf diesen Flächen heute kaum noch eine Rolle.

Das projektbegleitende Monitoring zeigt über die letzten 25 Jahre deutlich zunehmende faunistische und floristische Diversität. Auf Ackerbrachen und extensiv genutzten Ackerflächen gedeiht eine Vielfalt an Ackerwildkräutern (LITZBARSKI *et al.*, 1993). Mit dem Deutschen Filzkraut (*Filago vulgaris*) gelang der Nachweis einer Art, die in Brandenburg bereits ausgestorben war (JASCHKE, 1996). Zahlreiche Pflanzenarten, die früher zu den Charakterarten der brandenburgischen Luchgebiete zählten, sind zurückgekehrt. So wurden bereits sechs Jahre nach Beginn der extensiven Nutzung auf vorherigen Saatgrasflächen 48 bestandsgefährdete Pflanzenarten der brandenburgischen Roten Liste nachgewiesen (BLOCK *et al.*, 1993), und ihre Zahl steigt weiter (JASCHKE, 2001). Eine wesentliche Rolle spielt dabei die Reduzierung der Düngung. So sinken die Stickstoffzahlen der Vegetation mehr und mehr, wenngleich sie bisher nicht die Werte erreichen, die die Pflanzenwelt der 1950er Jahre in den westbrandenburgischen Luchlandschaften kennzeichneten (Berechnung W. Jaschke nach eigenen Vegetationsaufnahmen und Passarge 1957). Allerdings haben Grünlandumbruch und intensive Bodennutzung über Jahre den Boden nachhaltig verändert; so ließ sich bei zwei Untersuchungsreihen im Abstand von dreißig Jahren eine mittlere Abnahme der Moormächtigkeit zwischen 23 und 27 cm nachweisen, und 23 % der einstigen Moorfläche konnten inzwischen gar nicht mehr als Moorboden angesprochen werden (WANNAGAT und MEYER, 2000). Mit einer Wiederentstehung der ursprünglichen Pflanzengesellschaften des Niedermoorgrünlandes ist aus diesen Gründen in absehbarer Zeit nicht zu rechnen. Dafür fehlen ein geeignetes Wassermanagement und darauf angepasste Nutzung.

Mit der Zunahme der pflanzlichen Vielfalt nahm auch die Menge und Diversität der Insekten zu. Untersuchungen in den 1980er Jahren zeigten, dass ein Großtrappenküken in den ersten beiden Lebenswochen mehr als zehntausend Insekten benötigt (Abb 8). Die entsprechende Biomasse - fast ein Kilogramm - ist nicht über einige zarte Hautflügler oder Spinnen zu erzielen, sondern sie erfordert auch größere Arten in hinreichender Zahl - Großinsekten, die bei intensiver Nutzung be-

sonders rar sind. Bei Arthropodenuntersuchungen in den 1990er Jahren hatten die ostdeutschen Gebiete zwar gegenüber allen anderen untersuchten Großtrappengebieten in Spanien und Ungarn die ungünstigsten Bedingungen für die Fortpflanzung der Großtrappen, doch zeigte sich bereits, dass die eingeleiteten Extensivierungsmaßnahmen eine deutliche Verbesserung der Situation bewirkten (LITZBARSKI *et al.*, 1996). So stieg mit der Zunahme der Pflanzenarten und des Blühereichtums die Zahl der Tagfalterarten, wobei sich die Zahl der jährlich nachgewiesenen Arten mehr als verdoppelte. Heuschrecken, die im Saatgrasland fast völlig fehlten, kehrten mit 13 Arten zurück (JASCHKE, 1998, danach weitere Zunahme, aber keine systematische Erfassung mehr). Auch bei unauffälligen Arten wie Wanzen und Rüsselkäfern lassen sich immer wieder neue Arten nachweisen, darunter Arten der Roten Liste inkl. Arten der Kategorie Null, die also in Brandenburg bereits als ausgestorben oder verschollen galten. Artenvielfalt und Abundanz an Arthropoden haben im zurückliegenden Jahrzehnt auf den kontinuierlich extensiv genutzten Flächen weiter zugenommen oder sind auf hohem Stand stabil (W. JASCHKE, unveröff.).



Abb. 8 In den ersten zwei Lebenswochen benötigen Großtrappenküken fast ausschließlich Insekten und dies in großer Menge (Foto: H. Litzbarski).

Fig. 8 During their first two weeks of life Great Bustard chicks depend nearly exclusively on large insects in high abundance (Photo: H. Litzbarski).

Lurch- und Kriechtierarten ließen sich im Saatgrasland des Havelländischen Luch zwischen 1980 und 1989 gar nicht nachweisen. Seit dem Beginn der Extensivierung stieg ihre Zahl auf mittlerweile neun Arten, die teils hohe Bestände erreichen (JASCHKE, 1998 und unveröff.). Ebenso nahm die Vielfalt bei den Kleinsäugetieren zu. Untersuchungen an einer dreißigjährigen Serie von Schleiereulengewöllen im Havelländischen Luch zeigten ein Dominieren von Feldmaus und Waldspitzmaus in den Jahren vor der Extensivierung und eine zunehmende Diversität mit mehreren neuen Arten in den folgenden zwei Jahrzehnten extensiver Nutzung (JASCHKE, 1998; KATH, 2012). Auch wenn sich der Trend bei der Biomasse daraus nicht ablesen lässt, ist zumindest erkennbar, dass es in den mehr oder weniger zyklisch auftretenden Feldmausmangeljahren alternative Nahrung für Greifvögel und Eulen gibt. Als im extrem schlechten Feldmausjahr 2009 großräumig bei mäusefressenden Greifvogelarten die Reproduktion einbrach (z. B. LANGGEMACH *et al.*, 2010 für den Schreiadler) war der Bruterfolg von Greifvogel- und Eulenarten im NSG Havelländisches Luch hoch.

18 Brutvogelarten, die früher zu den Charakterarten der brandenburgischen Luche zählten und im Havelländischen Luch verschwunden waren, siedelten sich seit dem Beginn der Extensivierung wieder an (Tab. 1). Die Siedlungsdichte von Feldlerchen, Braunkehlchen, Schafstelzen und Wiesenpiepern im Grünland erhöhte sich auf das Zwei- bis Zehnfache. Vergleichbar ist die Situation auf den

Ackerbrachen (LITZBARSKI *et al.*, 1993; LITZBARSKI und LITZBARSKI, 1996). Hohe Siedlungsdichten typischer Agrarvögel wurden auch in den Belziger Landschaftswiesen ermittelt (J. BÖHNER, unveröff.). Damit ist die Situation in diesen beiden Gebieten besser als die allgemeine Entwicklung der Agrarvogelarten in Brandenburg (vgl. LANGGEMACH und RYSLAVY, 2010). Vielen Besuchern der Großtrappengebiete fallen die hohen Greifvogelzahlen auf. So gibt es im SPA „Havelländisches Luch“ einschließlich der Randbereiche (zusammen ca. 7.000 ha) etwa neun Paare Schwarzmilane und 17 Paare Rotmilane. Bis zu fünf Paare der Wiesenweihe zuzüglich weiterer nicht entdeckter Nester brüten hier nach ihrer Wiederansiedlung im Jahr 1998 (BLOCK, 1998). Auch während der Zugzeiten und im Winter wurden hohe Greifvogelzahlen festgestellt (RYSLAVY, 2000; LANGGEMACH und BELLEBAUM, 2005). Besonders gut untersucht ist der Brutbestand der Waldohreule, die im Bereich des o. g. SPA außerordentlich hohe Siedlungsdichten erreicht (BLOCK, 2000, 2009).

Tab. 1 Vogelarten, die sich nach Beginn der Extensivierungsmaßnahmen im Havelländischen Luch wieder als Brutvögel ansiedelten.

Tab. 1 Bird species which re-occurred as breeding birds in the SPA "Havellaendisches Luch"

Rohrdommel	Kranich
Schnatterente	Knäkente
Löffelente	Tafelente
Wiesenweihe	Wachtelkönig
Sumpfohreule	Uferschnepfe
Tüpfelralle	Kampfläufer (Brutverdacht)
Bekassine	Drosselrohrsänger
Rotschenkel	Schilfrohsänger
Weißflügelseeschwalbe	Graumammer

Einen wichtigen Rahmen für die Erfolge im Schutzprogramm Großtrappe bilden die drei Schutzgebiete Havelländisches Luch, Belziger Landschaftswiesen und Fiener Bruch. Die ersten beiden sind seit 1997 als Europäisches Vogelschutzgebiet (Special Protection Area, SPA) nach der EU-Vogelschutzrichtlinie gesichert (ESCHHOLZ, 1996; LITZBARSKI, 1998a; LITZBARSKI und LITZBARSKI, 1998; HAASE *et al.*, 2005), das Fiener Bruch (zwei SPAs!) seit 2000 (Sachsen-Anhalt) bzw. 2004 (Brandenburg) (RYSLAVY und BICH, 2005; DORNBUSCH und FISCHER, 2007).

Die SPAs „Havelländisches Luch“ und „Belziger Landschaftswiesen“ sind zudem nach brandenburgischem Landesrecht als Naturschutzgebiet gesichert (Links zu den Verordnungen siehe oben), während im Fiener Bruch bisher nur 143 ha im sachsen-anhaltinischen Teil als NSG ausgewiesen sind. Ein größeres NSG ist hier im Verfahren. Über die Art der Bewirtschaftung hinaus nehmen die NSG-Verordnungen auch Einfluss auf die Reduzierung von Störungen.

Damit sind die Kerngebiete der verbliebenen Verbreitungsgebiete der Großtrappe mit den wichtigsten Brutflächen als SPA gesichert (rund 200 km²), die Hälfte davon auch als NSG. Mit den regelmäßig genutzten Überwinterungsgebieten können heute noch knapp 500 km² als Lebensraum der Art gelten. Ein Teil davon liegt auch in benachbarten SPAs, überwiegend jedoch außerhalb von Naturschutzgebieten. In den Überwinterungsgebieten beschränkt sich der Schutz der Großtrappen auf landschaftsplanerische Ansätze (z. B. Schutz vor Verbauung durch Windkraftanlagen) sowie bei Bedarf Angebot zusätzlicher Äsungsflächen (Raps).

Neben der EU-Vogelschutzrichtlinie gibt es einen weiteren internationalen Rahmen für den Schutz der Großtrappe - das Memorandum of Understanding (MoU) für die mitteleuropäischen Populationen der Großtrappe als Unterabkommen der Bonner Konvention. Das MoU regelt die internationale Zusammenarbeit bei der Erforschung und dem Schutz der Großtrappe. Da die deutsche Population nach dem Aussterben der Art in Polen weiträumig isoliert ist, besteht der deutsche

Beitrag vor allem in der internationalen Kooperation bei der Forschung (siehe z. B. ANONYM, 1996; LITZBARKI und WATZKE, 2007). Bisher gab es drei Konferenzen der Mitgliedsstaaten: 2004 in Österreich, 2008 in der Ukraine und 2013 in Ungarn. Die Ergebnisse sind auf der Website der Bonner Konvention nachlesbar: http://www.cms.int/species/otis_tarda/otis_tarda_bkrd.htm.

Positiv entwickelt hat sich auch die Öffentlichkeitsarbeit in den Großtrappengebieten. Während Mitte der 1990er Jahre Besucher nicht selten kamen, „um noch einmal Großtrappen zu sehen“, ist heute eine internationale Wahrnehmung der Erfolge des Schutzprogramms und zunehmender Besucherverkehr zu verzeichnen. Im Havelländischen Luch z. B. liegt die Zahl der geführten Besucher derzeit bei etwa 800 pro Jahr, dazu kommen mehrere Tausend Individualtouristen. Vor allem der Förderverein Großtrappenschutz e. V. bietet Führungen an, zudem im April und Mai einen Besucherservice im Ausstellungsgebäude der Staatlichen Vogelschutzwarte. Darüber hinaus gibt es Exkursionsangebote durch den NABU-Regionalverband Westhavelland, die Naturwacht der Naturparke Westhavelland und Hoher Fläming sowie einzelne staatlich geprüfte Natur- und Landschaftsführer. Die Besucher kommen aus weiten Teilen Deutschlands, aber auch aus vielen anderen Ländern, wobei bei Gästen aus dem Ausland die Niederlande und Großbritannien an der Spitze stehen. Damit ist die Resonanz überregional bzw. international größer als in den Regionen selbst. Gleichwohl profitieren regionale Anbieter von Übernachtungen sowie Gastronomie von den Besuchern.

2. Misserfolge und Ziele, die bisher nicht erreicht wurden

Angesichts des hohen Aufwandes für die Lebensraumentwicklung und Betreuung schon eines einzelnen Großtrappengebietes mussten sich die Schutzbemühungen zwangsläufig auf ausgewählte Gebiete konzentrieren. Dies sind drei von einst dreißig Großtrappenschongebieten in der DDR (HEIDECHE *et al.*, 1983). Auch außerhalb derselben gab es noch Großtrappenvorkommen, zudem ehemalige Vorkommen, die schon vor der Ausweisung von Schongebieten verwaist waren. Der Arealverlust in Deutschland wird daher auf 99 % geschätzt. In der „Normallandschaft“ außerhalb speziell gemannter Schutzgebiete ist die Art seit Jahrzehnten nicht überlebensfähig.

Mit der Abschaffung der konjunkturellen Stilllegungen im Herbst 2007 sind letzte Potenzialflächen in der Agrarlandschaft außerhalb der Schutzgebiete verschwunden, auf denen mit etwas Glück einzelne Großtrappenbruten hätten gelingen können. Zudem sind damit Trittsteine und Nahrungsflächen zwischen den verbliebenen Schutzgebieten verloren gegangen.

Die weiter abnehmende Eignung der „Normallandschaft“ hängt neben der Art der Landnutzung auch mit dem Grad der Zerschneidung und Verbauung zusammen. Zurückgegangen ist die Menge der Mittelspannungstrassen durch den Trend zur Erdverkabelung, womit auch das Kollisionsrisiko graduell abgenommen hat. Der Verlust von fünf Großtrappen durch Leitungsanflug allein im Frühjahr 2013 zeigt aber, dass immer noch viele ungesicherte Leitungen die Großtrappenträume und Flugkorridore durchziehen oder tangieren. Trappenspezies gehören zu jenen Arten, die besonders empfindlich gegen Leitungsanflug sind (LITZBARKI und LITZBARKI, 1996; LANGGEMACH, 1997; PRINSEN *et al.*, 2011), vor allem aufgrund ihres eingeschränkten binokularen Sichtfeldes (MARTIN und SHAW, 2010).

Enorm ausgebaut wurde das Straßennetz, und viele einstige Feldwege sind heute befestigte Straßen, die über den Landwirtschaftsverkehr hinaus und auch mit hohen Geschwindigkeiten genutzt werden. Dort, wo sie früher in den Feldern endeten, sind es heute regelmäßig Verbindungsstraßen zu den benachbarten Ortschaften. Eine den Wintereinstand bei Dahnsdorf (PM) tangierende Umgehungsstraße hat zumindest als Ausgleichsmaßnahme die trappfreundliche Gestaltung von 50 ha in den Belziger Landschaftswiesen für 25 Jahre erbracht.

Flächenverluste entstanden auch durch Windkraftanlagen. In Brandenburg regelt zwar der Windkraftenergieerlass, dass die Brutgebiete inkl. eines Puffers von 3 km sowie die Wintereinstände frei zu halten sind, gleichwohl wurden durch den Windpark Zitz im SPA „Fiener Bruch“ inkl. des durch Trappen eingehaltenen Abstandes ca. 450 ha wichtiger Brut- und Nahrungsflächen vollständig entwertet (LITZBARKI *et al.*, 2011). Gut 5.000 ha Fläche gingen zudem durch Windkraftanlagen auf den Flugwegen sowie vordem noch gelegentlich genutzten Flächen verloren, und weitere solcher Flächen im

Umfang von etwa 10.000 ha wurden durch die Riegelwirkung von 93 Turbinen im Raum Marzahna abgeschnitten (MoU 2013). Es gibt zusätzliche Planungen auf den Verbindungswegen zwischen dem Havelländischen Luch und den anderen beiden Gebieten. Über die populationsökologischen Risiken der konkreten Situation für die Großtrappe berichtet ALONSO (2014).

Im Radius von 15 km um die drei verbliebenen Großtrappengebiete und dem dazwischen liegenden Bereich (ca. 3.000 km²) sind nur noch weniger als 10 % so unzerschnitten und unverbaut, dass sie für Großtrappen geeignet sind. Bei Berücksichtigung straßenartig ausgebauter Feldwege reduziert sich diese Zahl weiter (SCHWANDNER und LANGGEMACH 2011). JURKE (2008) konnte zeigen, dass selbst Arten wie die Feldlerche in ihrer Verbreitung durch Zerschneidungen beeinflusst sind. Insofern betrifft das Problem auch weitere Agrarvogelarten.

LITZBARKSI (1998b) war einer der ersten in Deutschland, die auf bestehende Probleme für Bodenbrüter durch hohen Prädationsdruck hinwiesen. Bei der Großtrappe erwiesen sich in einer Computersimulation hohe Gelegeverluste und die Mortalität im ersten Lebensjahr als entscheidende Parameter für das Überleben kleiner Populationen (STREICH *et al.* 1996). Es zeigte sich zunehmend, dass es sich um ein überregionales Phänomen handelt, das über die Großtrappe hinaus auch weitere Vogelarten betrifft (Übersicht bei LANGGEMACH und BELLEBAUM, 2005). Die zentrale Rolle spielen dabei Raubsäuger, vor allem der Fuchs, dem durch die Tollwut-Immunisierung ein wichtiges Korrektiv seiner Populationsdynamik verloren gegangen ist. Hinzugekommen sind ferner Neozoenarten, die früher keine Rolle spielten. Raubsäuger sowie auch Rabenvögel profitieren zudem von geänderter Landnutzung im weitesten Sinne. Jagdliche Methoden konnten bisher nicht zu einem höheren Bruterfolg beitragen (SCHWARZ *et al.*, 2005).

Der oben dargestellte hohe Bruterfolg der letzten Jahre ist vor allem darauf zurückzuführen, dass freilebende Großtrappenhennen fuchssicher gezäunte Flächen für die Brut aufsuchen (Abb. 9). Diese zwischen 15 und 30 ha großen Einfriedungen werden auch von diversen anderen Bodenbrüterarten genutzt, die dort offensichtlich guten Bruterfolg haben. Dazu gehören Stockenten, Wachteln und Fasane, aber auch die Wiesenweihe, die im Garlitzer Schutzzaun im SPA „Havelländisches Luch“ (17 ha) mit bis zu fünf Paaren präsent ist. Mit 2,2 Jungen je begonnene Brut ist ihr Bruterfolg überdurchschnittlich hoch. Auf derselben Fläche zogen 2013 vier Rebhuhnpaare erfolgreich ihre Jungen auf! Systematische Untersuchungen darüber hinaus sind nicht möglich, da sie inmitten der Brutzeit der Großtrappen zu Störungen führen würden - in der genannten 17 ha großen Einfriedung brüten bis zu 15 Hennen gleichzeitig. Gleichwohl sind die Vogeldichte und die Menge an Jungvögeln von Singvögeln und anderen Arten auffallend.

Allerdings sind auch die Grenzen dieser Methode erkennbar, z. B. durch Dichtestress, der in mehreren Fällen schon zu Brutverlusten bei den Trappen geführt hat. Daher ist auch weiterhin nach Lösungen außerhalb gezäunter Flächen zu suchen – von der Art der Landbewirtschaftung über geänderte Jagdausübung bis hin zur „Pille für den Fuchs“ (LANGGEMACH, 2009).

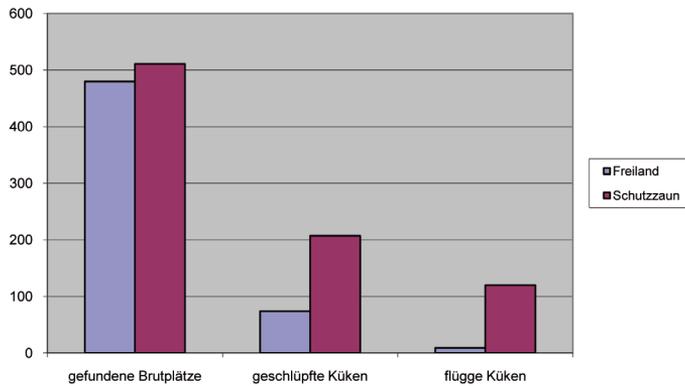


Abb. 9 Bruterfolg der Großtrappe im SPA „Havelländisches Luch“ innerhalb einer 17 ha großen Einfriedung und in den ungezäunten Bereichen des Schutzgebietes, 1990-2012.

Fig. 9 Breeding success of Great Bustards in the SPA „Havellaendisches Luch“ – inside and outside a fox-free 17 ha enclosure, 1990-2012.

Die von der Landwirtschaft verursachten Verluste an Gelegen und Küken wurden in den Schutzgebieten deutlich gesenkt, und zwar nach LITZBARKSI und LITZBARKSI (1999) von 80 % auf unter 10 %. Gleichwohl können selbst brütende Hennen auf dem Nest ausgemäht werden (RYSLAVY und BICH, 2001). Es ist schwierig die tatsächlichen Verluste zu quantifizieren, zumindest kann als sicher gelten, dass die im Rahmen von Schutzgebietsverordnungen und Agrar-Umweltmaßnahmen vorgegebenen agrotechnischen Termine per se nicht ausreichend sind, Verluste bei einer Art, die bis zum Flüggewerden 10-12 Wochen braucht, zu verhindern. Dies wäre z. B. über Brachen oder Streuwiesennutzung möglich, welche Wirtschaftsruhe während der gesamten Fortpflanzungsperiode garantieren (JASCHKE, 2001). Solange sich dies nicht auf hinreichend großer Fläche umsetzen lässt, vor allem durch geeignete Förderprogramme, ist es zum Schutz der brütenden Hennen und ihrer Gelege bzw. Jungvögel unabdingbar, jeden einzelnen Brutplatz zu finden – mit entsprechend hohem Monitoring-Aufwand. Methodisch wird dies mit zunehmendem Vegetationsaufwuchs immer schwieriger und ist grundsätzlich bei den mobilen Küken viel schwieriger als bei der brütenden Henne. Da Brutverluste zu wiederholten Nachgelegen bis in den Juli hinein führen, ist auch der Zeitraum für dieses intensive Monitoring lang.

Da der Reproduktionserfolg in den SPA „Belziger Landschaftswiesen“ und „Fiener Bruch“ noch nicht für den Populationserhalt ausreicht, ist dort immer noch Bestandsstützung durch Auswilderung von Hand aufgezogener Jungvögel erforderlich. Zumindest in den Belziger Landschaftswiesen sind die Voraussetzungen für Bruterfolg im Freiland (ähnlich wie im Havelländischen Luch) günstig durch einen hohen Anteil extensiv genutzter Flächen sowie dadurch, dass sich viele Acker- und Grünlandflächen im Eigentum des Naturschutzes befinden. Dies sind das Land Brandenburg, der Förderverein Großtrappenschutz e. V., die Zoologische Gesellschaft Frankfurt e. V. und der Naturschutzfonds Bandenburg. Auf diesen Flächen sind durch Lenkung der Bewirtschaftung (z. B. über Pachtverträge) Maßnahmen möglich, die in den NSG-Verordnungen nicht vorgesehen sind. Mit Rücksicht auf die Landwirtschaftsbetriebe wurden bisher aber nicht alle Möglichkeiten ausgeschöpft. Da eine Flächensicherung durch Eigentum im SPA Fiener Bruch durch das Land Sachsen-Anhalt nur in einem sehr geringem Umfang erfolgte, sind die Möglichkeiten für Managementmaßnahmen im Vergleich zu den Einstandsgebieten im Havelland und in den Belziger Landschaftswiesen deutlich eingeschränkter. Deshalb muss bei der Sicherung des Vogelschutzgebietes nach nationalem Recht die Realisierung der Schutzansprüche von Großtrappe und anderen Zielarten im Rahmen der anstehenden NSG-Ausweisung erfolgen.

Aktuelle Gefährdungen gehen mit dem aktuellen Strukturwandel in der Landwirtschaft hin zu Energiekulturen einher. Besonders wertvolle Flächen – die Brachen – wurden damit in für die Biodiversität besonders wertlose Flächen – vornehmlich Maiskulturen - umgewandelt. Die Natura-2000-Kulisse bietet keinen wirksamen Schutz gegen diese Entwicklung (Abb. 10). In den drei brandenburgischen Großtrappen-SPA hat sich die Maisfläche in wenigen Jahren verdoppelt bis verdreifacht. Mit 20 – 26 % der Ackerfläche lag der Maisanteil 2011 in allen drei Gebieten über dem Landesdurchschnitt, um 2012 erstmalig wieder etwas abzunehmen. Im Radius von 10 km um das SPA „Havelländisches Luch“ befinden sich derzeit sieben Biogasanlagen, mindestens vier weitere sind geplant. Die traditionellen Wintereinstände der Hennen in diesem Gebiet waren 2011 vollständig mit Mais bestellt. Bei einem Wintereinbruch erhöht eine solche Situation das Risiko einer Winterflucht, da die Vögel ungesund sind und damit nicht an bestimmten Flächen „gemanagt“ werden können, z. B. durch das lokale Freischieben von Nahrungsflächen vom Schnee. Im Hinblick auf die Biodiversität im Agrarraum ist diese Entwicklung landesweit als dramatisch einzuschätzen. Die Großtrappe steht damit stellvertretend für viele Arten, die bisher weniger unter dem Klimawandel selbst als vielmehr unter den Gegenmaßnahmen leiden (LANGGEMACH 2012).

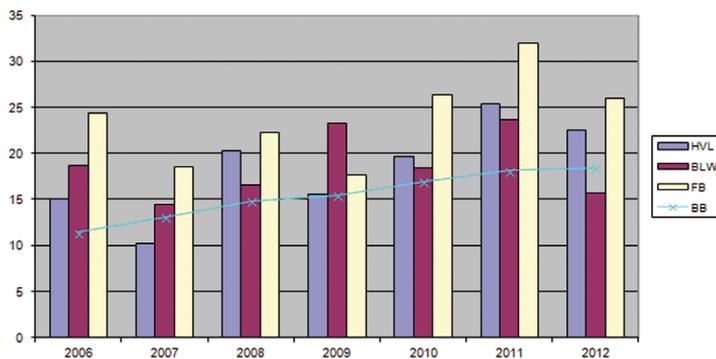


Abb. 10 Anteil von Mais an der Ackerfläche in den drei brandenburgischen Großtrappen-SPAs, Brandenburg gesamt zum Vergleich.

Fig. 10 Percentage of maize among arable fields in the three Great Bustard SPAs in Brandenburg with total Brandenburg for comparison.

Die Großtrappe ist kein Wasservogel. Gleichwohl dient Wasser der Erhaltung ihres wichtigsten verbliebenen Lebensraumes – den Niedermoorlandschaften im Westen Brandenburgs. Höhere Wasserstände drosseln die Mineralisierung, dienen damit dem Moorerhalt und nicht zuletzt dem Klimaschutz. Durch das bestehende Relief gäbe es auch bei höheren Wasserständen als derzeit möglich sind genügend Flächen für die Großtrappen; zudem setzen Nassflächen bei ausreichend langer Wasserhaltung eine enorme Insektenbiomasse frei, die zur Erhöhung des Nahrungsangebotes auf den Trappenflächen beiträgt. Viele andere Tier- und Pflanzenarten der einstigen Luche würden davon profitieren. So gehört mehr als die Hälfte der 18 Vogelarten, die nach dem Beginn der Extensivierung als „Rückkehrer“ wieder im Havelländischen Luch brüteten (Tab. 1), zu den Feuchtgebietsarten und traten nur in Jahren mit günstigen Wasserständen auf. Die Optimierung der Wasserstände unter Aufrechterhaltung angepasster Bewirtschaftung ist eines der ungelösten Probleme in den Großtrappengebieten.

Danksagung

Für Anmerkungen zum Entwurf des Manuskriptes danken wir N. Eschholz, W. Jaschke, B. Block und H. Litzbarski, den beiden letzteren zudem für die Fotos.

Literatur

- ALONSO, J. C., 2013: Expertise zu den möglichen Migrationen der Großtrappenpopulation (*Otis tarda*) in der Region Havelland-Fläming, Land Brandenburg. Regionale Planungsgemeinschaft Havelland-Fläming. 31 S., http://www.havelland-flaeming.de/PDF/20563/Exp_JCA_070513.pdf.
- ANONYM, 1996: Internationaler Workshop "Conservation and management of the Great Bustard in Europe". Natursch. Landschaftspf. Brandenburg **5**, 1-120.
- BICH, T. und E. SCHMIDT, 2005: Zur Bestandssituation der Großtrappe (*Otis tarda*) im Einstandsgebiet Fiener Bruch/Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 1/2005, 24-28.
- BLOCK, B., 1998: Erfolgreiche Brut der Wiesenweihe (*Circus pygargus* L.) 1998 im Havelländischen Luch. Natursch. Landschaftspf. Brandenburg **7**, 239.
- BLOCK, B., 2000: 16 Jahre Untersuchung an der Waldohreule (*Asio otus*) im Landkreis Havelland - Brutbestand und Reproduktion in einem Untersuchungsgebiet von 50 km². Natursch. Landschaftspf. Brandenburg **9**, 57-61.
- BLOCK, B., 2009: Long-term trends in population density and reproductive success of Long-eared Owls *Asio otus* in Brandenburg, Germany. In: Johnson, D. H., D. Van Nieuwenhuyse & J. R. Duncan (Hrsg.): Proc. Fourth Wold Owl Conf., Ardea **97**, 439-443.
- BLOCK, B., P. BLOCK, W. JASCHKE, B. LITZBARSKI, H. LITZBARSKI und S. PETRICK, 1993: Komplexer Artenschutz durch extensive Landwirtschaft im Rahmen des Schutzprojektes „Großtrappe“. Natur u. Landschaft **68**, 565-576.
- PRINSEN, H.A.M., G. C. BOERE, N. PIRES und J. J. SMALLIE (Compilers), 2011: Review of the conflict between migratory birds and electricity power grids in the African-Eurasian region. CMS Technical Series No. XX, AEW Technical Series No. XX, 115 S., Bonn.
- EISENBERG, A., 2008: Post release monitoring in Germany. Bustard Studies **7**, 19-26.
- ESCHHOLZ, N., 1996: Großtrappen (*Otis tarda* L., 1758) in den Belziger Landschaftswiesen. Natursch. Landschaftspf. Brandenburg **5**, 37-40.
- DORNBUSCH, M., 1981: Bestand, Bestandsförderung und Wanderungen der Großtrappe (*Otis tarda*). Naturschutzarb. Berlin Brandenb. **17**, 22-24.
- DORNBUSCH, G. und S. FISCHER, 2007: EU-Vogelschutzgebiete in Sachsen-Anhalt. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt **44**, Sonderheft, 39-48.
- HAASE, P., B. LITZBARSKI, H. LITZBARSKI und T. RYSLAVY, 2005: Das Europäische Vogelschutzgebiet (SPA) Unteres Rhinluch / Dreetzer See, Havelländisches Luch und Belziger Landschaftswiesen. Natursch. Landschaftspf. Brandenburg **14**, 82-85.
- HEIDECHE, D., M. LOEW und K.-H. MANSIK, 1983: Der Aufbau eines Netzes von Großtrappen-Schongebieten in der DDR. Naturschutzarb. Berlin Brandenb., Beiheft **6**, 32-39.
- HUMMEL, D., 1990: Der Einflug der Großtrappe *Otis tarda* nach West-Europa im Winter 1986/87. Limicola **4**, 1-21.
- JASCHKE, W., 1996: Zum Vorkommen und Schutz gefährdeter Ackerwildkräuter auf Ackerbrachen im NSG Havelländisches Luch unter besonderer Berücksichtigung der Gattung *Filago*. Verh. Bot. Ver. Berlin u. Brandenb **129**, 113-120.
- JASCHKE, W., 1998: Zu faunistischen Veränderungen auf ehemaligem Saatgrasland im NSG Havelländisches Luch. Natursch. Landschaftspf. Brandenburg **7**, 236-239.
- JASCHKE, W., 2001: Zur Bedeutung von „Streuwiesen“ - Diskussionsbeitrag zur Notwendigkeit konsequenter Grünlandextensivierung (im NSG Havelländisches Luch). Natursch. Landschaftspf. Brandenb. **10**, 92-98.
- JURKE, M., 2008: Habitatstrukturanalyse und Habitatmodellierung am Beispiel der Feldlerche *Alauda arvensis*. Dipl.-Arbeit, HU Berlin, 114 S.
- KATH, N., 2012: Untersuchungen von Kleinsäugetern im NSG Havelländisches Luch anhand der Analyse von Schleiereulengewöllen. Bachelor-Arbeit. Universität Potsdam.
- LANGGEMACH, T., 1997: Stromschlag oder Leitungsanflug? - Erfahrungen mit Großvogelopfern in Brandenburg. Vogel u. Umwelt **9** (Sonderheft: Vögel und Freileitungen), 167-176.
- LANGGEMACH, T., 2008: Artificial incubation and rearing methods in the German Great Bustard (*Otis tarda*) conservation programme. Bustard Studies **7**, 5-17.
- LANGGEMACH, T., 2009: Die Großtrappe in Deutschland – gerettet? Falke **56**, 456-463.
- LANGGEMACH, T., 2012: Schwierige Zeiten für die Großtrappe. Natur u. Landschaft **87**, 12.
- LANGGEMACH, T. und J. BELLEBAUM, 2005: Synopse: Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Vogelwelt **126**, 259-298.
- LANGGEMACH, T. und T. RYSLAVY, 2010: Vogelarten der Agrarlandschaft in Brandenburg – Überblick über Bestand und Bestandstrends. Naturschutz u. Biol. Vielfalt **95**, 107-130.
- LANGGEMACH, T., P. SÖMMER, K. GRASZYNSKI, B.-U. MEYBUND und U. BERGMANIS, 2010: Analyse schlechter Reproduktionsergebnisse beim Schreiadler (*Aquila pomarina*) in Brandenburg im Jahr 2009. Otis **18**, 51-64.
- LITZBARSKI, B., 1998a: Das Europäische Vogelschutzgebiet (SPA) Belziger Landschaftswiesen. Natursch. Landschaftspf. Brandenburg **7**, 182-184.
- LITZBARSKI, H., 1998b: Prädatorenmanagement als Naturschutzstrategie. Natursch. Landschaftspf. Brandenburg **7**, 92-97.
- LITZBARSKI, B. und H. LITZBARSKI, 1993: Zur künstlichen Aufzucht und Auswilderung sowie Nachzucht von Großtrappen in der Naturschutzstation Buckow. Bongo **21**, 65-78.
- LITZBARSKI, H., W. JASCHKE und A. SCHÖPS, 1993: Zur ökologischen Wertigkeit von Ackerbrachen. Natursch. Landschaftspf. Brandenburg **3**, 26-30.
- LITZBARSKI, B. und H. LITZBARSKI, 1996: Zur Situation der Großtrappe *Otis tarda* in Deutschland. Vogelwelt **117**, 213-224.
- LITZBARSKI, B. und H. LITZBARSKI, 1998: Das Europäische Vogelschutzgebiet (SPA) Havelländisches Luch. Natursch. Landschaftspf. Brandenburg **7**, 179-181.
- LITZBARSKI, B. und H. LITZBARSKI, 1996: Der Einfluß von Habitatstruktur und Entomofauna auf die Kükenaufzucht bei der Großtrappe (*Otis tarda* L., 1758). Natursch. Landschaftspf. Brandenburg **5**, 59-64.
- LITZBARSKI, H., B. BLOCK, P. BLOCK, K. HOLLÄNDER, W. JASCHKE, B. LITZBARSKI und S. PETRICK, 1996: Untersuchungen zur Habitatstruktur und zum Nahrungsangebot an Brutplätzen der Großtrappe (*Otis t. tarda*, L. 1758) in Spanien, Ungarn und Deutschland. Natursch. Landschaftspf. Brandenburg **5**, 41-50.
- LITZBARSKI, B. und H. LITZBARSKI, 1999: Entgegnungen zu "20 Jahre Artenschutz für die Großtrappe *Otis tarda* in Brandenburg – eine kritische Bilanz". Vogelwelt **120**, 173-183.

- LITZBARSKI, H. und H. WATZKE (Hrsg.), 2007: Great Bustards in Russia and Ukraine. *Bustard Studies* **6**, 1-138.
- LITZBARSKI, H. und T. LANGGEMACH, 2009: Von der Naturschutzstation zur Vogelschutzwarte – 30 Jahre Naturschutz am Standort Buckow im Havelland. *Natursch. Landschaftspf. Brandenburg* **18**, 154-160.
- LITZBARSKI, B., H. LITZBARSKI, S. BICH und S. SCHWARZ, 2011: Bestandsituation und Flächennutzung der Großtrappen (*Otis tarda*) im Fiener Bruch. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Sonderheft 1/2011*, 83-94.
- LUTZ, E., 1939: Die Entwicklung der Trappenbestände in der Mark Brandenburg. *Deutsche Jagd* **34**, 517.
- MARTIN, G. R. und J. M. SHAW, 2010: Bird collisions with power lines: Failing to see the way ahead? *Biol. Cons.* **143**, 2695-2702.
- MoU (Memorandum of Understanding the Middle-European Population of the Great Bustard), 2013: German National Report, 16 S.
- PASSARGE, H., 1957: Vegetationskundliche Untersuchungen in der Wiesenlandschaft des nördlichen Havellandes. *Feddes Repert.*, Beiheft **137**, 5-55.
- PITRA, C., B. LITZBARSKI, H. LITZBARSKI, J. HELLMICH und W. J. STREICH, 1996: Genetische Variabilität und Inzucht in regionalen Populationen der Großtrappe (*Otis t. tarda* L., 1758). *Natursch. Landschaftspf. Brandenburg* **5**, 87-90.
- RANNOW, S., J. BÖHNER und N. ESCHHOLZ, 2004: Populationsmanagement durch Auswilderung: Wie sinnvoll bei der Großtrappe? *Vogelwarte* **42**, 263.
- RYSLAVY, T., 2000: Herausragender Massenschlafplatz von Rohr- und Wiesenweihen im Europäischen Vogelschutzgebiet (SPA) Belziger Landschaftswiesen im Jahr 1999. *Natursch. Landschaftspf. Brandenb.* **9**, 136-139.
- RYSLAVY, T. und T. BICH, 2001: Großtrappenverlust im Europäischen Vogelschutzgebiet Fiener Bruch. *Natursch. Landschaftspf. Brandenburg* **10**, 180-181.
- RYSLAVY, T. und T. BICH, 2005: Das Europäische Vogelschutzgebiet (SPA) Fiener Bruch. *Natursch. Landschaftspf. Brandenburg* **14**, 134-136.
- SCHÖPS, A., 2009: Naturschutzfachliche Baubegleitung beim ICE-Trassenbau Hannover – Berlin. *Natursch. Landschaftspf. Bbg.* **9**, 131-135.
- SCHWANDNER, J. und T. LANGGEMACH, 2011: Wie viel Lebensraum bleibt der Großtrappe (*Otis tarda*)? Infrastruktur und Lebensraumpotenzial im westlichen Brandenburg. *Ber. Vogelschutz* **47/48**, 193-206.
- SCHWARZ, S., A. SUTOR und H. LITZBARSKI, 2005: Bejagung des Rotfuchses *Vulpes vulpes* im NSG Havelländisches Luch zugunsten der Großtrappe *Otis tarda*. *Vogelwelt* **126**, 341-345.
- STREICH, W. D., C. PITRA, H. LITZBARSKI und C. QUAISSER, 1996: Zur Populationsdynamik der Großtrappe (*Otis t. tarda* L., 1758). *Natursch. Landschaftspf. Brandenburg*, **5**, 91-94.
- WANNAGAT und MEYER GmbH, 2000: Untersuchung ausgewählter flachgründiger, sandunterlagerter Niedermoorstandorte im Landkreis Havelland unter der Zielstellung der Ermittlung landwirtschaftlich zu nutzender Flächen einerseits und dem Naturschutz dienender Flächen andererseits. Gutachten im Auftrag des Landkreises Havelland.

Sektion IV: Biodiversitätsfreundliche Nutzungssysteme

Ökologische Vorrangflächen – Anforderungen an das Greening-Konzept aus avifaunistischer Sicht

Ecological Focus Areas – Requirements for the Greening obligation from an avifaunistic point of view

Krista Dziewiaty¹, Petra Bernardy¹, Rainer Oppermann², Florian Schöne³, Jessica Gelhausen²

Projektbüro dziewiaty+bernardy, Löcknitzstr. 12, 19309 Seedorf

Institut für Agrarökologie und Biodiversität (IFAB), Böcklinstr. 27, 68163 Mannheim

NABU-Bundesverband, Charitéstr. 3, D-10117 Berlin

Korrespondierender Autor, krista.dziewiaty@t-online.de, +49(0)387927744

DOI 10.5073/Jka.2013.442.011

Zusammenfassung

In der neuen Förderperiode der europäischen Gemeinsamen Agrarpolitik sollen die ökologischen Anforderungen für den Erhalt der Direktzahlungen angehoben und zu einem verpflichtenden Bestandteil der Prämien umgestaltet werden. Diese Greening-Maßnahmen sehen unter anderem vor, dass die landwirtschaftlichen Betriebe fünf Prozent ihrer Ackerflächen als ökologische Vorrangflächen (ÖVF) bereitstellen müssen. Um die naturschutzfachliche Eignung von Anbaukulturen bewerten zu können, wurden 2012 im vorliegenden Projekt „Naturverträgliche Nutzung ökologischer Vorrangflächen – ein Mehrwert für Biodiversität und Landwirtschaft?“ insgesamt 82 verschiedene Energiepflanzen und extensive Anbaukulturen auf Standorten in neun Bundesländern untersucht. Zur Prüfung der ökologischen Eignung wurden mehrere Parameter herangezogen und die Kulturen entsprechend bonitiert.

Die Untersuchung hat gezeigt, dass viele Kulturen eine Eignung als ÖVF zeigen, wenn bestimmte Anbaubedingungen eingehalten werden. Als entscheidende und unabdingbare Anbau-Rahmenbedingungen für die ökologische Wirkung der ÖVF konnten folgende Kriterien herausgearbeitet werden:

- Keine Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und Düngung.
- Keine Bodenbearbeitung und keine Ernte im Zeitraum 15.04. - 01.08., kein Stoppelumbruch vor 30.11. eines Jahres, keine Bewässerung/Beregnung.
- Anbau in weiten Reihenabständen bei Kulturen, die leicht mit klassischen Kulturen verwechselt werden können.

Auf Basis der oben genannten Kriterien können die ÖVF eine vielfältige Wirkung für den Biodiversitäts-, Boden-, Wasser- und Klimaschutz erzielen. Durch die Integration von ÖVF in eine Fruchtfolge können die Flächen in der Landschaft „wandern“ und so vielerorts Wirkung entfalten. Für die Feldvögel sind ein lichter Bestand, ein langer „ungestörter“ Entwicklungszeitraum der Kulturen von Mitte April bis Anfang/Mitte August sowie ein Verbleiben von Stoppelbrachen bis in den Herbst oder bis ins nächste Frühjahr hinein förderlich.

Stichwörter: Ökologische Vorrangflächen (ÖVF), Greening, GAP-Reform, Feldvögel

Abstract

33 projects and/or farms in Germany with 82 parcels comprising different cropping systems (e.g. biomass crops, extensive cultures, mixed crops, protein crops) have been analysed in 2012 with regard to their suitability as Ecological Focus Areas (EFA) under the EU's reformed Common Agricultural Policy. The ecological suitability has been assessed on the basis of seven criteria (diversity of sown species, diversity of wild species, cropping structure, significance for pollinators, significance for farmland birds and game, soil and water synergy effects, climate mitigation impact). Several crops showed a high ecological suitability, and the key criteria have been identified: no application of pesticides and fertilisers, no soil cultivation and no harvest between 15th April and 1st August, and no ploughing before 30th November. A wise implementation of Ecological Focus Areas can deliver high conservation benefits, while even bearing interesting economic perspectives for farmers.

Keywords: Ecological Focus Area (EFA), Common Agricultural Policy (CAP), farmland bird

Einleitung

In der neuen Förderperiode der europäischen Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) für die Zeit von 2014/2015 bis 2020 sollen die ökologischen Anforderungen für den Erhalt der Direktzahlungen an drei konkrete Umweltauflagen gekoppelt werden, was als Greening bezeichnet wird (SRU 2013). Die GAP ist das flächenwirksamste Förderinstrument für Ökosystemleistungen im Offenland, da ungefähr die Hälfte der Fläche der EU landwirtschaftlich genutzt wird. Daher ist die Reform der EU-Agrarpolitik als wichtigstes Steuerungsinstrument in diesem Bereich von weitreichender Konsequenz, das maßgeblich über den Erfolg der in der EU-Biodiversitätsstrategie festgelegten Ziele für das Jahr 2020 entscheidet (Europäische Kommission, 2011b).

Ab 2015 müssen Betriebe mit mehr als 15 Hektar Ackerfläche 5 Prozent ihrer Ackerflächen als ökologische Vorrangflächen (ÖVF) bereitstellen. Nach Prüfung durch die Europäische Kommission kann dieser Prozentsatz ab 2017 ggf. auf 7 Prozent erhöht werden. Neben den ÖVF sind die Anbaudiversifizierung (Einhaltung einer Mindest-Fruchtfolge) und der Erhalt des Dauergrünlands weitere Bestandteile des Greenings.

Eine landwirtschaftlich produktive Nutzung dieser Vorrangflächen ist dabei unter bestimmten Bedingungen zulässig (BMELV, 2013). Die Mitgliedstaaten können aus einer Liste verschiedener Arten von Vorrangflächen eine Auswahl treffen (z. B. Flächen mit stickstoffbindenden Pflanzen, Flächen mit bestimmten Agrarumweltmaßnahmen etc.). Auch können die Mitgliedstaaten ein von der EU-Kommission vorgegebenes Gewichtungsschema für die Vorrangflächen anwenden, das sich an der ökologischen Wertigkeit der Flächennutzungen orientiert.

Aus Sicht des Naturschutzes sind die ÖVF die wichtigste und wirkungsvollste Maßnahme des Greenings der künftigen GAP. Die Vorrangflächen dienen dem Aufbau einer „ökologischen Infrastruktur“ in der Agrarlandschaft zur Gewährleistung von Ökosystem-Dienstleistungen sowie zur Bestandsicherung der rapide abnehmenden Tier- und Pflanzenarten der Feldflur. Dies gilt insbesondere für die Brutvögel der Agrarlandschaft, deren Lage alarmierend ist (Statistisches Bundesamt, 2012). Für den dramatischen Bestandsrückgang sind die Intensivierung der Landwirtschaft sowie ein rascher Strukturwandel seit Mitte der 1970er Jahre verantwortlich (BENTON *et al.*, 2003; NEWTON, 2004). Ein aktuelles Problem ist der Wegfall der Stilllegungsverpflichtung im Jahr 2007, denn mit der Rückführung dieser Flächen in eine intensive landwirtschaftliche Produktion wurden negative Auswirkungen auf viele Vogelarten nachgewiesen (NABU, 2008; FLADE *et al.*, 2008; JANSEN *et al.*, 2009); dies verschärft die stark rückläufigen Bestandstrends fast aller Vögel der Agrarlandschaft (FLADE, 2012; SUDFELDT *et al.*, 2010). Für die Brutvögel wirkt sich die weitere Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung zur Energieerzeugung, die in den letzten Jahren massiv ausgebaut wurde, negativ aus. Insbesondere der enorme Anstieg der Maisproduktion sowie die Vielschnittnutzung von Grünland sind in vielfacher Hinsicht problematisch für den Naturschutz (SRU, 2013). Untersuchungsergebnisse aus Brandenburg weisen darauf hin, dass in Ackerbaugebieten bereits ab einem Anteil von 10 bis 20 % von Mais und Winterraps negative Auswirkungen auf Indikatorvogelarten bzw. die Biodiversität auftreten können (HOFFMANN *et al.*, 2012). Der Teilindikator „Agrarland“ des Indikators „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung entwickelte sich in den letzten zehn Jahren bis 2009 statistisch signifikant weg vom Zielwert (66 %ige Erreichung des Zielwerts in 2009; Statistisches Bundesamt, 2012). Diese Entwicklung zeigt, dass für den Schutz der Biodiversität in der Agrarlandschaft ein hoher Bedarf für effiziente und auf die Biodiversitätsziele ausgerichtete Maßnahmen besteht.

Vor diesem Hintergrund haben das Institut für Agrarökologie und Biodiversität (IFAB) und das Projektbüro dziewiaty+bernardy im Auftrag des NABU die naturschutzfachliche Eignung verschiedener extensiver Anbaukulturen und Energiepflanzen untersucht. Dabei wurden Vorschläge erarbeitet, wie die Rahmenbedingungen für die Zulassung und Kontrolle von extensiv genutzten Vorrangflächen beschaffen sein müssen, damit diese ihren Zweck erfüllen. Die Kriterien zur naturschutzfachlichen Bewertung der Anbaukulturen sollen zur fortlaufenden Diskussion um die Ausgestaltung der ÖVF beitragen.

Methoden

Das dieser Veröffentlichung zugrunde liegende Projekt „Naturverträgliche Nutzung ökologischer Vorrangflächen – ein Mehrwert für Biodiversität und Landwirtschaft?“ hatte eine Laufzeit von 9 Monaten (1.4.2012 – 31.12.2012) und wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) unterstützt. Im Rahmen des Projektes wurden Feldbegutachtungen durchgeführt, praktische Erfahrungen aus vergleichbaren Förderprojekten zusammengetragen und eine umfassende Literaturanalyse erstellt. Ferner wurden Fachgespräche in verschiedenen Regionen Deutschlands mit Projektleitern sowie Landwirten geführt, um praxisnahe Empfehlungen für die Ausgestaltung von Vorrangflächen zu entwickeln. Aufgrund der sehr kurzen Projektlaufzeit wurden keine eigenen Anbauversuche und auch keine ornithologischen Kartierungen durchgeführt.

Im Vorfeld wurden Projekte und landwirtschaftliche Betriebe ermittelt, die für eine ökologische Bewertung der Anbaukulturen und die Durchführung von persönlichen Gesprächen zu Fragen der Anbaupraxis und zur Bewertung der Kulturen in Frage kamen. Insgesamt wurden 33 Projekt- oder Betriebsleiter kontaktiert und vor Ort 82 Kulturen in neun Bundesländern begutachtet. Dabei muss betont werden, dass es sich bei den Flächenbegutachtungen um „Kurzdiagnosen“ handelte und diese keinesfalls ausführliche Untersuchungen zur ökologischen Wertigkeit ersetzen oder diesen vorgreifen sollen. Vielmehr war es Aufgabe des Projekts, im Rahmen der knapp einjährigen Laufzeit eine qualifizierte Einschätzung zur ökologischen Wertigkeit der verschiedenen Kulturen zu geben (vgl. NABU *et al.*, SCHÖNE *et al.* 2013).

Folgende Methoden kamen zum Einsatz:

Erfassung der untersuchten Ackerkulturen anhand von Feldbesuchen

Im Rahmen der Vor-Ort-Termine wurde eine Erfassung verschiedenster ökologischer und anbautechnischer Parameter der 82 begutachteten Kulturen vorgenommen. Der hierfür verwendete Erfassungsbogen wurde für das Projekt erstellt und basiert auf einer Abwandlung standardisierter und in der fachlichen Praxis gängiger Kartiervorlagen. Bei der Erarbeitung des Erfassungsbogens wurden sowohl Kriterien zum Anbau (Saat, Reihenabstand, Düngung etc.) als auch zu Vegetation und Vegetationsstruktur sowie zur faunistischen Vielfalt der Flächen berücksichtigt.



Abb. 1, 2 Beispiele von Ackerkulturen, die zahlreiche Acker-Kennarten aufweisen. Links: Mischfruchtanbau Weizen-Leindotter (Kramerbräu, Bayern), rechts extensiver Getreideanbau (Lüchow-Dannenberg, Niedersachsen) (© Gelhausen).

Fig. 1, 2 Examples of arable crops which host several typical and rare species. Left: Mixed cereal cultivation with wheat and camelina (Kramerbräu, Bavaria), right: Extensive cereal cultivation (Lüchow-Dannenberg, Lower Saxony) (© Gelhausen).

Im Detail wurden unter anderem der Bestandsaufbau (u. a. Reihenabstand, Dichte, Höhe, Schichtung, Bodenbedeckung), vegetationskundliche Parameter (Deckungsgrad von Kultur- und Wildpflanzen, dominante Arten und Blüheindruck, das Vorkommen von Ackerkennarten sowie deren Abundanz), für die faunistische Besiedlung relevante Parameter (Strukturiertheit des Bestandes, Lichtdurchlässigkeit, Blüteviefalt) sowie abiotische Umweltbedingungen (Bodenwertzahlen, durchschnittlicher Niederschlag) erfasst. Die Kulturen wurden entlang von drei Transekten kartiert. Die Erfassung von Acker-Kennarten basierte auf einem Kennartenkatalog von insgesamt 19 Arten, deren Häufigkeit ebenfalls in den drei kartierten Transekten ermittelt wurde (vgl. FUCHS *et al.*, 2011, basierend auf Arbeiten von OPPERMANN *et al.*, 2008; OPPERMANN *et al.* 2005). Ein weiterer wichtiger Aspekt war die Kontrollierbarkeit möglicher Bewirtschaftungsvorgaben, da diese eine große Rolle bei der Festlegung von Kriterien für ökologische Vorrangflächen spielt.

Literaturanalyse

Neben den Feldbesichtigungen und den Gesprächen mit den Projektleitern wurde die vorhandene Literatur zu den verschiedenen Kulturen ausgewertet. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf die ökologischen Daten gelegt, um möglichst die Auswirkungen beim großflächigen bzw. gewünschten vernetzenden Anbau der als ÖVF vorgeschlagenen Kulturen abschätzen zu können. Als Referenzkultur wurden die ökologisch besonders wertvollen mehrjährigen, selbst begrüneten Brachen ebenfalls in Form eines Steckbriefes dargestellt und deren ökologische Wertigkeit hervorgehoben.

Bei der Literaturrecherche wurde vornehmlich versucht, Aussagen zu der ökologischen Bedeutung der Kulturen zu den Indikatorgruppen „Ackerwildkräuter, Insekten und Feldvögel“ zu erhalten. Dies war vor allem bei Kulturen, die im Rahmen von Agrarumweltprogrammen angebaut werden, gut möglich. Hier gibt es oftmals Untersuchungen in Form von Erfolgskontrollen. Zu anderen Kulturen wie vor allem auch zu einer Vielzahl der beschriebenen Energiepflanzen gibt es dagegen kaum Untersuchungen zur ökologischen Wertigkeit. In den Steckbriefen werden neben der Darstellung der vorhandenen Ergebnisse zu den Indikatorgruppen Wildkräuter, Insekten und Feldvögel Hinweise auf Möglichkeiten eines extensiven Anbaus der Kultur und ihre ökologischen Vorteile gegeben (NABU *et al.*, 2013).

Bewertung der Kulturen auf Basis von Feldbesuchen und der Literaturanalyse

Mit Hilfe der durchgeführten Bonitierungen, der begleitend durchgeführten Gespräche mit den Bewirtschaftern bzw. Projektleitern und der Literaturanalyse wurde eine Bewertung der ökologischen Eignung der Kulturen vorgenommen. Dabei wurden insgesamt sieben Kriterien (von A Einsaatarten-Vielfalt bis G Klimaschutz) jeweils mit den Werten 1 - 5 bewertet (1 = niedriger Boniturwert = niedriger ökologischer Wert, 5 = hoher Boniturwert = hoher ökologischer Wert). Die Bewertung der abiotischen Kriterien „Boden- und Wasserschutz-Synergie-Effekte“ und „Klimaschutz“ wurde auf Basis der Literaturanalyse und der Vorort-Einschätzungen vorgenommen, wobei aufgrund des „synthetischen Charakters“ dieser zwei Kriterien hier die größten Schwierigkeiten bestanden (es gibt kaum Messwerte und sehr große standortspezifische Unterschiede).

Die Einzelboniturwerte wurden über die 7 Kriterien aufaddiert und ergaben den Gesamtboniturwert. Dieser Gesamtboniturwert kann theoretisch zwischen 7 (7 x Boniturwert 1) und 35 (7 x Boniturwert 5) liegen. In der vorliegenden Bewertung gab es de facto Werte zwischen 13 und 33. Kulturen mit den geringsten Boniturwerten (13 - 19) sind nach dieser Untersuchung nicht als ÖVF geeignet, Kulturen mit den höchsten Boniturwerten (27 - 33) sind gut geeignet, und Kulturen mit den dazwischen liegenden Werten (20 - 26) weisen eine mäßige Eignung auf.

Die Bewertung wurde so vorgenommen, dass die Untersuchungsergebnisse zum Status quo der untersuchten Kulturen die Basis für die Bewertung darstellte. Die Flächen stammen aus verschiedenen Projekten und wurden unter verschiedenen Rahmenbedingungen angebaut, sodass sich daraus naturgemäß unterschiedliche Bewertungen ergaben. In der zusammenfassenden Beurteilung wurde eine Abstimmung darüber vorgenommen, wie die einzelnen Kulturen einzuschätzen sind.

Dabei wurden auch die unterschiedlichen Begehungszeitpunkte und die relativen Unterschiede zwischen den einzelnen Kulturen berücksichtigt, d.h. die Bewertung basierte auf einer gesamthafter Einschätzung des breiten Spektrums der besuchten Kulturen. Zwangsläufig kann damit in der zusammenfassenden Beurteilung nicht allen Vorort-Bedingungen und unterschiedlichen Standortvariationen eine „absolut richtige“ Bewertung zugesprochen werden, d.h. von dieser zusammenfassenden Bewertung kann es im Einzelfall Abweichungen geben.

Zusätzlich zur Beurteilung des Status quo der untersuchten Kulturen wurden - um die Effekte der jeweils gegebenen Anbau-Rahmenbedingungen relativieren zu können - bei der Bewertung jeweils auch zwei Parallelszenarien dargestellt: Ein Szenario mit zusätzlich zulässigem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM) und ein Szenario mit zusätzlich zugelassenem PSM- und Düngereinsatz. Damit konnten die verschiedenen Handlungsperspektiven für die Kulturen aufgezeigt werden bzw. die ökologische Eignung unter verschiedenen Rahmenbedingungen abgeschätzt werden.

Trotz der großen Anzahl von insgesamt 82 besuchten Kulturen war die Bewertung der Kulturen nach den sieben ausgewählten Kriterien nicht ganz einfach. Dies hatte mehrere Ursachen:

- Für einzelne Kulturen gab es nur kleine Stichproben, bei den untersuchten Flächen konnten nicht alle Kulturen zum optimalen Zeitpunkt besucht werden.
- Einzelne Kulturen konnten nur aufgrund von Erfahrungswerten und mit Hilfe der Literatur bewertet werden.
- Die vorliegenden Begleitinformationen zu den angebauten Kulturen waren sehr unterschiedlich.
- Die Bewertung von einzelnen Flächen war oft standortspezifisch sehr unterschiedlich, so dass für die Bewertung der Kulturen Mittelwerte gebildet werden mussten.
- Bei den Biomasse-Kulturen gibt es momentan keine Anbauversuche, die sowohl das Ziel des naturverträglichen Anbaus mit hoher ökologischer Wertigkeit vereinen. Insofern mussten Einschätzungen auf Basis der verglichenen Vorort-Kulturen und der Literatur Bezug genommen werden.

Trotz dieser Einschränkungen konnte jedoch durch die große Bandbreite der untersuchten Flächen ein gutes Bild der prinzipiellen Eignung verschiedener Kulturen gewonnen werden. In der Folge besteht jedoch ein dringender Forschungsbedarf zu weiteren Untersuchungen (siehe unten).

Ergebnisse

Bewertung der untersuchten Kulturen (Status quo)

Unter den oben genannten Rahmen-/ Randbedingungen für die Durchführung der Bewertung ergeben sich folgende in Tabelle 1 dargestellte Bewertungsergebnisse (Zahlen in Klammer = Summen-Boniturwerte):

- Viele Kulturen zeigen eine Eignung als ökologische Vorrangflächen, wenn bestimmte Anbaubedingungen eingehalten werden.
- Die besten Boniturergebnisse zeigen sich neben den mehrjährigen Selbstbegrünungs-Stilllegungen (33) bei mehrjährigen Blühflächen und -streifen (32) sowie bei lichten Getreideflächen mit begleitender Blühpflanzen-Einsaaten (32). Ebenfalls sehr gut als ÖVF geeignet sind neben einjährigen Selbstbegrünungs-Stilllegungen (28) auch einjährige Blühflächen (28) sowie extensive Getreidebaukulturen (27) sowie Linsenanbau (27). Die hier genannten Kulturen können unter den genannten Rahmenbedingungen uneingeschränkt als ÖVF empfohlen werden.
- Im Weiteren weisen eine Reihe weiterer Kulturen mäßig gute Boniturergebnisse auf: Dazu

zählen die Getreide-Mischkulturen (23 / 25), die Bioenergie-Blühpflanzen-Mischungen (23 / 25), der extensive Lein-Anbau (21), extensiver Rotklee- und Espartette-Anbau (21) und die mehrjährige Einsaat-Stilllegung (21). Diese als ÖVF mäßig geeigneten Kulturen ergänzen das „Portfolio“ der best- bzw. gut geeigneten ÖVF-Kulturen, sie sollten es aber nicht dominieren. Zum Beispiel sollte ein 1.000 ha Betrieb als ÖVF nicht nur 70 ha Rotklee auf einem Schlag anbauen und dann von der Anlage weiterer ÖVF entbunden sein, sondern bei diesen mäßig als ÖVF geeigneten Kulturen sollte eine Begrenzung vorgenommen werden.

- Geringe Boniturwerte bzw. keine ÖVF-Eignung weisen alle anderen untersuchten Kulturen auf (Flächen mit Boniturwerten < 20), wozu vor allem auch die gesamte Spannweite der Energiepflanzen zählt (Ausnahme Blühmischungen für Bioenergieanbau, siehe oben mäßig gute Eignung). Hier sind bei einer Zulassung als ÖVF keine deutlichen Vorteile gegenüber einer klassischen Bewirtschaftung zu erwarten. Einen Sonderfall stellen die Kurzumtriebsplantagen (KUPs) dar, bei denen eine streifenförmige Anlage (max. 15 m Breite) z.B. zur Gliederung von Großparzellen von > 10 ha vorstellbar wäre. Ein Streifenanbau würde in dem Fall die Strukturierung der Landschaft erhöhen und je nach Standort vorteilhaft sein, während ein großflächiger Anbau auf mehreren Hektar Fläche oder zusammenhängenden Flächen von > 0,2 ha das Landschaftsgefüge nachteilig verändern kann. Eine Ausnahme stellen ferner besondere Agrarumweltmaßnahmen zum Schutz bedrohter Tierarten dar, die meist kleinflächig angeboten werden und vor Ort zielgerichtet zugeschnitten sind, so z.B. die Anlage von Luzerneflächen zum Schutz des Feldhamsters oder die streifenförmige Bewirtschaftung von Luzerne- oder Kleegrasschlägen zur Förderung des Rotmilans.



Abb. 3, 4, 5 Eine gute Eignung als ÖVF weisen z.B. Blühflächen (links) und Getreideanbau in weiter Reihe (Lichtäcker, mittleres Bild) auf. Getreidemischkulturen wie z.B. mit Wintererbse schneiden mäßig gut ab (Bild rechts) (© Gelhausen, Oppermann, Bernardy).

Fig. 3, 4, 5 Wildflower plots (left) and cereal cultivation in wide rows (centre) have shown a good suitability as EFA. Mixed cereal cultivation with e.g. winter peas has delivered moderate results (right) (© Gelhausen, Oppermann, Bernardy)..



Abb. 6, 7 Vergleichsweise schlecht schneidet z.B. die als Biomassekultur angebaute Durchwachsene Silphie ab (Bild links), da sie ähnlich dicht und hochwüchsig ist wie Mais und nur kurzfristig ein (artenarmes) Blühspektrum aufweist. Ähnliches gilt für die noch im Versuchsstadium angebaute Biomassekultur Sida (Bild rechts) (© Bernardy, Dziewiaty).

Fig. 6, 7 The cup plant (*Silphium perfoliatum*) which is used as biomass crop has shown comparatively bad results (left) since it has a similarly high and dense growth as maize and provides only a short (and species poor) flowering aspect. The same accounts for the biomass crop Virginia Mallow (*Sida hermaphrodita*), which is still subject to field trials (right) (© Bernardy, Dziewiaty).

Bewertung der Kulturen in Alternativ-Szenarien

Vergleicht man das Ergebnis der Bewertung der im Status quo geeigneten Kulturen zur Anrechnung als ÖVF mit der Bewertung, wenn Pflanzenschutzmittel angewendet werden (Szenario 1) oder wenn die Kulturen mit Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Düngung angebaut werden (Szenario 2), dann verändert sich naturgemäß die ökologische Eignung der Kulturen als ÖVF. Die Szenarien wurden dargestellt, um vergleichend eine Aussage darüber zu erhalten, welche Rahmenbedingungen für die ÖVF festgeschrieben werden müssen bzw. wie sich die Situation verändert, wenn bestimmte Rahmenbedingungen nicht festgeschrieben werden. Die Ergebnisse sind in den beiden letzten Spalten der Tab. 1 zusammenfassend dargestellt (Details in NABU *et al.*, 2013). Es zeigt sich, dass eine Vielzahl von Kulturen bei den Szenarien bei Einsatz von Düngung und/ oder Pflanzenschutzmitteln nicht mehr als ÖVF geeignet sind und daher eine Festschreibung von Rahmenbedingungen dringend erforderlich ist, um den ökologischen Erfolg zu sichern.

Tab. 1 Bewertungsergebnisse der Eignung der bonitierten Kulturen als ÖVF, ergänzt um Szenarien für verschiedene Rahmenbedingungen.

Tab. 1 Assessment results for the suitability of the different crops as EFA, complemented by scenarios for different framework conditions.

Kulturen und ihre ökologische Eignung zur Anrechnung als Ökologische Vorrangflächen

Untersuchte Kulturen	Flächenbonitur 2012							Bonitur 2012	Szenarien		
	Ökologische Kriterien								a) mit PSM-I	b) mit PSM und Dünger	
	Spalte A	Einsaatarten-Vielfalt Wildkräuter-Vielfalt	Widkräuter-Vielfalt	Lichter/strukturierter Bestand	Blütenbesucher (Vielzahl)	Feldvogel, Niederwild	Boden-, Wasser-Synnergien		Klimaschutz	SUMME Bonitur-Spalten A-G ÖVF-Eignung	SUMME Bonitur-Spalten A-G ÖVF-Eignung
Extensiver Getreideanbau											
Wintergetreide mit weiter Reihe, ohne Düngung und Pfl.schutz	1	5	5	4	5	4	3	27	++	16	12
Sommergetreide mit weiter Reihe, ohne Düngung und Pfl.schutz	1	5	5	4	5	4	3	27	++	16	12
Wintergetreide mit weiter Reihe und Blühpflanzen-Einsaat	5	5	5	5	5	4	3	32	++	20	+
Sommergetreide mit weiter Reihe und Blühpflanzen-Einsaat	5	5	5	5	5	4	3	32	++	20	+
Alte Sorten Wintergetreide, ohne Düngung und Pflanzenschutz	1	5	5	4	5	4	3	27	++	17	13
Alte Sorten Sommergetreide, ohne Düngung und Pflanzenschutz	1	5	5	4	5	4	3	27	++	17	13
Getreide-Mischkulturen											
Wintergetreide und zweikeimblättrige Mischungspartner	3	3	3	3	4	4	3	23	+	19	13
Sommergetreide und zweikeimblättrige Mischungspartner	3	3	5	3	4	4	3	25	+	21	+
Leguminosen											
Ackerbohne	1	2	2	2	2	3	3	15		15	13
Kleegras (meist Weißklee und Weidelgras)	2	2	2	2	2	4	3	17		16	14
Linse	1	5	5	4	5	4	3	27	++	19	15
Lupine	1	2	2	2	2	4	3	16		15	13
Luzerne	1	2	2	3	4	4	3	19		19	16
Esparssette	1	3	3	3	4	4	3	21	+	21	+
Soja	1	2	2	1	2	3	3	14		14	12
Rotklee	1	3	3	3	4	4	3	21	+	21	+
Weißklee	1	2	2	2	2	4	3	16		16	13
Blühstreifen und -flächen (AUM)											
Blühstreifen und -flächen, einjährig	5	4	4	5	3	4	3	28	++	28	++
Blühstreifen und -flächen, mehrjährig	5	4	5	5	4	5	4	32	++	32	++
Energiepflanzen											
Bokharaklee (mehrjährig)	1	3	2	3	2	4	4	19		18	14
Durchwachsene Silphie (mehrjährig)	1	3	2	2	2	3	4	17		17	13
Kurzumtriebs-Plantagen (KUP) 1 Art	1	2	3	2	2	3	3	16		16	16
Kurzumtriebs-Plantagen (KUP) ≥ 3 heimische Arten	3	3	3	2	2	3	3	19		19	19
Miscanthus (mehrjährig)	1	2	2	2	3	3	3	16		14	13
Quinoa (einjährig)	1	2	2	2	1	2	3	13		13	9
Sida (mehrjährig)	1	2	2	2	1	2	3	13		12	11
Szarvasgras (mehrjährig)	1	2	2	2	1	2	3	13		12	11
Wildpflanzen-Blümmischung (einjährig)	5	4	3	4	2	2	3	23	+	23	+
Wildpflanzen-Blümmischung (mehrjährig)	5	4	3	3	3	3	4	25	+	25	+
Topinambur (mehrjährig)	1	3	2	2	2	3	4	17		17	15
Sonstige Kulturen											
Buchweizen	1	2	2	3	2	3	3	16		15	11
Flachs	1	3	5	3	3	3	3	21	+	16	13
Hanf	1	2	1	2	2	3	3	14		14	10
Zum Vergleich: Flächenstilllegung											
Selbstbegrünungs-Stillelegung, einjährig	3	5	5	5	3	4	3	28	++	28	++
Mehrjährige Selbstbegrünungs-Stillelegung	3	5	5	5	5	5	5	33	++	33	++
Einsaat-Stillelegung (z.B. Weidelgras), mehrjährig	1	2	2	3	3	5	5	21	+	21	+

Bewertungskriterien:
 1 geringer Boniturwert
 3 mittlerer Boniturwert
 5 sehr hoher Boniturwert.

Bewertung Summenwerte (theor. mögl. Werte: 7 - 35)
 13 - 19 = keine ÖVF-Eignung
 20 - 26 = + = mäßige ÖVF-Eignung
 27 - 33 = ++ = gute ÖVF-Eignung

Ausgestaltung der ÖVF für Feldvögel

Die heutige Landwirtschaft ist weitestgehend durch eine hohe Intensität in der Pflanzenproduktion gekennzeichnet. Die zunehmende Größe landwirtschaftlicher Schläge führt zu einem Verlust von naturnahen Kleinstrukturen wie zum Beispiel Feldgehölzen, Grasfluren, breiten Saumstreifen und in landwirtschaftliche Nutzflächen eingebettete Kleingewässer, welche jedoch grundlegend für eine große Vielfalt von Vogelarten sind (HOFFMANN *et al.*, 2012).

Die Ergebnisse der Literaturrecherche zeigen, dass für die am Boden brütenden Feldvögel lichte Strukturen in den Äckern oder ein Wechsel von dichten und lichten Strukturen besonders wichtig sind (z.B. BERNARDY *et al.*, 2008; JOEST, 2009). Günstig wirken sich partielle Stoppelbrache oder Ernteverzicht bzw. ein sehr später Stoppelumbruch aus (JOEST, 2009). Dies gilt auch für Insekten und Wildkräuter, beispielsweise kommen auf Sommergetreideflächen mit doppeltem Saatreihenabstand mehr Tagfalterarten vor als auf konventionell bewirtschafteten Kontrollflächen. Bezüglich der Bearbeitungszeitpunkte zeigt sich, dass Sommergetreideflächen länger als Brutlebensraum besiedelt werden und Zweit- oder Folgebruten möglich sind, auch ist hier eine gute Nahrungsverfügbarkeit an Insekten nachgewiesen (z.B. FUCHS *et al.*, 2008; SETCHFIELD *et al.*, 2012). Einen signifikant höheren Bruterfolg und Schutz von Nestlingen und Flügglingen erreicht man bei später Ernte des Getreides. Hinsichtlich der Eignung der Leguminosen hängt die Nutzbarkeit durch Feldvögel und Wild sehr stark von den Bearbeitungszeiten und der Nutzungsfrequenz ab. Eine späte Mahd bzw. große Intervalle zwischen den Mahdterminen begünstigen den Bruterfolg bei Feldvögeln (z.B. STEIN-BACHINGER *et al.*, 2010; FLADE *et al.*, 2006; JOEST, 2009). Die häufige Mahd, wie sie beispielsweise im Klee gras mit vierwöchigem Schnittrhythmus empfohlen wird, wirkt sich sehr nachteilig auf die Eignung dieser Kultur für alle in der Krautstruktur lebenden und brütenden Arten aus. Dagegen wirkt sich die mehrjährige Nutzung von Klee gras wiederum günstig auf den Humusgehalt und auf den Klimaschutz aus.

Als die nach der vorliegenden Literatur wichtigsten Merkmale der Kulturen für die ökologische Eignung als Brutvogellebensraum stellten sich heraus:

- Vorhandensein eines lichten Bestandes (im Gegensatz zu wenig geeigneten massigen/dichtwüchsigen Beständen),
- ein langer „ungestörter“ Entwicklungszeitraum der Kulturen von Mitte April bis Anfang/Mitte August, damit Tiere und Wildkräuter ihren Entwicklungsrhythmus abschließen können,
- ein Verbleiben von Stoppelbrache bis in den Herbst oder bis ins nächste Frühjahr bzw. das Verbleiben von ungenutzten (Teil-)Flächen.

Eckpunkte für die landwirtschaftliche Nutzung von ökologischen Vorrangflächen

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass auf den ökologischen Vorrangflächen im Rahmen des vorgeschlagenen Greenings der EU-Agrarpolitik durchaus eine landwirtschaftliche Nutzung stattfinden kann; allerdings zeigte sich auch, dass es bis auf selbstbegrünte Brachen keine landwirtschaftliche Kultur sowie keine einzelne Rahmenbedingung gibt, die per se hohe ökologische Wirksamkeit garantiert. Im Gegenteil ist es eine Reihe von Eckpunkten, die die ökologische Wirksamkeit bedingen. Dies sind folgende, entscheidende und unabdingbare Anbau-Rahmenbedingungen, die als Eckpunkte für die ökologische Wirkung der ÖVF herausgearbeitet werden konnten:

- Keine Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und Düngung;
- Keine Bodenbearbeitung und keine Ernte im Zeitraum 15.04. - 01.08. sowie kein Stoppelumbruch vor 30.11. eines Jahres;
- keine Bewässerung und /oder Beregnung;
- Im Hinblick auf die Kontrollierbarkeit: Anbau in weiten Reihenabständen bei Kulturen, die leicht mit klassischen Kulturen verwechselt werden können.

Wenn diese Eckpunkte als Rahmenbedingungen für die Anerkennung von ÖVF festgeschrieben werden können, ist es möglich, auf die Benennung von konkreten Kulturen zu verzichten, was unter dem Gesichtspunkt der WTO-Regelungen („Green-Box-Fähigkeit“) wichtig ist. Durch die Integration von ÖVF in eine Fruchtfolge können die Flächen in der Landschaft „wandern“ und so vielerorts Wirkung entfalten. Bei Einhaltung dieser Eckpunkte findet sich eine ganze Reihe von verschiedenen Kulturen, die als ÖVF in Frage kommen und die eine vielfältige Wirkung für den Biodiversitäts-, Boden-, Wasser- und Klimaschutz erzielen können:

- Blühflächen und -streifen, die ein-, über- oder mehrjährig angebaut werden und viele Arten enthalten.
- Extensiver Getreideanbau in weiter Reihe.
- Extensiver Anbau von Linsen und Lein.
- Extensiver Anbau von Mischkulturen.
- Verschiedene Agrarumweltmaßnahmen mit speziellen Biodiversitäts-Zielen können anerkannt werden (z.B. Maßnahmen für Feldhamster, Ortolan, Wiesenweihe).

Weitere Kulturen mit eingeschränkter Eignung, d.h. Flächen, die nur kleinflächig eine hohe ökologische Wirkung entfalten (hingegen bei großflächigem Anbau ökologisch kaum einen Nutzen bringen oder sogar ökologisch nachteilige Wirkung haben können) sind folgende:

- Anbau von Esparsette, Rotklee oder Luzerne, jedoch nur in Streifenform bis 20 m Breite oder in Kleinparzellen bis ca. 0,2 ha Größe,
- Anbau von Mehrarten-Kurzumtriebsplantagen, ebenfalls nur in Streifenform bis 20 m Breite oder in Kleinparzellen bis ca. 0,2 ha Größe.

Eine Kontrolle dieser Kriterien ist mit dem bisherigen System (InVeKoS) auf Basis der Satellitenbilder nicht ohne weiteres möglich. Vielmehr bedarf es einer Anpassung des Kontrollsystems an diese Aufgabe (insbesondere Befliegungszeitraum). Wichtigstes Kontrollkriterium, das sich auch mit Satellitenbild-Auswertung erfassen lässt, ist die Einhaltung des Ernteausschlusses (keine Beerntung vor 01.08.) und des Umbruchausschlusses (Umbruch frühestens nach dem 30.11.²).

Perspektiven und Vorschläge für eine naturverträgliche Nutzung ökologischer Vorrangflächen

Eine ökologisch wirksame Umsetzung der ÖVF kann besonders dann gelingen, wenn mit Hilfe von Agrarumweltmaßnahmen (AUM) eine zielgerichtete, regions- und standortspezifische Konkretisierung der ÖVF erfolgt. Folgende finanzielle Rahmenbedingungen sollten hierfür gegeben sein oder geschaffen werden:

- Fokussieren auf ökologisch besonders wirksame und effektive AUM: Auf ÖVF sollten besonders diejenigen AUM gefördert werden, die lichtdurchlässige Strukturen in den Äckern schaffen. Dazu gehören z.B. die Anlage von Lichtäckern, Extensivgetreidebeständen in weiter Reihe und das Management von Ackerwildkraut-Schutzflächen. Bei den Blühflächen sollten insbesondere z.B. die mehrjährigen statt der einjährigen Blühflächen gefördert werden.
- Förderung der gezielten Anlage von ÖVF zur Nutzung von Synergieeffekten: Wenn die ÖVF entlang von Hecken, Gewässern, Feldwegen und Waldrändern angelegt werden, haben sie oftmals deutlich höhere ökologische Effekte, als wenn sie nur großflächig auf einem Acker Schlag angelegt werden. Eine streifenförmige Anlage ist jedoch für den Landwirt aufwändiger zu realisieren und bedarf daher einer speziellen Förderung. Es wird vorgeschlagen, dass

² Aus ökologischen Gründen wäre prinzipiell ein Umbruchausschluss bis mindestens Ende Januar des Folgejahres sinnvoll, damit über den Hochwinter Deckung und Strukturen für Wildtiere zur Verfügung stehen. Da die ÖVF jedoch als jährliche Maßnahmen vorgesehen sind, muss sich die Maßnahme noch im laufenden Jahr kontrollieren lassen.

die streifenförmige Anlage von mindestens 12 m Breite und die vernetzte Anlage dieser Flächen besonders gefördert werden.

- **Beratung:** Die Umsetzung der ÖVF ist für viele Landwirte nicht einfach, da sie mit diesem Themenfeld bislang keine Erfahrung haben. Es wird vorgeschlagen, dass eine Beratung für die Landwirte aufgebaut wird: in jedem Landkreis/Naturraum sollten ein oder mehrere Berater für die Landwirte zur Verfügung stehen, die sie im Hinblick auf die Anlage der ÖVF, das Ausmessen in der Fläche und die Inanspruchnahme von AUM beraten. Diese Beratung sollte für die Landwirte kostenlos sein. Auch sollten Demobetriebe für die Anlage von ÖVF geschaffen werden. Die Vernetzungsmaßnahmen können eine enorme Wirkung entfalten und die ökologische Effektivität ist weitaus größer als bei ungesteuerten und unvernetzten ÖVF, deshalb lohnen sich u.E. die hierfür zusätzlich notwendigen Mittel.
- **Monitoring und Evaluierung:** Für das Monitoring und die Evaluierung der Wirkungen der ÖVF sollten Finanzmittel bereitgestellt werden, damit von Anfang an eine entsprechende Wirkungskontrolle konzipiert werden kann.

Abschließend ist festzuhalten, dass die Frage der Größe bzw. der prozentuale Anteil der ÖVF an der landwirtschaftlich genutzten Fläche nicht Bestandteil des vorliegenden Projektes war. Ein Anteil von 5 Prozent ist auf keinen Fall ausreichend, um den weiteren dramatischen Rückgang der biologischen Vielfalt in der Agrarlandschaft aufzuhalten (vergl. DO-G 2012). Eine Vielzahl von Untersuchungen (z.B. Untersuchungen des Julius Kühn-Instituts (HOFFMANN *et al.*, 2012) und des Leibniz-Zentrums für Agrarlandschaftsforschung (SRU, 2013) ergab übereinstimmend, dass der Anteil an Ackerbrachen und sehr extensiv genutzten Agrarflächen größer als 10% sein muss, um positive Auswirkungen auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft zu erhalten. Dies setzt zudem voraus, dass die Ausgestaltung der Vorrangflächen an die oben aufgeführten, konkreten Mindestauflagen gekoppelt ist (anstatt mit zahlreichen anspruchlosen Anrechnungsmöglichkeiten bis zur Wirkungslosigkeit verwässert zu werden).

Forschungsbedarf

Die Untersuchungen haben eine Reihe von prinzipiell geeigneten Kulturen gezeigt. Besonders gut schnitten im Hinblick auf Vereinbarkeit von landwirtschaftlicher Nutzung und ökologischer Wirkung extensive/lichte Getreidekulturen sowie Mischkulturen und Blühflächen ab. Hierzu liegen jedoch in der Praxis nur wenige detaillierte Untersuchungen zum landwirtschaftlichen Anbau (Anbau, Bestandsführung und Fruchtfolge, Erträge und Ökonomische Bewertung, Sorteneignung etc.) sowie zur ökologischen Eignung im Landschaftsmaßstab vor (Eignung für Feldvögel und Niederwild, für Insekten, Fruchtfolge, Humusaufbau und Bodenschutz, etc.). Hierzu ist es wichtig und dringlich, in den nächsten Jahren Erfahrungen zu sammeln, um die zunehmende Bedeutung solcher Flächen auf landwirtschaftlicher und landschaftlicher Ebene darstellen und entsprechende Anbauempfehlungen geben zu können. Ferner sollten auch die verschiedenen Leguminosenkulturen und Biomassekulturen ohne Einsatz von Pflanzenschutz und Düngung in detaillierten Untersuchungen geprüft werden. Hierzu ist eine Zusammenarbeit von Agrarökologen, Ornithologen und Pflanzenbauern erforderlich sowie die Anlage von Landschaftsversuchen (Großflächen) und parallel anzulegenden Parzellen-Exaktversuchen. Im Hinblick auf die zu erwartenden Synergieeffekte für Landwirtschaft und Umwelt und die Weiterentwicklung der Rahmenbedingungen für die ökologischen Vorrangflächen sollten solche Untersuchungen in den Jahren 2013 - 2016 durchgeführt werden.

Literatur

- BENTON, T. G., VICKERY, J. A. und J. D. WILSON, 2003: Farmland biodiversity – is habitat heterogeneity the key? – *Trends Ecol. Evol.* **18**, 182 – 188.
- BERNARDY, P., K. DZIEWIATY, S. SPALIK und P. SÜDBECK, 2008: WAS CHARAKTERISIERT EIN „GUTES“ ORTOLAN EMBERIZA HORTULANA - REVIER? – EINE ANALYSE ALS GRUNDLAGE FÜR SCHUTZBEWÄHRUNGEN. VOGELKDL. BER. NIEDERS. **40**, 127-138.
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz), 2013: Die Zukunft der Gemeinsamen Agrarpolitik. http://www.bmelv.de/SharedDocs/Standardartikel/Landwirtschaft/Agrarpolitik/GAP-Reform-Entwicklung.html;jsessionid=96F125B89CAD508AC11E1FCD33A656562_cid385#doc2961678bodyText1. Zugriff am 15.06.2013.
- DO-G (Deutsche Ornithologen-Gesellschaft), 2012: „Positionspapier Ökologische Vorrangflächen“. Positionspapier verfügbar unter: www.do-g.de/fileadmin/do-g_dokumente/Positionspapier_OeVF_der_DO-G_FG_Voegel_der_Agrarlandschaft_19-11-2012.pdf. Zugriff am 31.05.2013.
- Europäische Kommission – Generaldirektion Landwirtschaft und ländliche Entwicklung, 2012: Landwirtschaft und Umwelt. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/agriculture/envir/index_de.htm (14.11.2012).
- Europäische KOMMISSION, 2011: Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates mit Vorschriften über Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen von Stützungsregelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik. Dokument KOM (2011) 625 endgültig/2. Brüssel, http://ec.europa.eu/agriculture/cap-post-2013/legal-proposals/com625/625_de.pdf, Zugriff am 24.03.2013.
- Europäische Kommission, 2011b: Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. KOM(2011) 244 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- FLADE, M., 2012: Von der Energiewende zum Biodiversitäts-Desaster – zur Lage des Vogelschutzes in Deutschland. *Vogelwelt* **133**, 149 – 158.
- FLADE, M., GRÜNEBERG, C., SUDFELDT, C. und J. WAHL, 2008: Birds and Biodiversity in Germany. 2010 Target. DDA, NABU, DRV, DO-G, Münster (54 pp.).
- FUCHS, D., OPPERMANN, R. und A. KRISMANN, 2011: Umsetzung des High Nature Value Farmland-Indikators in Deutschland. Ergebnisse eines Forschungsvorhabens. Bericht verfügbar unter http://www.bfn.de/fileadmin/MDb/documents/themen/monitoring/Projektbericht_HNV_Maerz2011.pdf, Zugriff am 24.02.2013.
- HOFFMANN, J., BERGER, G., WIEGAND, I., WITTCHEN, U., PFEFFER, H., KIESEL, J. und F. EHLERT, 2012: Bewertung und Verbesserung der Biodiversität leistungsfähiger Nutzungssysteme in Ackerbaugebieten unter Nutzung von Indikatorvogelarten. Kleinmachnow: Julius Kühn-Institut. Berichte aus dem Julius Kühn-Institut 163.
- HOLZSCHUH, A., DUDENHÖFFER, J.-H. und T. TSCHARNTKE, 2012: Landscapes with wild bee habitats enhance pollination, fruit set and yield of sweet cherry. *Biological conservation* **153**, 101-107.
- JANSEN, S. und K. DZIEWIATY, 2009: Auswirkungen des Verlustes von Stilllegungsflächen auf Bestände und Bruterfolg von Vögeln in der Agrarlandschaft der Prignitz. Unveröff. Gutachten im Auftrag der Staatl. Vogelschutzstelle Buckow. Hinzdorf, Seedorf.
- JOEST, R., 2009: Vertragsnaturschutz für Feldvögel in der Hellwegbörde. *Natur in NRW* **3/09**.
- NABU (NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND), 2008: Die Bedeutung der obligatorischen Flächenstilllegung für die biologische Vielfalt. Bonn/ Berlin, 36 S.
- NABU, IFAB, PROJEKTBURO DZIEWIATY + BERNARDY, 2013: Naturverträgliche Nutzung ökologischer Vorrangflächen – ein Mehrwert für Biodiversität und Landwirtschaft? Schlussbericht Februar 2013, Berlin, 74 S., Download: <http://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/landwirtschaft/agrarreform/130305-nabu-bericht-vorrangflaechen.pdf>
- NEWTON, I., 2004: The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. – *Ibis* **146**, 579 – 600.
- OPPERMANN, R., BRABAND, D. und HAACK, S., 2005: Naturindikatoren für die landwirtschaftliche Praxis – Ber. ü. Landw. **83**, 76-102.
- OPPERMANN, R., FUCHS, D. und KRISMANN, A., 2008: Endbericht zum F+E-Vorhaben „Entwicklung des High Nature Value Farmland-Indikators“ (FKZ 3507 80 800) des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). Unveröff. Bericht.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen), 2013: Die Reform der europäischen Agrarpolitik: Chancen für eine Neuausrichtung nutzen, Kommentar zur Umweltpolitik. **11**, 1-32.
- SCHÖNE, F., OPPERMANN, R., GELHAUSEN, J., DZIEWIATY, K. und P. BERNARDY (2013): Naturverträgliche Nutzung ökologischer Vorrangflächen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **45** (5): 133-139.
- STATISTISCHES BUNDESAMT, 2012: Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatorenbericht 2012. Wiesbaden, 79 S.
- SUDFELDT, C., WAHL, J., MITSCHKE, A., FLADE, M., SCHWARZ, J., GRÜNEBERG, C., BOSCHERT C. und BERLIN, K., 2010: Vogelmonitoring in Deutschland – Ergebnisse und Erfahrungen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **83**, 99-117.

Sektion IV: Biodiversitätsfreundliche Nutzungssysteme

Ökologische Vorrangflächen fördern Kulturlandvögel

Ecological compensation areas promote farmlandbirds

Simon Birrer^{1*}, Markus Jenny¹, Fränzi Korner-Nievergelt¹³, Kim Meichtry-Stier¹, Lukas Pfiffner¹², Judith Zellweger-Fischer¹, Jean-Luc Zollinger⁴

¹ Schweizerische Vogelwarte, Seerose 1, CH – 6204 Sempach

²: Forschungsinstitut für biologischen Landbau, (FiBL), Ackerstrasse, CH – 5070 Frick

³: oikostat GmbH, CH – 6218 Ettiswil

⁴: Ch. du Bochet 16, CH – 1032 Romanel-sur-Lausanne

*Korrespondierender Autor, simon.birrer@vogelwarte.ch, +41(0)414629738

DOI 10.5073/Jka.2013.442.012

Zusammenfassung

Der Rückgang der Biodiversität im Kulturland ist in weiten Teilen Europas ein dringendes Problem. Ein Lösungsvorschlag geht dahin, von den Landwirten zu verlangen, dass sie ökologische Vorrangflächen anlegen. In der EU wird diskutiert wie hoch der Anteil solcher Vorrangflächen sein sollte und welche Qualität sie aufweisen müssten. In der Schweiz sind ökologische Vorrangflächen seit 15 Jahren Pflicht und damit Gegenstand diverser Forschungsarbeiten. Der Artikel fasst einige aktuelle Arbeiten der Schweizerischen Vogelwarte Sempach zum Thema „Effekte ökologischer Vorrangflächen auf die Kulturlandvögel“ in Form eines „Werkstattberichtes“ zusammen.

Trotz eines durchschnittlichen Anteils ökologischer Vorrangflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Tallagen der Schweiz von 9,5% liess sich bisher auf nationaler Ebene keine substanzielle Verbesserung der Bestandsituation von typischen Arten des Landwirtschaftsgebietes feststellen. Untersuchungen zeigen, dass neben der Quantität vor allem die ökologische Qualität der Vorrangflächen für das Vorkommen zahlreicher Vogelarten entscheidend ist. Ein wichtiger Aspekt für die Vögel ist dabei die Erreichbarkeit der Nahrung. Lückige Vegetation ist diesbezüglich ein wichtiger Faktor ebenso wie die Sukzession. So ist die Dichte einiger Feldvogelarten in vier- bis sechsjährigen Buntbrachen (Blühstreifen, -flächen) am höchsten.

Mehrere Fallbeispiele dokumentieren, dass sich die Bestände einiger Feldvogelarten mit qualitativ wertvollen ökologischen Vorrangflächen fördern lassen. Aufgrund von statistischen Modellen kann abgeschätzt werden, dass in Ackerbaugebieten rund 14 % hochwertige Lebensräume (Vorrangflächen mit Qualität, naturnahe Lebensräume außerhalb der landwirtschaftlichen Nutzfläche) notwendig sind, um die Bestände von standorttypischen Vogelarten auf beachtliche Siedlungsdichten ansteigen zu lassen.

Die Landwirte spielen bei der Umsetzung von Aufwertungsmaßnahmen die zentrale Rolle. Wir konnten zeigen, dass Landwirte, die eine gesamtbetriebliche Beratung erhalten haben, mehr Leistung für die Biodiversität erbringen. Die 24 im Rahmen eines Projektes beratenen Landwirte stimmten zu, den Anteil von Vorrangflächen mit Qualität auf ihren Betrieben von 3,3 auf 8,7 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche zu steigern.

Im selben Projekt wurde ein Instrument entwickelt, mit welchem die verschiedenen Maßnahmen zur Lebensraumaufwertung mit Punkten bewertet werden. Eine Erfolgskontrolle auf 133 Betrieben zeigt, dass sich dieses Bewertungsinstrument sehr gut eignet, um die Leistung von landwirtschaftlichen Betrieben zugunsten der Biodiversität objektiv abzubilden.

In der Schweiz werden naturnah und umweltfreundlich produzierte Labelprodukte stark nachgefragt. Die Vereinigung der integriert produzierenden Landwirte (IP-Suisse) setzt stark auf die Förderung der Biodiversität und verlangt von ihren Labelproduzenten eine bestimmte Leistung im Bereich Biodiversität. Diese wird mit dem oben erwähnten Punktsystem gemessen. Biodiversität wird damit zu einem Mehrwert, der über höhere Produzentenpreise in Wert gesetzt werden kann.

Stichwörter: ökologische Vorrangflächen, Quantität, ökologische Qualität, Biodiversität, Brutvögel des Kulturlandes

Abstract

Over large parts of Europe, biodiversity loss on farmland is an urgent problem. A suggested answer is to demand from farmers to implement ecological focus areas. Within the EU it is discussed how high the proportion of such ecological focus areas should be and of which quality they have to be. In Switzerland, since 15 years ecological focus areas are mandatory and the topic of several research projects. As a “report on work in progress”, this article outlines some current studies of the Swiss Ornithological Institute on the subject “Effects of ecological focus areas on agricultural birds”.

The mean proportion of ecological focus areas on the utilised agricultural area in the Swiss lowland is 9.5%. Nevertheless, no substantial improvement of population sizes of typical farmland species is seen on a national scale. Research shows that, besides quantity, mainly the ecological quality of the focus areas is essential for the occurrence of many bird species. Thereby, the accessibility of food is an important factor for birds. Sparse vegetation as well as succession play a key role. For example, densities of some farmland bird species are highest in four to six year old wildflower areas/strips.

Several case studies show that populations of some farmland bird species benefit from focus areas of high ecological quality. Based on statistical models, about 14% of high value habitat (focus areas with high ecological quality, semi-natural habitat outside the utilised agricultural area) is necessary in Swiss arable regions to increase populations of typical bird species to considerable densities.

Farmers play a decisive role for the realisation of options promoting biodiversity. We could show that farmers, who got an advisory service providing whole-farm solutions optimising ecological and economic aspects, increase their biodiversity performance. The 24 advised farmers in the project agreed to increase the proportion of focus areas with high quality on their farms from 3.3% to 8.7% of the utilised agricultural area.

Within the same project a tool was developed that is used to score the different options promoting biodiversity. An evaluation of this credit-point-system on 133 farms shows that the point score is an adequate and objective proxy for the biodiversity performance of farms.

In Switzerland, there is a strong demand for ecological and environmental friendly produced label products. The Swiss organisation for integrated farming (IP-Suisse) focuses on the promotion of biodiversity and demands a certain ecological performance from all its producers, which is measured with the above-mentioned credit-point-system. Thus, biodiversity is an added value that can be turned into financial benefit for producers by higher prices.

Keywords: ecological focus area, quality, quantity, biodiversity

Einleitung

Die Europäische Union hat sich zum Ziel gesetzt, den Verlust der Biologischen Vielfalt zu stoppen. Da die Landwirtschaft in der EU 41 % der Fläche beansprucht, ist es unabdingbar, die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) auf ökologische Effizienz und Nachhaltigkeit auszurichten. Ein erklärtes Ziel der EU-Kommission ist eine „grünere“, d.h. natur- und umweltverträgliche GAP. Über dieses sogenannte „Greening“ soll erstmals eine Ökologisierungskomponente in die GAP eingefügt werden. Landwirte, die Fördergelder erhalten, sollen Maßnahmen mit einem Nutzen für den Natur-, Umwelt- und Klimaschutz erbringen, die über die bestehenden Cross-Compliance-Anforderungen hinausgehen. Vorgesehen sind unter anderem Regelungen, wonach ökologische Vorrangflächen angelegt werden müssen („Flächennutzung im Umweltinteresse“ gemäß EU-Kommission). Wie hoch der Anteil solcher ökologischer Vorrangflächen sein muss, ist zurzeit Gegenstand umfassender Diskussionen. Naturschutzorganisationen fordern mindestens 10 %, die EU-Kommission schlägt 7 % vor, während andere Stellen von 3 % ausgehen (OPPERMANN *et al.*, 2012).

In der Schweiz sind 7 % ökologische Vorrangflächen seit 1998 unter dem Begriff „ökologische Ausgleichsflächen“³ Teil des „ökologischen Leistungsnachweises“ (Cross Compliance). Diesen muss jeder Landwirt erfüllen, um staatliche Direktzahlungen zu erhalten (SCHWEIZERISCHER BUNDES RAT, 1992). Die Landwirte können 16 verschiedenen Typen wählen. Es werden vorwiegend Typen gewählt, die auch einen gewissen Ertrag ermöglichen. Am häufigsten werden extensiv genutzte Wiesen angelegt (6,5 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche LN in den Tallagen). Diese dürfen nicht gedüngt werden und der erste Schnitt darf im Talgebiet frühestens am 15. Juni erfolgen. Hochstammobstbäume nehmen 4,5% der Nutzfläche ein (pro Baum wird eine Are angerechnet) und sind somit der

³ Ab 2014 werden sie als „Biodiversitätsförderflächen“ bezeichnet.

am zweithäufigsten angemeldete Typ. Nicht nutzbare ökologische Vorrangflächen wie Bunt- oder Rotationsbrachen⁴ (0,33 resp. 0,1 % der LN) und Hecken (0,33 der LN) haben zwar einen nachweislich hohen positiven Einfluss auf die Biodiversität, werden aber nur selten angelegt (BLW 2012). Seit Einführung der ökologischen Vorrangflächen wird auch in der Schweiz über den notwendigen Anteil diskutiert. Sehr früh wurde aber auch die Qualität der vorhandenen Vorrangflächen und deren räumliche Verteilung kritisiert. Die Schweizer Behörden haben darauf reagiert und fördern seit 2002 die Qualität und Vernetzung der Vorrangflächen in der Öko-Qualitätsverordnung ÖQV (SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT, 2001). Je 25-30% der extensiv genutzten Wiesen, Streuobstflächen und Hecken erreichen die Qualitätsstufe (ÖQV-Qualität), die bei den Wiesen über die botanische Zusammensetzung und bei den anderen Typen über strukturelle Merkmale definiert wird (BLW, 2012).

Die Schweizerische Vogelwarte Sempach widmet sich seit Jahren den Fragen zum Schutz und zur Förderung der Vögel im Landwirtschaftsgebiet. In den letzten Jahren wurden die Resultate aus verschiedenen Projekten veröffentlicht oder stehen kurz vor der Veröffentlichung. Im Sinne eines Werkstattberichtes werden hier einige dieser Resultate vorgestellt. Insbesondere soll die Frage beantwortet werden, ob mit ökologischen Vorrangflächen der Rückgang der Biodiversität, insbesondere der Vogelarten im Kulturland, aufgehalten oder gar rückgängig gemacht werden kann. Weiter wird aufgezeigt, welche Voraussetzungen es braucht, damit ökologische Vorrangflächen tatsächlich angelegt werden.

Material und Methoden

Zu Beginn der 1990er Jahre startete die Vogelwarte in mehreren geografisch und klimatisch unterschiedlichen Regionen der Schweiz langfristig angelegte Projekte, die zum Ziel hatten, Agrarlandschaften mit einem hohen Potenzial für die Biodiversität aufzuwerten. In enger Zusammenarbeit mit lokalen Landwirten, kantonalen und kommunalen Behörden sowie anderen wichtigen Akteuren (Jagd, Naturschutz usw.) wurden ökologische Vorrangflächen angelegt. Zudem wurden naturnahe Lebensräume außerhalb der landwirtschaftlichen Nutzflächen angelegt respektive aufgewertet, z.B. größere Teiche erstellt oder Schutzgebiete erweitert. Die Entwicklung der Lebensräume und der Brutvögel wurden im Sinne einer Erfolgskontrolle dokumentiert.

Das Große Moos (46°48' N, 7°07' E, 430 m ü.M., 77 km²) war bis Ende des 19. Jahrhunderts ein unwegsames Sumpfland mit vielen Flussauen. Umfangreiche Gewässerkorrekturen, die bis 1973 dauerten, veränderten die Landschaft grundlegend. Heute ist es eine intensiv genutzte Agrarlandschaft mit einem hohen Anteil an Gemüsebau, aber auch Ackerland und Grünland. Die ökologischen Aufwertungsmaßnahmen werden von der Stiftung „Biotopverbund Großes Moos“ koordiniert. Einige umfangreiche Renaturierungen konnten als Ersatzmaßnahmen für Straßenbauprojekte realisiert werden. Zwischen 1995 und 2010 erfassten wir alljährlich den Bestand von 24 Kulturlandvogelarten auf der gesamten Kulturlandfläche.

Der Klettgau im Kanton Schaffhausen (450 m ü.M.) ist eine Ackerbauregion mit mildem und trockenem Klima. Die drei Teilregionen Widen (5,3 km², 47°42'N, 8°31'E), Langfeld (2,1 km², 47°41'N, 8°29'E) und Plomberg (4,6 km², 47°40'N, 8°27'E) wurden näher untersucht. 2012 wies das Teilgebiet Widen 14,2%, das Teilgebiet Langfeld 5,3% und das Teilgebiet Plomberg 5,1% ökologische Vorrangflächen auf.

Die Region Orbe (46° 40'N, 6° 32'E, 445-695 m ü.M) liegt in der Westschweiz am Rande des Juras. Obwohl hier nie ein Aufwertungsprojekt stattfand, legten Landwirte auf 89 km² Kulturland zahlreiche Buntbrachen an. Ein Mitarbeiter der Vogelwarte kartierte in den Jahren 2004 bis 2011 die Avifauna von insgesamt 67 Brachen.

Im Projekt „Mit Vielfalt punkten – Bauern beleben die Natur“ erproben wir in Kooperation mit dem Forschungsinstitut für biologischen Landbau in Frick (FiBL) und zusammen mit zahlreichen Betriebsleitern Maßnahmen zur Biodiversitätsförderung auf Landwirtschaftsbetrieben. Im Rahmen dieses Projektes boten wir 24 Landwirten eine gesamtbetriebliche Beratung an. Naturschutzberater

⁴ Sowohl Bunt- als auch Rotationsbrachen dürfen nur auf Ackerflächen angelegt werden und müssen mit speziellen, artenreichen Mischungen angesät werden. Buntbrachen werden sechs Jahre, Rotationsbrachen 2-3 Jahre ohne flächige Pflege belassen.

schlugen auf den Betrieb angepasste ökologische Aufwertungsmaßnahmen vor und berechneten die Auswirkungen der vorgeschlagenen Maßnahmen auf die Nährstoffbilanz, die Raufutterbilanz, die Arbeitsbelastung und das Einkommen (gesamtbetrieblichen Deckungsbeitrag). Auf Basis dieser Berechnung und mit Hilfe von verschiedenen im Rahmen des Projekts entwickelten Beratungsinstrumenten wie Punktesystem (JENNY *et al.*, 2009) und Leitartenset (GRAF *et al.*, 2010) legten Berater und Betriebsleiter gemeinsam massgeschneiderte Massnahmen für den Betrieb fest. Diese Zielvorstellung wurde von beiden Seiten im Rahmen einer Vereinbarung unterzeichnet.

Das Punktesystem wurde aufgrund der vorhandenen Literatur und eigener Erfahrungen gutachterlich erstellt. Es umfasst 32 bewährte Fördermaßnahmen, die mit Punkten belohnt werden. Am meisten Punkte lassen sich mit ökologischen Vorrangflächen erzielen. Dabei werden deren Anteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche, die ökologische Qualität und die räumliche Anordnung bewertet. Weitere Punkte gibt es für Maßnahmen im Grünland (z.B. gestaffelte Wiesennutzung), im Ackerland (z.B. Feldlerchenfenster, Herbizidverzicht) oder für spezielle Maßnahmen (z.B. Förderung der genetische Vielfalt oder von Zielarten). Das Punktesystem kann vom Landwirt selber ausgefüllt werden und soll ihm zeigen, wie viel er zur Förderung der Biodiversität bereits leistet beziehungsweise welche zusätzlichen Maßnahmen möglich wären. Von 2009 bis 2011 wurde auf 133 Betrieben zwischen Bern und Zürich geprüft, wie gut das Punktesystem mit der Biodiversität korreliert. Alle Betriebe lagen unterhalb 800 m ü.M., umfassten sowohl Acker- als auch Grasland und waren zwischen 20 und 30 ha groß, was dem Schweizer Mittelwert entspricht. Auf diesen Betrieben erfassten wir Pflanzen, Heuschrecken und Tagfalter auf Transekten mit einer Gesamtlänge von 2500 m pro Betrieb sowie die Brutvögel mit Hilfe einer flächigen Revierkartierung (BIRRER *et al.*, 2009; JENNY *et al.*, 2013). Als Indikatoren für die Biodiversität verwendeten wir Artenzahl und Revierdichte aller Arten einer Gruppe. Zusätzlich verwendeten wir auch Artenzahl und Revierdichte der Arten gemäß den Umweltzielen Landwirtschaft (BAFU und BLW, 2008) bzw. Vorkommen von Arten der Roten Liste pro Gruppe, so dass insgesamt 19 Biodiversitätsindikatoren verwendet werden konnten.

Für eine genauere Beschreibung der Untersuchungsgebiete und Methoden verweisen wir auf die entsprechenden Originalpublikationen.

Ergebnisse und Diskussion

Qualität der ökologischen Vorrangflächen

Trotz eines durchschnittlichen Anteils ökologischer Vorrangflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Tallagen der Schweiz von 9,5 % im Jahr 2011 (ohne Hochstamm-Obstbäume; BLW, 2012), konnte bisher national noch kaum eine Erholung bei der für das Landwirtschaftsgebiet typischen Biodiversität festgestellt werden (LACHAT *et al.*, 2010). Bei den Brutvögeln verläuft der Swiss Bird Index SBI® UZL Leitarten (UZL = Umweltziele Landwirtschaft, BAFU und BLW 2008) zwar ohne Trend (Abb. 1), die Zielarten nehmen im Bestand aber massiv ab (BIRRER *et al.*, 2011). Schon früh wurde postuliert, dass der geringe Einfluss der ökologischen Vorrangflächen auf die Biodiversität mit deren fehlenden ökologischen Qualität in Zusammenhang steht (BIRRER *et al.* 2007). Aktuelle Auswertungen der Daten aus dem Klettgau bestätigen diese Vermutung. Mit generellen linearen gemischten Modellen (GLMM) wurde getestet, ob ein Zusammenhang zwischen verschiedenen Lebensraumfaktoren und der Revierdichte von neun Brutvogelarten (auf einem Raster mit Zellen-grösse 4 ha) beziehungsweise der Zähl-dichte der Feldhasen (Raster mit Zellengrösse 25 ha) besteht. Unter den unabhängigen Variablen waren unter anderem die Flächenanteile von „Brachen“ (Bunt- und Rotationsbrachen), „Öko-Wiesen mit Qualität“ (extensiv und wenig intensiv genutzte Wiesen mit ÖQV-Qualität) und „Öko-Wiesen ohne Qualität“ vertreten. Dabei zeigte sich bei sechs von zehn untersuchten Arten, dass die Siedlungsdichte mit der Brachefläche zunahm. Bei drei Arten gab es einen positiven Zusammenhang zwischen dem Anteil der Öko-Wiesen mit Qualität und der Revierdichte (Neuntöter, Gold- und Graumammer). Hingegen fand man bei keiner Art einen Zusammenhang zwischen dem Anteil von Öko-Wiesen ohne Qualität und der Siedlungsdichte (MEICHTRY-STIER *et al.* in Vorb.). Neben den ökologischen Vorrangflächen mit Qualität (Brachen und Wiesen) hatten zudem die naturnahen Lebensräume (Hecken, Graben- und Bahnböschungen, Kiesgruben) einen positiven Einfluss auf sechs Arten.

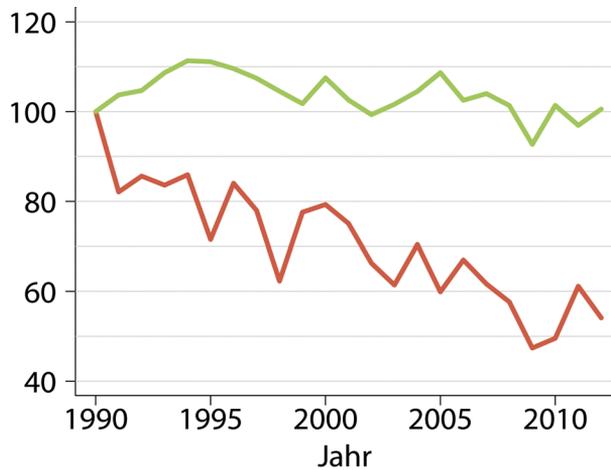


Abb. 1 Swiss Bird Index SBI® Umweltziele Landwirtschaft. Unterschieden wird zwischen Leitarten (grün, N=20 Arten) und Zielarten (rot, N=27). Erstere sind typisch für bestimmte Lebensraumtypen und meist nicht besonders selten. Unter den Zielarten finden sich jene, die zum Überleben auf Artenschutzmaßnahmen angewiesen sind. Der Index im Jahr 1990 wurde auf 100 festgelegt (BIRNER *et al.*, 2011, aktualisiert).

Fig. 1 Swiss Bird Index SBI® target and characteristic species of the environmental objectives in agriculture. We distinguish between character species (green, n=20 species) and target species (red, n=27). The former are typical of specific habitat types and are mostly not rare. The target species are dependent on specific conservation measures for their survival. The index was fixed on 100 for the year 1990 (BIRNER *et al.*, 2011, updated).

Ein besonders wichtiger Aspekt der Qualität eines Lebensraumes für die Vögel ist die Zugänglichkeit zur Nahrung. In mehreren Studien zeigte sich, dass die dichte Vegetation in intensiv genutzten Kulturen dazu führt, dass die Vögel die noch verbleibende Nahrung gar nicht mehr erreichen. Dies gilt auch für ökologische Vorrangflächen. So beherbergen Buntbrachen zwar mehr Mäuse als die umliegenden Kulturen, Turmfalken können diese Nahrungsquelle aber nur im Winter nutzen, wenn die Vegetation tief ist (ASCHWANDEN und BUNER, 2006). In der Vegetationszeit suchen Turmfalken und Waldohreulen hingegen die Nahrung bevorzugt auf frisch geschnittenen Flächen, die an Buntbrachen angrenzen. Dort ist die Erreichbarkeit der Mäuse optimal und das Angebot an Mäusen, die kurzzeitig die Brache verlassen, genügend groß (ASCHWANDEN *et al.*, 2005). Beim Gartenrotschwanz konnte inzwischen experimentell gezeigt werden, dass er die Nahrung in dichter Grasvegetation nicht erreichen kann und deshalb die Nahrung bevorzugt an Stellen mit lichter Vegetation sammelt (MARTINEZ *et al.* 2010). Ihre Nahrung suchen auch Wiedehopf, Wendehals und Heidelerche bevorzugt in lückiger Vegetation (SCHAUB *et al.*, 2008; SCHAUB *et al.*, 2010).

Zeitliche Dynamik

Wie bei allen vom Menschen stark geprägte Lebensräumen unterliegt die Vegetation der ökologischen Vorrangflächen einer zeitlichen Entwicklung. Dies hat einen direkten Einfluss auf deren Qualität als Lebensraum für Tiere. Besonders rasch verläuft diese Vegetationsentwicklung bei den Buntbrachen. Im ersten Jahr ist deren Vegetation noch recht lückig und niedrig. In den Folgejahren dominieren zunehmend höhere, mehrjährige Blütenpflanzen und Gräser und die Vegetation wird dichter und die Zahl der Pflanzenarten nimmt ab. Aber selbst alte Brachen weisen Lücken auf, denn wo viel abgestorbenes Pflanzenmaterial anfällt, wird das Aufkommen neuer Pflanzen verhindert. Im Alter von fünf bis sechs Jahren wachsen die ersten Sträucher auf, Brombeerdickichte können entstehen und bieten so neue Lebensraumstrukturen. Im Gegensatz zu spontan begrüntem Brachen lässt sich die Vegetationsentwicklung von Bunt- und Rotationsbrachen durch die Wahl der Mischungen zumindest in den ersten Jahren lenken. Häufig wird die Meinung vertreten, dass Brachen für Vögel

bereits nach wenigen Jahren ihre Qualität als Lebensraum einbüßen würden, und dass vor allem die zwei bis dreijährigen Brachen wertvoll seien. Die Daten zur Avifauna auf Brachflächen aus dem Gebiet Orbe erlauben eine Auswertung zur Frage, wie sich die Größe und das Alter auf den Vogelreichtum auswirken. Wir konnten zeigen, dass die Größe zwar einen Einfluss auf die Zahl der Brutpaare, nicht aber auf die Revierdichte hat. Hingegen hat das Alter der Brache einen entscheidenden Einfluss sowohl auf die Revierdichte der meisten untersuchten Vogelarten als auch auf die Artenzahl (ZOLLINGER *et al.*, 2013). Die maximale Revierdichte wird bei fünf von acht Arten in fünf bis sechsjährigen Brachen erreicht, selbst für die Feldlerche, welche niedrige und lückige Vegetation bevorzugt, liegt das optimale Alter bei vier Jahren. Die Pflicht, dass Brachen nach sechs Jahren umzubrechen seien, sollte im Licht dieser Auswertungen überprüft werden. Allerdings sind Verallgemeinerungen dieser Ergebnisse vorsichtig anzugehen, denn unter anderen Klimaverhältnissen oder auf anderen Böden kann die Vegetationsentwicklung unterschiedlich schnell voranschreiten.

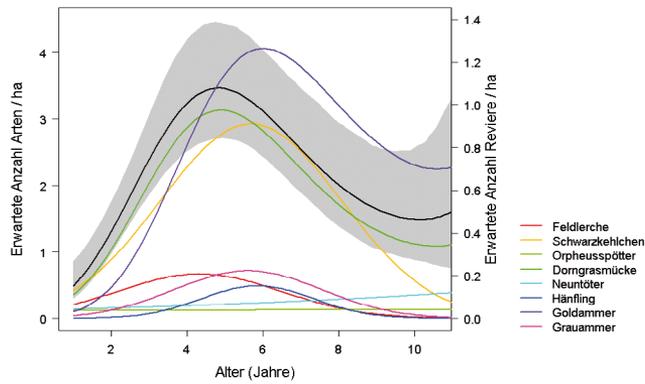


Abb. 2 Artenzahl und Revierdichte von Vogelarten auf Buntbrachen unterschiedlichen Alters im Gebiet Orbe. Farbige Linien = Revierdichte einzelner Arten; Schwarze Linie = Artenzahl; graue Fläche: Konfidenz Intervall zur Kurve Artenzahl. Aus ZOLLINGER *et al.* (2013).

Fig. 2 Species richness and territory density of breeding birds in relation to the age of wildflower areas. Coloured lines = territory density of each species; black line = species richness; grey area = confidence interval of species richness (ZOLLINGER *et al.*, 2013).

Einen Einfluss des Faktors Zeit ist nicht nur auf Ebene der Einzelfläche, sondern auch auf Landschaftsebene festzustellen, wie die Auswertungen aus dem Feldhasen-Monitoring der Schweiz zeigen (ZELLWEGER-FISCHER *et al.*, 2011). Im Rahmen dieses Projektes wurden seit den frühen 90er Jahren auf 43 Zählflächen des Schweizer Mittellandes regelmäßig Feldhasenzählungen durchgeführt. Zu Beginn der Untersuchungen konnte in den Ackerbaugebieten (n=29) noch kein Einfluss von extensiv genutzten Wiesen auf den Bestand festgestellt werden, in den Grünlandgebieten (n=14) gab es sogar einen negativen Zusammenhang zwischen dem Hasenbestand und dem Anteil extensiv genutzter Wiesen. Im Verlauf der Zeit blieb der Hasenbestand auf Flächen mit einem geringen Anteil extensiv genutzter Wiesen konstant tief. In Gebieten mit einem hohen Anteil an extensiv genutzten Wiesen stieg der Bestand hingegen an, so dass mittlerweile ein Zusammenhang zwischen Anteil extensiv genutzter Wiesen und Feldhasenbestand nachgewiesen werden kann (Abb. 3).

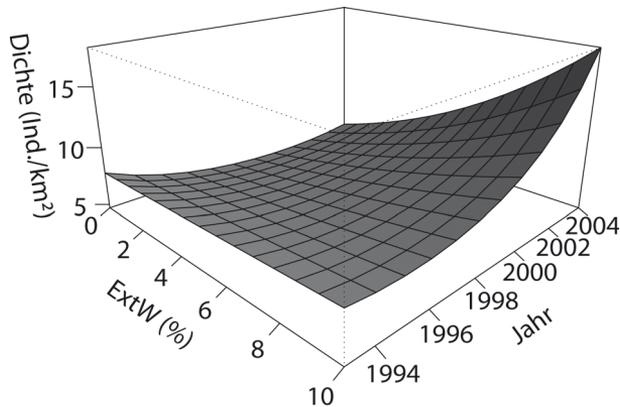


Abb. 3 Feldhasendichte auf 24 Zählflächen in Ackerbaugebieten in Abhängigkeit von der Dichte extensiv genutzter Wiesen (ExtW(%)) und der Zeit. Aus ZELLWEGER-FISCHER *et al.* (2011).

Fig. 3 Brown hare density in 24 arable study sites in relation to density of meadows used at low intensity (ExtW(%)) and time (ZELLWEGER-FISCHER *et al.*, 2011).

Einfluss auf Brutvogelbestände

Die bisherigen Beispiele zeigen, dass qualitativ wertvolle ökologische Vorrangflächen stärker von Leit- und Zielarten besiedelt werden als solche ohne Qualität. Die Frage, ob sich solche wertvollen Vorrangflächen auf den regionalen Bestand der Brutvogelarten auswirken, blieb bisher offen. Die Bestandsaufnahmen ausgewählter Brutvogelarten im Großen Moos geben erste Hinweise. Im gesamten Untersuchungsgebiet fanden wir von 1995 bis 2010 einen leichten aber signifikanten Anstieg der Artenzahl, jedoch keine Tendenz bei der Anzahl Brutpaare (BIRRER *et al.*, 2013). Unterteilt man das ganze Gebiet in Teilflächen, fällt auf, dass es Teilflächen gibt, die nur Vogelarten mit Bestandsabnahmen aufweisen. In anderen Teilgebieten überwiegen Arten mit Bestandszunahmen deutlich. Bei genauerer Betrachtung zeigt sich, dass diejenigen Teilgebiete mit einem hohen Anteil an ökologischen Vorrangflächen zu den Gewinnern gehören, diejenigen mit wenig Vorrangflächen zu den Verlierern (Abb. 4).

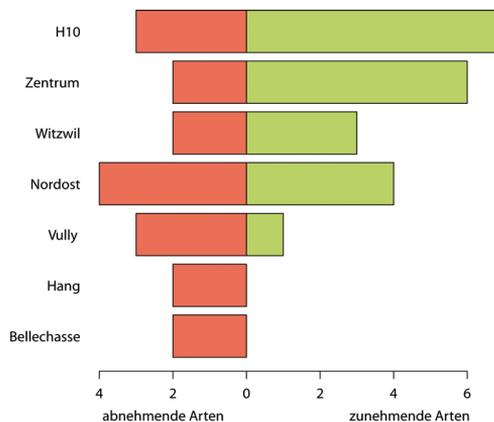


Abb. 4 Anzahl Vogelarten mit positiven respektive negativen Trends in Teilgebieten im Großen Moos. Grüne Säulen = Anzahl Arten mit positivem Trend; rote Säulen = Anzahl Arten mit negativem Trend. Die Teilgebiete H10, Zentrum und Witzwil weisen mehr ökologische Vorrangflächen auf als die anderen. Aus BIRRER *et al.* (2013).

Fig. 4 Number of bird species showing positive and negative trends, respectively, in study sites of the Grosses Moos. Green bars = number of species showing a positive trend; red bars = number of species showing a negative trend. The study sites H10, Zentrum and Witzwil host more ecological focus areas than the other study sites (BIRRER *et al.*, 2013).

Im Klettgau wurde der Bestand von neun Brutvogelarten und des Feldhasen seit 1999 überwacht. In dieser Zeit entstanden im Teilgebiet Widen zahlreiche ökologische Vorrangflächen mit Qualität (2002 5,9 %, 2012 12,2%), während der Anteil an der Vorrangflächen mit Qualität in den beiden anderen Teilgebieten bei etwa 4 % verharrte. In der Folge nahmen die Bestände von sieben der neun untersuchten Vogelarten und des Feldhasen im Gebiet Widen zu, in den beiden anderen Gebieten wiesen nur je zwei Arten eine Zunahme auf während eine respektive drei Arten sogar im Bestand abnahmen (Tab. 1, Abb. 5 und 6, MEICHTRY-STIER *et al.*, in Vorb.).

Diese und weitere Beispiele (z.B. Champagne genevoise, Kanton Genf; BIRRER und OPPERMANN, 2012) zeigen, dass es durchaus möglich ist, den Bestand von Brutvögeln aber auch Säugetieren und Wirbellosen auf Landschaftsebene (mehrere km²) durch ökologische Aufwertungsmaßnahmen markant zu erhöhen.

Tab. 1 Trend der Populationsentwicklung von neun Brutvogelarten und des Feldhasen in den drei Teilgebieten des Klettgaus. Daten wurden von 1999 bis 2012 erhoben. Die Schätzungen stammen aus linearen Regressionsmodellen basierend auf der Revierdichte (Reviere/km²). Signifikanzniveaus: *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$. Aus MEICHTRY-STIER *et al.*, in Vorb.

Tab. 1 Population trends of nine bird species and the brown hare in three study sites of the region Klettgau. Data were collected between 1999 and 2012. Estimates are derived from linear regression models based on territory density (territories/km²). Level of significance: *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$ (MEICHTRY-STIER *et al.*, in prep).

Art		Widen	Langfeld	Plomberg
Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>	-0,05	-0,03	0,01
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	0,08 **	-0,01	0,03
Schwarzkehlchen	<i>Saxicola torquatus</i>	0,29 ***	0,22 **	0,12 ***
Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>	-0,04	-0,28 **	-0,00
Gartengrasmücke	<i>Sylvia borin</i>	0,11 *	0,11	0,09
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	0,05 ***	-0,14 *	0,02
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	0,28 ***	0,22 *	0,04
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	0,20 *	0,04	0,37 **
Graumammer	<i>Milliaria calandra</i>	0,22 **	-0,06 *	-0,11 **
Feldhase	<i>Lepus europaeus</i>	0,67 ***	-0,10	-0,16

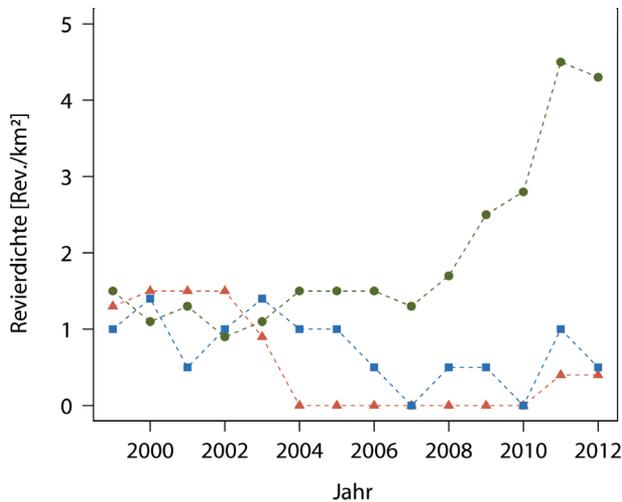


Abb. 5 Entwicklung der Revierdichte der Grauummer in drei Teilflächen des Klettgaus. Grüne Punkte = aufgewertete Teilfläche Widen; blaue Quadrate = Teilfläche Langfeld; rote Dreiecke = Teilfläche Plomberg. Verändert aus MEICHTRY-STIER *et al.* in Vorb.

Fig. 5 Territory density of the corn bunting in three study sites in the Klettgau. Green dots = ecologically improved study site Widen; blue squares = study site Langfeld; red triangles = study site Plomberg. (MEICHTRY-STIER *et al.*, in prep., modified).

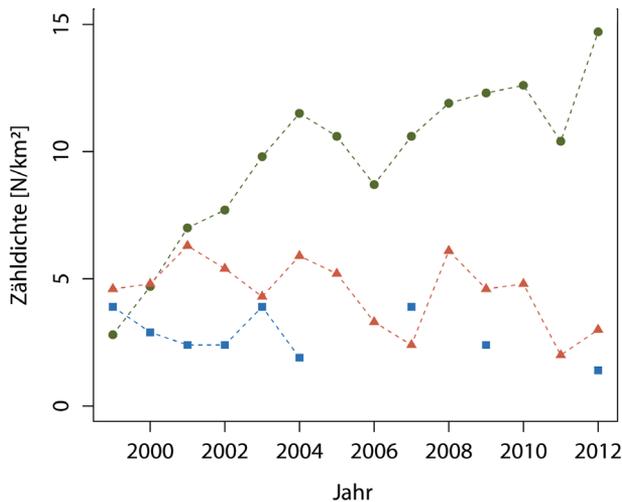


Abb. 6 Populationsentwicklung des Feldhasen in drei Teilflächen des Klettgaus. Grüne Punkte = aufgewertete Teilfläche Widen; blaue Quadrate = Teilfläche Langfeld; rote Dreiecke = Teilfläche Plomberg. Aus MEICHTRY-STIER *et al.* in Vorb.

Fig. 6 Population trend of the brown hare in three study sites in the Klettgau. Green dots = ecologically improved study site Widen; blue squares = study site Langfeld; red triangles = study site Plomberg. (MEICHTRY-STIER *et al.*, in prep.).

Flächenbedarf für Leit- und Zielarten

Es stellt sich somit die Frage, wie groß der Anteil Vorrangflächen mit ökologischer Qualität in einer Landschaft sein muss, um Auswirkungen auf den Bestand von Leit- und Zielarten zu haben. Wir haben dazu Zielwerte für die Revierdichte der im Klettgau untersuchten Vogelarten definiert (Tab. 2). Diese Zielwerte entsprechen relativ hohen Revierdichten, die aber in anderen Regionen der Schweiz oder in Deutschland in vergleichbaren Ackerbaugebieten erreicht werden. Diese Zielwerte setzten wir in die oben beschriebenen Modelle zur Abhängigkeit der Revierdichte vom Lebensraumangebot ein, wobei wir den Anteil Brachen variierten, alle anderen Variablen aber auf den im Klettgau vorhandenen Mittelwert setzten. Der so gefundene Mindestbedarf an Brachen variiert je nach Art beträchtlich und liegt im Schnitt bei rund 7 % (Tab. 2). Zusammen mit den Öko-Wiesen mit Qualität (Mittel 4,7 %) und den naturnahen Lebensräumen (2,5 %) ergibt dies einen Wert von rund 14 % qualitativ hochwertigen Lebensräumen (MEICHTRY-STIER *et al.*, in Vorb.).

Tab. 2 Geschätzter Anteil Brachen, der notwendig ist, damit Vogelarten eine bestimmte Zieldichte erreichen. Berücksichtigt sind jene Arten, bei denen im Klettgau ein Zusammenhang zwischen Dichte der Buntbrache und Revierdichte gefunden wurde. – = Zieldichte kann nicht erreicht werden. Aus MEICHTRY-STIER *et al.* in Vorb.

Tab. 2 Estimates of the proportion of wildflower area required to reach a specific target territory density per cell (4 ha). Only bird species are shown for which a significant correlation between density and amount of wildflower areas was found in the Klettgau. –: target territory density could not be reached (MEICHTRY-STIER *et al.*, in prep.).

Art		Zieldichte [Reviere / 4 ha Raster]	Anteil Buntbrache
Schwarzkehlchen	<i>Saxicola torquatus</i>	0,16	7 %
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	0,08	–
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	0,20	4 %
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	0,60	1 %
Graumammer	<i>Milliaria calandra</i>	0,12	6 %

Umsetzung

Trotz ermutigenden Fallbeispielen ist der Anteil an ökologischen Vorrangflächen mit Qualität in der Schweiz vor allem in den ackerbaulich genutzten Gunstlagen noch sehr tief (< 2% der landwirtschaftlichen Nutzfläche; Walter *et al.* 2013). Bisher war das generelle Interesse der Landwirte für ökologisch wertvolle Vorrangflächen aus verschiedenen Gründen sehr gering (JAHRL *et al.* 2012). Resultate aus dem Projekt „Mit Vielfalt punkten“ zeigen aber, dass sich die Leistung der Landwirte zugunsten der Biodiversität unter deutlich verbessern ließe. So unterzeichneten alle 24 Landwirte, die eine gesamtbetriebliche Beratung erhalten haben, eine freiwillige Vereinbarung und versprachen darin, umfangreiche Maßnahmen auf dem Betrieb umzusetzen und insbesondere den Anteil und die Qualität der Vorrangflächen auf ihrem Betrieb deutlich zu erhöhen (Abb. 7). Interessant ist, dass die meisten Landwirte sogar mehr Maßnahmen in die Vereinbarung aufnahmen, als ursprünglich vom Berater vorgeschlagen. Im Verlauf der Gespräche realisierten viele Landwirte, dass ökologische Vorrangflächen nicht nur ökologische, sondern auch betriebliche und ökonomische Vorteile haben können. Tatsächlich erhöhte sich der Deckungsbeitrag (Ertrag pro ha Kulturland) nach Umsetzen der Maßnahmen im Schnitt pro Betrieb um CHF 3491 (CHEVILLAT *et al.*, 2012). Dafür verantwortlich sind zusätzliche Direktzahlungen des Bundes für die neuen ökologischen Vorrangflächen.

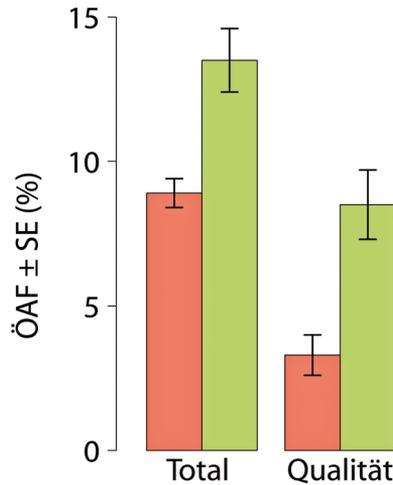


Abb. 7 Durchschnittlicher Anteil ökologischer Vorrangflächen (Total) und ökologischer Vorrangflächen mit Qualität (Qualität) auf 24 Betrieben vor der gesamtbetrieblichen Beratung (rote Balken) und nach der Vereinbarung (grüne Balken). Die Linien geben den Standardfehler an. Aus CHEVILLAT (2012), verändert.

Fig. 7 Average proportion of ecological focus areas (total) and ecological focus areas of high-quality (Qualität) on 24 farms before the whole-farm advisory service (red bars) and after the agreement with the farmer (green bars). Lines show standard errors (CHEVILLAT, 2012, modified).

Viele Landwirte können ihre Leistung zugunsten der Biodiversität schlecht einschätzen. Das von uns entwickelte Punktesystem bietet eine Hilfe, einerseits die eigene Leistung zu beurteilen und andererseits eventuelle Defizite durch Aufwertungsmaßnahmen zu beheben. Wir mussten aber vorerst noch den Nachweis erbringen, dass die Anzahl Punkte effektiv ein geeignetes Maß für die Artenvielfalt ist. Zu diesem Zweck testeten wir auf 133 Betrieben, ob die erzielten Punkte mit der Biodiversität korrelieren. Von den 19 getesteten Biodiversitätsindikatoren korrelierten 14 signifikant mit dem Punktesystem. Keinen Zusammenhang fanden wir bei den Arten der Roten Liste und bei der Zahl der Heuschreckenarten (BIRNER *et al.*, in Vorb.). Das Punktesystem ist damit ein gutes Maß für Artenzahl und Individuendichte der Landwirtschaftsarten auf dem Betrieb. Das Vorkommen von Arten der Roten Liste kann es jedoch nicht voraussagen, dies dürfte vor allem mit der Lage der Betriebe im intensiv genutzten Mittelland zu erklären sein, auf denen viele dieser seltenen Arten nicht mehr vorkommen.

Das Punktesystem stieß auch bei den landwirtschaftlichen Organisationen auf ein großes Interesse. Kurz nach Projektstart im Jahr 2009 entschied sich die Vereinigung der integriert produzierenden Bauern und Bäuerinnen, IP-Suisse, konkrete Kriterien für die Biodiversität in ihren Label-Produktionsrichtlinien zu definieren. Insbesondere wurde das Punktesystem übernommen und festgelegt, dass bis 2013 alle IP-Suisse Label-Produzenten eine Mindestpunktezahl erreichen müssen. Das führte in der Folge zu einer starken Zunahme an wertvollen öAF. So nahm beispielsweise der Anteil von ökologischen Vorrangflächen mit Qualität an der landwirtschaftlichen Nutzfläche von 5,5 % im Jahr 2010 auf 7,9 % im Jahr 2012 zu. IP-Suisse Produkte werden unter anderem beim größten Schweizer Detailhändler unter dem Namen TerraSuisse angeboten. Dieses Label erzielte 2011 einen Umsatz von 664 Millionen CHF. Auch Bio Suisse, der Dachverband der biologisch produzierenden Betriebe, verlangt seit 2012 von seinen Mitgliedern, dass sie eine Anzahl Maßnahmen aus einem vorgegebenen Katalog umsetzen. Dieser Maßnahmenkatalog orientiert sich am Punktesystem. Die beiden Beispiele zeigen, dass viele Schweizer Konsumenten bereit sind, die Leistung der Landwirte für die Biodiversität über höhere Preise zu honorieren. Dank der Konkurrenz zwischen Großverteilern und zwischen Labels entwickelte sich die Biodiversität zu einem beachtlichen Vermarktungsfaktor. Die Biodiversität wurde unter anderem auch in der Werbung vermehrt thematisiert. Dieses Engage-

ment landwirtschaftlicher Organisationen und Detailhändlern zur Förderung der Biodiversität ist bemerkenswert, weil sich der Schweizer Bauernverband gegenüber zusätzlichen ökologischen Leistungen bisher sehr passiv verhielt. Der Erfolg der erwähnten Programme für eine naturnahe und biodiversitätsfreundliche Landwirtschaft stärkt die Bestrebungen des Bundes, die Agrarpolitik noch ökologischer und nachhaltiger zu gestalten und die Schweizer Landwirtschaft auf eine Qualitätsstrategie auszurichten.

Dank

In erster Linie möchten wir den Landwirten danken, die uns erlaubten auf ihren Betrieben zu arbeiten, uns zahlreiche wichtige Informationen zur Verfügung stellten und uns wertvolle Gedankenanstöße gaben. Die hier vorgestellten Arbeiten waren nur möglich dank des großen Einsatzes zahlreicher Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen im Feld beim Erfassen wie auch beim Auswerten der Daten. Die Projekte wurden durch diverse Ämter und Stiftungen finanziert. An dieser Stelle sei allen erwähnten Personen und Institutionen herzlich gedankt.

Literatur

- ASCHWANDEN, J., S. BIRRER und L. JENNI, 2005: Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels *Falco tinnunculus* and long-eared owls *Asio otus*? *Journal für Ornithologie* **146**, 279-286.
- ASCHWANDEN, J. und F. BUNER, 2006: Ökologische Ausgleichsflächen, Kleinsäuger, Turmfalken *Falco tinnunculus* und Waldohreulen *Asio otus*. *Ornithol.Beob.* **103**, 57-58.
- BAFU und BLW, 2008: Umweltziele Landwirtschaft. Hergeleitet aus bestehenden rechtlichen Grundlagen, Umwelt-Wissen. Bundesamt für Umwelt (BAFU) und Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.
- BIRRER, S., O. BALMER, R. GRAF und M. JENNY, 2009: Biodiversität im Kulturland – vom Nebenprodukt zum Marktvorteil. *Mitteilungen aus dem Julius Kühn-Institut* **421**, 21-29.
- BIRRER, S., M. JENNY und N. ZBINDEN, 2011: Bestandsentwicklung der einheimischen Brutvögel im Landwirtschaftsgebiet 1990–2009. *Agrarforschung Schweiz* **2**, 66-71.
- BIRRER, S., P. MOSIMANN-KAMPE, M. NUBER, S. STREBEL und N. ZBINDEN, 2013 (im Druck): Ökologischer Ausgleich und Brutvögel – das Beispiel Grosses Moos 1997–2009. *Ornithol. Beob.*
- BIRRER, S. und R. OPPERMANN, 2012: Recreating HNV farmland and improving nature value – farmers taking over new challenges in central Europe. *High nature value farming in Europe* (eds R.Oppermann, G.Beaufoy & G.Jones), pp. 484-490. verlag regionalkultur, Ubstadt-Weiher.
- BIRRER, S., M. SPIESS, F. HERZOG, L. KOHLI und B. LUGRIN, 2007: The Swiss agri-environment scheme promotes farmland birds: but only moderately. *Journal for Ornithology* **148**. (Suppl. 2), 295-303.
- BLW, 2012: Agrarbericht 2012 des Bundesamtes für Landwirtschaft. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.
- CHEVILLAT, V., O. BALMER, S. BIRRER, V. DOPPLER, R. GRAF, M. JENNY, L. PFIFFNER, C. RUDMANN und J. ZELLWEGE-FISCHER, 2012: Gesamtbetriebliche Beratung steigert Qualität und Quantität von Ökoausgleichsflächen. *Agrarforschung Schweiz* **3** (2), 104-111.
- GRAF, R., H. BOLZERN-TÖNZ und L. PFIFFNER, 2010: Leitarten für das Landwirtschaftsgebiet: Erarbeitung von Konzept und Auswahl-Methoden am Beispiel der Schweiz. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **42** (1), 5-12.
- JAHL, I., C. RUDMANN, L. PFIFFNER und O. BALMER, 2012: Motivationen für die Umsetzung von Ökoausgleichsmaßnahmen. *Agrarforschung Schweiz* **3** (4), 208-215.
- JENNY, M., J. ZELLWEGE-FISCHER, O. BALMER, S. BIRRER und L. PFIFFNER, 2013: The credit point system: an innovative approach to enhance biodiversity on farmland. *Aspects of Applied Biology* **118**, 23-30.
- JENNY, M., J. FISCHER, L. PFIFFNER, S. BIRRER und R. GRAF, 2009: Leitfaden für die Anwendung des Punktesystems Biodiversität IP-SUISSE, Version 2009. IP-SUISSE, Zollikofen und Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- LACHAT, T., D. PAULI, Y. GONSETH, G. KLAUS, C. SCHEIDEGGER, P. VITTOZ und T. WALTER, 2010: Der Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Haben wir die Talsohle erreicht? Bristol-Stiftung; Forum Biodiversität Schweiz (Hrsg.). Haupt, Bern.
- MARTINEZ, N., L. JENNI, E. WYSS und N. ZBINDEN, 2010: Habitat structure versus food abundance: the importance of sparse vegetation for the common redstart *Phoenicurus phoenicurus*. *J.Ornithol.* **151**, 297-307.
- OPPERMANN, R., J. GELBHAUSEN, B. MATZDORF, M. REUTTER, R. LUIK und S. STEIN, 2012: Gemeinsame Agrarpolitik ab 2014: Perspektiven für mehr Biodiversitäts- und Umweltleistungen der Landwirtschaft. Institut für Agrarökologie und Biodiversität, Mannheim, Leibnitz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung, Müncheberg & Hochschule für Forstwissenschaft Rottenburg, Rottenburg.
- SCHAUB, M., N. MARTINEZ, A. TAGMANN-IOSET, N. WEISSHAUPT, M. L. MAURER, T. S. REICHLIN, F. ABADI, N. ZBINDEN, L. JENNI und R. ARLETTAZ, 2010: Patches of bare ground as a staple commodity for declining ground-foraging insectivorous farmland birds. *PLoS ONE* **5** (10), e13115.
- SCHAUB, M., N. ZBINDEN, N. MARTINEZ, M. MAURER, A. IOSET, R. SPAAR, N. WEISSHAUPT und R. ARLETTAZ, 2008: Vögel brauchen lückige Vegetation zur Nahrungssuche, Faktenblatt. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT, 1992: Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. Bundesrat, Bern, Switzerland.
- SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT, 2001: Verordnung vom 4. April 2001 über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft (Ökoqualitätsverordnung, ÖQV). Bern, Switzerland.
- WALTER, T., S. EGGENBERG, Y. GONSETH, F. FIVAZ, C. HEDINGER, G. HOFER, A. KLIEBER-KÜHNE, N. RICHNER, K. SCHNEIDER, E. SZERENCSEITS und S. WOLF, 2013: Operationalisierung der Umweltziele Landwirtschaft. Bereich Ziel- und Leitarten, Lebensräume (OPAL). ART-Schriftenreihe 18. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Tänikon.
- ZELLWEGE-FISCHER, J., M. KÉRY und G. PASINELLI, 2011: Population trends of brown hares in Switzerland: The role of land-use and ecological compensation areas. *Biol.Conserv.* **144**, 1364-1373.
- ZOLLINGER, J.-L., S. BIRRER, N. ZBINDEN, N. und F. KÖRNER-NIEVERGELT, 2013: The optimal age of sown field margins for breeding farmland birds. *Ibis*. **155**: 779-791.

Ein großer Teil der erwähnten Publikationen ist auf www.vogelwarte.ch/publikationen zugänglich.

Schlussfolgerungen für die Politikberatung

Agrarvögel – ökologische Bewertungsgrundlage für Biodiversitätsziele in Ackerbaugebieten: Schlussfolgerungen für die Politikberatung

Farmland Birds - ecological basis for the evaluation of biodiversity targets in agricultural lands: conclusions for policy advice

Oiseaux des milieux agricoles – bases d'évaluation écologique pour les objectifs de biodiversité en zones agricoles: conclusions et conseil politique

Jörg Hoffmann^{1*}, Sophie Jaquier²

¹Julius Kühn-Institut Bundesforschungsanstalt für Kulturpflanzen, Institut für Strategien und Folgenabschätzung, Stahnsdorfer Damm 81, 14532 Kleinmachnow

²Schweizerische Vogelwarte, Seerose 1, CH-6204 Sempach

*Korrespondierender Autor, joerg.hoffmann@jki.bund.de, +49(0)3320348360

DOI 10.5073/Jka.2013.442.013

Zusammenfassung

Agrarvögel sind wichtige Bioindikatoren für landwirtschaftliche Gebiete. Die Datenlage des Vogelindikators zeigt für die deutschen Agrargebiete aktuell eine negative Entwicklung von Artenvielfalt und Landschaftsqualität. Diese Sachlage erfordert für das Erreichen der Biodiversitätsziele dringend wirkungsvollere Naturschutz- und Umweltmaßnahmen im Agrarbereich. Um dies zu erreichen, wurden Methoden zur Identifizierung der Lebensraumeignung von Indikatorvogelarten entwickelt, Wirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen auf Agrarvögel analysiert und Vorschläge für biodiversitätsfreundliche Nutzungssysteme abgeleitet. Forschungsprojekte und lokale Schutzmaßnahmen bilden erfolgreiche Elemente der Biodiversitätssicherung für die Agrargebiete. Für nachhaltige Nutzungssysteme mit Gewährleistung des Biodiversitätsschutzes werden jedoch, wie mit dem Greening der EU anvisiert, in allen Agrargebieten wirksame Naturschutzmaßnahmen unumgänglich. Hinreichende Vorteilswirkungen wären dafür durch ökologische Vorrangflächen erreichbar, wenn diese hohe Habitatqualitäten und ausreichenden Flächenumfang aufweisen. Im Sinne eines flexiblen Tools sollten Optionen der Auswahl betrieblich geeigneter Maßnahmen für den Landwirt bestehen, die jedoch in Abhängigkeit von der Habitatqualität eine Flächengewichtung ökologischer Vorrangflächen erfordern. Zudem wird ein gezieltes Management dieser Nutzflächen im landwirtschaftlichen Betrieb erforderlich.

Stichwörter: Agrarvögel, Bioindikatoren, landwirtschaftliche Gebiete, Biodiversitätsziele, ökologische Vorrangflächen, Habitatqualitäten, Management.

Abstract

Farmland birds act as important bio-indicators for agricultural areas. Bird-based indicators reveal current negative trends in species diversity and landscape quality of German agricultural areas. Urgent, more effective nature protection and environmental measures are needed in agricultural areas to reach biodiversity targets. To this end, methods were developed to assess habitat suitability of indicator bird species, impacts of agricultural measures on farmland birds were analyzed and suggestions for a biodiversity-friendly land-use were derived. Research projects and local conservation measures are effective tools of biodiversity conservation in agricultural areas. Sustainable land-use forms that ensure biodiversity preservation inevitably need efficient nature protection measures in agricultural areas, as aimed by the EU's Greening policy. Sufficiently beneficial effects could be reached through ecological focus areas, where these hold high habitat qualities and are large enough. Farmers should be offered a choice of nature protection measures from which they can select the most operationally applicable to their situation. This, however, requires a weighting of measures of the ecological focus areas as a function of habitat quality. Also, a specific management way is necessary for this agricultural land.

Keywords: Farmland birds, bio-indicators, agricultural areas, biodiversity aims, ecological focus areas, habitat quality, management.

Résumé

Les oiseaux des milieux cultivés sont de précieux bioindicateurs des zones agricoles. Les données du « Bird Indicator » (indicateur basé sur les oiseaux des terres cultivables) pour les zones agricoles allemandes révèlent une évolution actuellement négative de la biodiversité et de la qualité du paysage. Cette situation appelle de manière urgente des mesures de protection de la nature et de l'environnement plus efficaces dans le secteur agricole pour atteindre les objectifs en matière de biodiversité. C'est dans ce but que des méthodes pour identifier l'aptitude d'un habitat pour les espèces indicatrices ont été développées, les impacts des mesures agricoles sur les oiseaux de ces milieux analysés et des suggestions pour des systèmes d'exploitation plus compatibles avec la biodiversité dérivés. Les projets de recherche et les mesures de protection locales sont des éléments préservant efficacement la biodiversité dans les zones agricoles. Des mesures efficaces de protection de la nature en zone agricole, tels que le vise le Greening de l'UE, sont indispensables pour des systèmes d'exploitation durables et garantissant la préservation de la biodiversité. Dans ce but, des surfaces écologiques prioritaires, si celles-ci présentent de hautes qualités d'habitat et sont de taille suffisante, pourraient fournir des effets positifs satisfaisants. Dans l'idée d'un outil flexible, un agriculteur devrait être présenté un choix de mesures adéquates, qui requièrent cependant une pondération des surfaces écologiques prioritaires par leur qualité d'habitat. Une gestion ciblée de ces surfaces exploitées par l'agriculture est en outre indispensable.

Mots-clés: oiseaux des milieux agricoles, bioindicateurs, zones agricoles, objectifs de biodiversité, surfaces écologiques prioritaires, qualité d'habitat, gestion.

Einleitung

Ackerbaugebiete verlangen aus Sicht des Biodiversitätsschutzes, allein bereits wegen ihrer enormen Flächengröße sowie der zunehmenden Nutzungsintensität, größte Aufmerksamkeit. Die Schlussfolgerungen zielen daher auf nachhaltige, moderne und innovative Landwirtschaft mit dem Ziel der Gewährleistung der Biodiversitätsziele für 2020.

Wie die Ergebnisse des Fachgespräches „Agrarvögel – ökologische Bewertungsgrundlage für Biodiversitätsziele...“ zeigen, machen Agrarvögel, in ihren Funktionen als Bioindikatoren, in deutlicher Weise auf eine Reihe bestehender Defizite in den Ackerbaugebieten aufmerksam. Sie weisen auf erforderliche Handlungsoptionen im Kulturpflanzenanbau und in der Gestaltung der Agrarlandschaften durch naturnahe Kleinstrukturen für politikrelevante und praktische landwirtschaftliche Maßnahmen hin. Für die Ableitung geeigneter Empfehlungen sowie Regelungen für nachhaltige Nutzungssysteme sind dazu verstärkt Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen den Bioindikatoren und deren Trends sowie den landwirtschaftlichen Nutzungen zu beachten.

Nachfolgend werden die Kernaussagen der Beiträge des Fachgesprächs in kurzer Form für die Politikberatung zusammengefasst. Die wissenschaftlich begründeten Ergebnisse basieren auf aktuellen Forschungsergebnissen an der Schnittstelle von Landwirtschaft und Biodiversität, mit einem Focus auf die Ackerbaugebiete in Deutschland und in der Schweiz.

Agrarvögel als Bioindikatoren

Im nationalen und europäischen Prozess der Indikatorenentwicklung zählen Vögel seit mehr als 20 Jahren zu den wichtigsten Bioindikatoren landwirtschaftlicher Gebiete. Für diesen Vogelindikator werden in Deutschland seit 1990 die Bestände ausgewählter Vogelarten in einem nationalen Monitoringsystem erfasst und darin auch 10 ausgewählte Arten für das Agrarland zu Zahlwerten in Form jährlicher Indexwerte aggregiert. Diese informieren über den aktuellen Zielerreichungsgrad sowie den Trend des Vogelindikators. Bezugsgröße der Zielwerte für den Indikator sowie für den Teilindikator Agrarland sind jeweils 100 % bis 2015.

National gilt der Vogelindikator als Kernindikator für den Zustand der Artenvielfalt und Landschaftsqualität. Er ist Bestandteil des Indikatorenberichtes der Bundesregierung zur nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU, 2010). Mit 66 %, bei signifikant negativ gerichtetem Trend, liegt der Indexwert des Vogelindikators für Agrarland aktuell weit vom Zielwert 100 % entfernt (SUDTFELD *et al.*, 2010; FLADE, 2013).

Diese Ergebnisse wurden durch sieben erweiterte Artensets der charakteristischen Vogelarten der Agrargebiete, z. B. 26 Arten aus HOFFMANN *et al.*, 2012 sowie 57 Arten aus SÜDBECK *et al.*, 2005, geprüft (TRAUTMANN, 2013).

Sie ergaben:

- Der im nationalen Vogelindikator ermittelte Zielerreichungsgrad und Trend sind eindeutig. In den deutschen Agrargebieten entwickelt sich die biologische Vielfalt negativ, entgegen den nationalen Zielstellungen und den internationalen Verpflichtungen der Konvention über biologische Vielfalt.
- Bisherige Maßnahmen zum Biodiversitätsschutz sind in den Agrargebieten nicht ausreichend, um negative Effekte auf die Biodiversität, z. B. als Folge von Nutzungsintensivierungen, auszugleichen. In den Ackerbaugebieten werden daher wirkungsvollere Maßnahmen für die Erfüllung der nationalen Biodiversitätsziele benötigt.
- Der nationale Vogelindikator und dessen Datenstand ermöglichen bisher keine Klärung von Ursache-Wirkungsbeziehungen zur Identifikation wissenschaftlich begründeter Empfehlungen für Maßnahmen zum Biodiversitätsschutz in der Landwirtschaft.

Methoden für landwirtschaftliche Gebiete

Der nationale Vogelindikator sollte aus Effizienzgründen auch der Klärung von Ursache-Wirkungsbeziehungen dienen. Zu diesem Zweck wurde ein landwirtschaftlich basiertes Vogelmonitoring entwickelt (HOFFMANN *et al.*, 2012; HOFFMANN *et al.*, 2013, HOFFMANN und WITTCHEN, 2013), das leicht in das nationale Vogelmonitoring integriert werden kann. Es dient der Identifikation der Lebensraumeignung der Agrargebiete für Indikatorvogelarten zum Schutz der Biodiversität. Dabei können die Agrarlandschaft, Teile dieser, einzelne Kulturen sowie Biotope betrachtet werden. Die Beantwortung nachfolgender Fragen wird möglich:

- Welche Anbaukulturen wirken sich regional in welchem Flächenumfang positiv auf Indikatorvogelarten aus?
- Welche Art und welcher Flächenumfang der Kleinstrukturen, z. B. der Flurgehölze, sollte regional angestrebt werden, um die Bestände der Indikatorvogelarten positiv zu beeinflussen?
- Wie sollten Naturschutz- und Agrarumweltmaßnahmen gestaltet werden, um Biodiversitätsziele in den Ackerbaugebieten besser zu erreichen?

Vorliegende Ergebnisse informieren über Versuchsdesign und Methoden der Datenanalysen und deren Interpretation. Sie weisen aus, welche Flächenproportionen der Anbaukulturen unter den aktuellen Nutzungsbedingungen und welche Flächenanteile der naturnahen Biotope sich günstig auf die Lebensraumbedingungen einzelner Indikatorvogelarten auswirken. Intensivkulturen, Beispiel Mais und Winterraps, sollten demnach regional einen Flächenanteil von 10 bis 30% der Ackerflächen nicht überschreiten. Daraus folgt, dass bis zu 70% Anbaufläche einer Ackerkultur eines landwirtschaftlichen Betriebes als ‚Greening‘ (COM, 2011) in dieser Weise nicht als positiv für die Biodiversitätsziele gewertet werden kann. Die Mehrzahl der Indikatorvogelarten benötigt zudem in ihren Territorien mehr als 10 % naturnahe Flächen. Ökologische Vorrangflächen in den Ackerbaugebieten von zusätzlich 7 % (COM, 2011) wären daher qualitativ besonders wirksam für den Biodiversitätsschutz zu gestalten, um hinreichend positive Umweltwirkungen zu erreichen.

Neben diesen Kriterien besitzt der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM) ein Risiko für Vogelarten in der Agrarlandschaft. Eine Risikobewertung vor Zulassung eines neu entwickelten PSM ist daher Vorschrift. Über die Vorgehensweise dieser Risikobewertung von Vögeln in Europa zu potenziell durch Pflanzenschutzmitteln auftretenden akuten und reproduktiven Effekten berichten LUDWIGS *et al.*, (2013). Grundlage der Risikobewertung ist nach der aktuellsten Richtlinie der europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA, 2009) eine potenzielle Exposition von Vögeln durch die Aufnahme von PSM-Rückständen über die Nahrung. Die Toxizität zur akuten Risikobewertung einer entsprechenden Substanz erfolgt für Agrarvögel unter Verwendung Nordamerikanischer oder Asiatischer Wachteln. Weitere Prüfschritte, unter Berücksichtigung von Zielarten (focal species), schlie-

ßen Felderhebungen in entsprechenden Feldkulturen ein. Unberücksichtigt bleiben neben den möglichen toxischen Wirkungen in dieser Risikobewertung die indirekten Folgen von PSM, z.B. Nahrungsmangel für Vogelarten nach Herbizid- und Insektizidapplikation. Insbesondere die indirekten Effekte und das zum Schutz der Arten erforderliche Risikomanagement werden daher in JAHN *et al.* (2013) näher umrissen und verschiedene Strategien eines wirkungsvolleren Risikomanagements abgeleitet (HÖTKER *et al.*, 2013).

Wirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen auf Agrarvögel

Untersuchungen über Auswirkungen ackerbaulicher Nutzungen auf die Wildpflanzen in Getreidefeldern (Segetalflora) zeigen für die letzten fünf Jahrzehnte eine Verringerung der regionalen floristischen Artenvielfalt um 23 %. Gleichzeitig hat sich der mittlere Wert des Deckungsgrades der Segetalarten drastisch, auf ein Zehntel des früheren Wertes, reduziert, der Deckungsgrad der Kulturpflanzen deutlich erhöht und die Kulturpflanzenvielfalt verringert. Als Hauptursache für den Rückgang der Segetalflora werden hohe Düngergaben, die Anwendung von Herbiziden sowie dicht stehende Kulturpflanzenbestände angesehen (MEYER *et al.*, 2013), die zu drastischen Veränderungen der Habitatbedingungen für Agrarvögel geführt haben:

- Nahrungsknappheit für Agrarvogelarten durch Mangel an Wildpflanzensamen und Insektenarten (Invertebraten), die mit diesen Wildpflanzen assoziiert sind;
- ungünstige Vegetationsstrukturen durch dichte Kulturpflanzenbestände während sensibler Phasen der Fortpflanzung von April bis Juli in weiten Teilen der Agrarlandschaft;
- häufig große Ackerschläge oder zusammenhängende Schlagkomplexe mit nur einer Anbaukultur (HOFFMANN *et al.*, 2012).

Eine Aufwertung des Nahrungsangebotes für Agrarvögel kann durch artenreiche Saumstrukturen im Grenzbereich von Äckern und Kleinstrukturen erfolgen. Hierfür eignen sich für einige Vogelarten besonders breite Saumstrukturen (Krautstreifen) entlang von linienförmigen und reich strukturierten Flurgehölzen (KÜHNE, 2013). Artenreiche Krautstreifen weisen eine mehrfach höhere Insekten-dichte auf, die somit ein wesentlich besseres Nahrungsgebot für Vögel bilden, als angrenzende Intensivkulturen. Wesentlich sind zudem Bereiche der Ackerflächen mit lichterem Vegetationsstrukturen und die Vermeidung großer, zusammenhängender Ackerflächen mit nur einer Intensivkultur (HOFFMANN *et al.*, 2012) sowie Extensivwäcker mit hoher floristischer und standortangepasster Artenvielfalt (MEYER *et al.*, 2013).

Indirekte Effekte der Wirkung von Pestiziden auf Vogel sind in Feldstudien schwer messbar. Daher wurden auf der Basis zahlreicher empirischer Felddaten über Vorkommen und Siedlungsdichte von Agrarvögeln in Ackerbaugebieten Sensitivitäten einzelner Vogelarten gegenüber Pestiziden, unter Verwendung einer numerischen Skala, eingeschätzt (HÖTKER *et al.*, 2013). Diese Ergebnisse sind in einer eigenen, umfangreichen Studie des UBA dokumentiert.

Biodiversitätsfreundliche Nutzungssysteme

Vertragsnaturschutz und lokale Schutzprojekte bilden erfolgreiche Elemente der Biodiversitätssicherung in Agrargebieten (JOEST, 2013; GOTTSCHALK und BEEKE, 2013; LANGGEMACH und WATZKE, 2013). Ihre Anwendung ist jedoch fast immer auf kleine Gebiete begrenzt und von zusätzlichen finanziellen Mitteln sowie starkem persönlichem Engagement (freiwilliges und ehrenamtliches soziales Handeln) über längere Zeit abhängig. Eine ausreichende Flächenpräsenz landesweit wird mit diesen Methoden nicht erreicht. Neben dem lokalen Artenschutz tragen diese Erfahrungen aus Wissenschaft und Praxis jedoch in großem Maße dazu bei, Informationen für ein flächendeckendes System nachhaltiger und biodiversitätsfreundlicher Nutzungssysteme der Landwirtschaft verfügbar und anwendbar zu machen.

Konsequenter Weise wird dem dringend erforderlichen flächendeckenden Ansatz von der EU mit den als „Greening“ bezeichneten Vorschlägen zur Verbesserung der Natur- und Umweltbedingun-

gen in den landwirtschaftlichen Gebieten nachgegangen (COM, 2011; SUR, 2013). Diese Strategie sieht einen Mindestanteil ökologischer Vorrangflächen sowie maximal zulässige Flächenanteile einzelner Anbaukulturen in den Ackerbaugebieten auf betrieblicher Ebene vor. Dabei sind alle Agrarräume und die darin befindlichen landwirtschaftlichen Betriebe, mit ihren unterschiedlichen naturräumlichen Bedingungen und Ertragspotenzialen, einzubeziehen. Ein anvisierter Anteil ökologischer Vorrangflächen sind 7% der Nutzflächen eines Betriebes (COM, 2011), von Umweltverbänden werden mindestens 10% gefordert (EURONATUR und AbL, 2013).

In der Schweiz sind 7% ökologischer Vorrangflächen (hier als ‚ökologische Ausgleichsflächen‘ bezeichnet) Teil eines ökologischen Leistungsnachweises, um staatliche Direktzahlung zu erhalten. Trotz eines in den Tallagen der Schweiz durchschnittlichen Anteils der ökologischen Vorrangflächen von 9,5% wurden bisher jedoch noch keine substanziellen Verbesserungen der Bestände typischer Agrarvogelarten erreicht (BIRRER *et al.*, 2013). Hinreichende Vorteilswirkungen sind daher nur bei hohen Habitatqualitäten der ökologischen Vorrangflächen und bei diesen mit ausreichendem Flächenumfang möglich. Art und Umfang der ökologischen Vorrangflächen wären demnach naturwissenschaftlich begründet für Biodiversitätsziele zu bemessen und nicht nach politischen Interessenlagen auszuhandeln. Denn beispielsweise marginale Flächenanteile sowie geringwertige Habitate führen zu keiner Sicherung der Biodiversität und Gewährleistung von Nachhaltigkeit in den landwirtschaftlichen Gebieten.

Bewährt haben sich hierbei regional an die Boden- und Nutzungsbedingungen gut angepasste Maßnahmen für ökologische Vorrangflächen, die bei geringer Flächeninanspruchnahme hochwertige Habitatbedingungen in den Agrargebieten ermöglichen. Hierzu zählen Teile von Ackerflächen, die zeitweilig nicht mit Kulturpflanzen bestellt werden, sondern sich spontan durch natürliche Vegetation begrünen oder gezielt mit Wildpflanzen-Saatgutmischungen eingesät werden. Beispielhaft sind Naturschutzbrachen (BERGER und PFEFFER, 2011) und Buntbrachen (BIRRER *et al.*, 2013) sowie Blühstreifen (JOEST, 2013; GOTTSCHALK und BEEKE, 2013) zu nennen. Diese Nutzungstypen erfordern ein spezifisches Management durch den Landwirt und zur Bestandsförderung der Indikatorarten erforderliche Größe der Flächenanteile. Diese sind nach vorliegenden Methoden analysierbar und für Agrarumweltmaßnahmen in Art und Flächenumfang zu quantifizieren, um wirksame Effekte erzielen zu können (HOFFMANN und WITTCHEN, 2013). So wird z.B. durch Blühstreifen erst ab einem Flächenanteil von 3 bis 5% und erst bei Langfristigkeit der Maßnahmen ein sichtbarer Anstieg lokaler Vogelbestände, hier am Beispiel Rebhuhn untersucht, erreicht (GOTTSCHALK und BEEKE, 2013). In Kombination zu diesen, wären weitere Maßnahmen erforderlich.

Nicht immer ist es sinnvoll und möglich, für sehr spezifische und mitunter technologisch aufwendige Maßnahmen anspruchsvolle ökologische Vorrangflächen in den Betrieben zu realisieren. Klar ersichtlich ist dabei, dass Kulturen und spezielle Naturschutzmaßnahmen unterschiedliche Vorzüglichkeit als ökologische Vorrangflächen besitzen (DZIEWIATY, *et al.*, 2013). Auch im Sinne eines flexiblen Tools für die Landwirte sowie unter Beachtung der naturräumlichen Bedingungen ist es daher sinnvoll, nicht ausschließlich auf ökologisch hoch wirksame Maßnahmen zu orientieren, sondern dem Landwirt die Option der Auswahl auch für weniger aufwendiger Maßnahmen und damit ggf. für weniger wirksame ökologische Vorrangflächen zu ermöglichen. Dies würde jedoch zwingend die Einführung von ‚Flächengewichtungsfaktoren für ökologische Vorrangflächen‘ im Wertebereich von 0,1 (ökologisch geringe Positivwirkung) bis 1 (ökologisch hohe Positivwirkung), und Zwischenstufen erfordern. Die Flächengewichtung würde dann den erforderlichen Flächenumfang der Maßnahmen, je nach ökologischer Wertigkeit, zwischen den landwirtschaftlichen Betrieben differenzieren.

Literatur

- BERGER, G. und H. PFEFFER unter Mitarbeit von T.V. ELSÉN, F. GOTTWALD, U. HAMPICKE, K.-U. HARTLEB, M. HAUKE, J. HOFFMANN, H. KÄCHELE, F. LIERMANN, R. OPPERMANN, R. PLATEN, Ch. SAURE und D. SCHEIBE, 2011: Naturschutzbrachen im Ackerbau - Anlage und optimierte Bewirtschaftung kleinflächiger Lebensräume für die biologische Vielfalt – Praxishandbuch - Natur & Text, Rangsdorf, 160 S.
- BIRNER, S., M. JENNY, F. KORNER-NIEVERGELT, K. MEICHTRY-STIEF, L. PFEFFNER, J. ZELLWEGER-FISCHER und J.-L.C ZOLLINGER, 2013: Ökologische Vorrangflächen fördern Kulturlandvögel. Julius-Kühn-Archiv. In diesem Band.
- BMU, 2010: Indikatorenbericht 2010: zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Schottenheim druckwerbung, Eichenau.
- COM, 2011: Legislativvorschläge zur Regelung der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) von 2014 – 2020. http://ec.europa.eu/agriculture/cap-post-2013/legal-proposals/index_de.htm.
- DZIEWIATY, K., P. BERNARDY, R. OPPERMANN, F. SCHÖNE und J. GELHAUSEN, 2013: Ökologische Vorrangflächen – Anforderungen an das Greening-Konzept aus avifaunistischer Sicht. Julius-Kühn-Archiv. In diesem Band.
- EFSA, 2009: Guidance of EFSA – Risk Assessment for Birds and Mammals. EFSA Journal 7, 1-138. (<http://www.efsa.europa.eu/de/efsajournal/pub/1438.htm>).
- EURONATUR und ABL, 2013: EU-Agrarpolitik muss gesellschaftsfähig werden. Rheinbach/Hamm, 35 S.
- FLADE, M., J. SCHWARZ und S. TRAUTMANN, 2013: Bestandsentwicklung häufiger deutscher Brutvögel 1991-2010. Julius-Kühn-Archiv. In diesem Band.
- GOTTSCHALK, E. und W. BEEKE, 2013: Das Rebhuhschutzprojekt im Landkreis Göttingen – Blühstreifenmanagement für das Rebhuhn. Julius-Kühn-Archiv. In diesem Band.
- HOFFMANN, J. und U. WITTCHEN, 2013: Landwirtschaftlich basiertes Vogelmonitoring mit Ergebnissen für Indikatorvogelarten. Julius-Kühn-Archiv. In diesem Band.
- HOFFMANN, J., U. WITTCHEN, U. STACHOW und G. BERGER, 2013: Identification of habitat requirements of farmland birds based on a hierarchical structured monitoring scheme. Chinese Birds, in press.
- HOFFMANN, J., BERGER, G., WIEGAND, I., WITTCHEN, U., PFEFFER, H., KIESEL, J., und F. EHLERT, 2012: Bewertung und Verbesserung der Biodiversität leistungsfähiger Nutzungssysteme in Ackerbaugebieten unter Nutzung von Indikatorvogelarten. Berichte aus dem Julius Kühn-Institut 163: 215 S. und 6 Anlagen.
- HÖTKER, H., R. OPPERMANN, T. JAHN und R. BEIL, 2013: Schutz der Diversität wildlebender Vogel- und Säugetierarten vor den Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln. Julius-Kühn-Archiv. In diesem Band.
- KÜHNE, S., M. MOHN und H. HAHNKE, 2013: Förderung von Vögeln der Agrarlandschaft durch die Neuanlage von Brut- und Nahrungshabitaten. Julius-Kühn-Archiv. In diesem Band.
- LANGGEMACH, T. und H. WATZKE, 2013: Naturschutz in der Agrarlandschaft am Beispiel des Schutzprogramms Großstrappe (*Otis tarda*). Julius-Kühn-Archiv. In diesem Band.
- JAHN, T., HÖTKER, H., OPPERMANN, R., BLEIL, R. und VELE, L. (in Vorbereitung): Protection of biodiversity of free living birds and mammals in respect of the effects of pesticides. UBA, in Vorbereitung.
- JOEST, R., 2013: Vertragsnaturschutz für Feldvögel im Europäischen Vogelschutzgebiet Hellwegbörde (NRW) – Ergebnisse und Perspektiven. Julius-Kühn-Archiv. In diesem Band.
- LUDWIGS, J.-D., R. BLÖCHER, J. SCHABACKER, F. V. BLANCKENHAGEN, Ch. DIETZEN, Ch. PATON, N. LUTZMANN, C. FINK-SCHABACKER, O. KORNER, S. HAAF, F. SCHRÖDER und J. GERLACH, 2013: Bewertung von Vogelarten bei der Zulassung von Pestiziden. Julius-Kühn-Archiv. In diesem Band.
- MEYER, S., K. WESCHE, B. KRAUSE und Ch. LEUSCHNER, 2013: Veränderungen in der Segetalflora in den letzten Jahrzehnten und mögliche Konsequenzen für Agrarvögel. Julius-Kühn-Archiv. In diesem Band.
- SÜDBECK, P., H. ANDRETTZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, T. SCHIKORE, K. SCHRÖDER, und Ch. SUDFELD, (eds) 2005.. Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel in Deutschland. Radolfzell.
- SUDFELDT, C., R. DRÖSCHMEISTER, J. WAHL, K. BERLIN, T. GOTTSCHALK, C. GRÜNEBERG, A. MITSCHKE und S. TRAUTMANN, 2012: Vogelmonitoring in Deutschland. Naturschutz und Biologische Vielfalt 119, 257 S.
- SUR, 2013: Die Reform der europäischen Agrarpolitik: Chancen für eine Neuausrichtung nutzen. Sachverständigenrat für Umweltfragen. Kommentar zur Umweltpolitik, Januar 2013 Nr. 11, 30 S. http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/05_Kommentare/2012_2016/2013_KzU_GAP.pdf?__blob=publicationFile vom 12. Juni 2013.
- TRAUTMANN, S., 2013: Agrarvögel als Bioindikatoren für landwirtschaftliche Gebiete. Julius-Kühn-Archiv. In diesem Band.

Autoren

Beeke, Werner.....	104	Trautmann, Sven	18
Bernardy, Petra.....	126	Watzke, Henrik	112
Birrer, Simon.....	138	Wesche, Karsten.....	64
Blanckenhagen, Felix von ...	50	Zellweger-Fischer, Judith ...	138
Bleil, Richard	91	Zollinger, Jean-Luc	138
Blöcher, Rolf	50		
Dietzen, Christian.....	50		
Dziewiaty, Krista	126		
Finck-Schabacker, Carola ...	50		
Flade, Martin.....	8		
Gelhausen, Jessica	126		
Gerlach, Jochen	50		
Gottschalk, Eckhard	104		
Haaf, Sonja	50		
Hanke, Henry.....	79		
Hötker, Herrmann.....	91		
Hoffmann, Jörg	6, 33, 151		
Jahn, Theresa	91		
Jaquier, Sophie.....	151		
Jenny, Markus.....	138		
Joest, Ralf	93		
Körner, Oliver.....	50		
Korner-Nievergelt, Fränzi ...	138		
Krause, Benjamin	64		
Kühne, Stefan	79		
Langgemach, Torsten.....	112		
Leuschner, Christoph	64		
Ludwigs, Jan-Dieter	50		
Lutzmann, Nicolá	50		
Meyer, Stefan	64		
Meichtry-Stier, Kim	138		
Mohn, Markus	79		
Oppermann, Rainer	91, 126		
Paton, Christopher.....	50		
Pfiffner, Lukas.....	138		
Schabacker, Jens.....	50		
Schöne, Florian	126		
Schröder, Fabian.....	50		
Schwarz, Johannes	8		

Veröffentlichungen des JKI

Das **Julius-Kühn-Archiv** setzt die seit 1906 erschienenen Mitteilungshefte, eine Reihe von Monographien unterschiedlichster Themen von Forschungsarbeiten bis zu gesetzlichen Aufgaben fort. Alle bisher erschienenen Ausgaben sind OPEN ACCESS kostenfrei im Internet zu lesen.

Öffentlichkeit und Fachwelt versorgen wir zusätzlich mit verschiedenen Informationsangeboten über alle Aspekte rund um die Kulturpflanzen. Hierfür stehen verschiedene Broschüren, Faltblätter, Fachzeitschriften und Monographien aber auch verschiedene Datenbanken als Informationsressourcen zur Verfügung.

Für die Allgemeinheit sind vor allem die Faltblätter gedacht, die über Nützlinge im Garten, aber auch über spezielles wie den Asiatischen Laubholzbockkäfer informieren. Außerdem ist der regelmäßig erscheinende Jahresbericht allgemein interessant, vor allem mit den umfassenden Artikeln zu besonderen Themen, die Sie aber auch im Internet auf den thematisch dazugehörigen Seiten finden.

Seit 2009 wird vom Julius Kühn-Institut als wissenschaftliches Fachorgan das **Journal für Kulturpflanzen – Journal of Cultivated Plants** (vormals Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes) monatlich herausgegeben (<http://www.journal-kulturpflanzen.de>).

Weiterführende Informationen über uns finden Sie auf der Homepage des Julius Kühn-Instituts unter <http://www.jki.bund.de> im Bereich Veröffentlichungen.

Spezielle Anfragen wird Ihnen unsere Pressestelle (pressestelle@jki.bund.de) gern beantworten.

Anschrift für **Tauschsendungen**:

Please address **exchanges** to:

Adressez **échanges**, s'il vous plait:

Para el **canje** dirigirse por favor a:

Informationszentrum und Bibliothek

Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen

Königin-Luise-Straße 19

D-14195 Berlin, Germany

E-Mail: ib@jki.bund.de

Fachgespräch „Agrarvögel – ökologische Bewertungsgrundlage für Biodiversitätsziel in Ackerbaugebieten“, Kleinmachnow, 01.-02. März 2013

Der Biodiversitätsschutz erfordert nachhaltige, moderne und innovative landwirtschaftliche Nutzungen für das Erreichen der Biodiversitätsziele 2020. Vogelarten des Agrarlandes sind Indikatoren für Artenvielfalt und Landschaftsqualität und in diesem Zusammenhang eine wichtige Basis für Bewertungen und erforderliche Maßnahmen. Im Fachgespräch wurden daher Ergebnisse zu den Themen „Agrarvögel als Bioindikatoren“, „Methoden für landwirtschaftliche Gebiete“ und „Wirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen auf Agrarvögel“ zusammengetragen sowie Wege für „Biodiversitätsfreundliche Nutzungssysteme“ aufgezeigt und politikrelevante Empfehlungen für den Biodiversitätsschutz abgeleitet. Diese fordern zu gezielten und wirkungsvolleren Naturschutzmaßnahmen in allen Teilen der Ackerbaugebiete auf.

Workshop „Farmland birds – ecological basis for valuing of biodiversity targets in agricultural lands“, Kleinmachnow, 01-02 March 2013

To reach the 2020 Biodiversity Strategy aims, the biodiversity conservation needs of a sustainable, modern and innovative agriculture. Farmland birds are indicators for species diversity and landscape quality, and therefore an important basis for assessments and necessary measures. The workshop compiled results from topics regarding “Farmland birds as bio-indicators”, “Methods for agricultural areas” and “Impacts of agricultural measures on farmland birds”, and indicates ways to a “Biodiversity-friendly land-use”. Moreover, discussions resulted in policy-relevant recommendations for biodiversity protection. These conclusions should be implemented into specific and more effective nature conservation measures throughout all agricultural areas.