

---

## 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](mailto: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 km<sup>2</sup> Plots durch Revierkartierung, in acht Zeitschritten von März bis Juli, synchron mit landwirtschaftlichen Erhebungen auf vergrößerten Plots von 1,43 km<sup>2</sup>. 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 km<sup>2</sup> plots by field surveys in eight time steps from March to July, synchronous with agricultural surveys on larger plots of 1.43 km<sup>2</sup>. 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 Bestandsdaten 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 Vogelindicators 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 Vogelindicators 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 km<sup>2</sup> 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 km<sup>2</sup> 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 selbst-begrünte 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 km<sup>2</sup> 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 km<sup>2</sup> 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 km<sup>2</sup> (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 km<sup>2</sup> erfasst (Abb. 3). Diese Parameter wurden während jeder der 8 Flächenbegehungen für alle Ackerflächen innerhalb der 1,43 km<sup>2</sup> 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

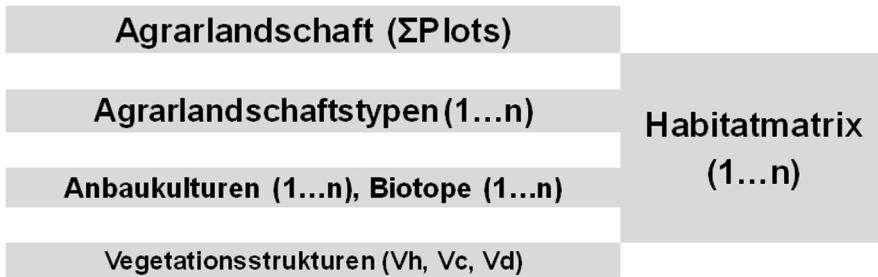


**Abb. 3** Plot mit 1,43 km<sup>2</sup> Größe (rote Außenkontur) für die Kartierung der Ackerschläge, Anbaukulturen und deren Vegetationsstrukturen sowie der Biotope auf der Vogelmonitoringfläche (1 km<sup>2</sup>) plus eines umgebenden 100 m breiten Pufferstreifens, mit hinterlegtem Luftbild (© GeoBasis-DE/BKG, 2010), Nummerierung der Ackerschläge und farbig dargestellten Biotoptypen nach Biotoptypenkartierung Brandenburg sowie Kennung der Bearbeitungskarte (unten rechts).

**Fig. 3** Plot of 1.43 km<sup>2</sup> (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 km<sup>2</sup>) 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  $314 \text{ m}^2$ ,  $r_{\max} = 100$  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  $1 \text{ km}^2$  Plots liegen. Größere  $r_{\max}$  würden demnach einen größeren Kartierungsumfang der Nutzungen und Biotop für mehr als  $100$  m außerhalb der  $1 \text{ km}^2$  Plots erfordern.

Durch HM-Analysen lassen sich auf diese Weise die von den Arten gewählten und ihren Habitansprüchen 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 Landschaftstypen Nutzungen und Biotope	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
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-Farmland<sup>1</sup>-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 Brutsaison<sup>2</sup> des Jahres für die betrachtete Art bezieht.

<sup>1</sup> **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).

<sup>2</sup> **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.)

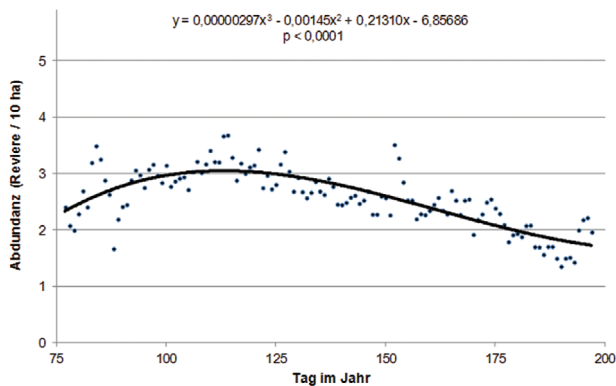
Die Nutzung der Daten mehrerer (acht) Feldgänge der RPs während der Brutsaison führt daher zu Informationen über den zeitlichen Verlauf der ‚**dynamischen Abundanz**‘ (HOFFMANN *et al.*, 2012; HOFFMANN und WITTCHEM, 2013a), deren Ursachen in populationsbiologischen (u. a. Zugverhalten, Fitness) und externen 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 sowie zugehöriger Flächendaten der RP-Umgebung ein. Die Indikatorvogelarten Feldlerche, Grauammer, Goldammer (*Emberiza citrinella*), Schafstelze (*Motacilla 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.



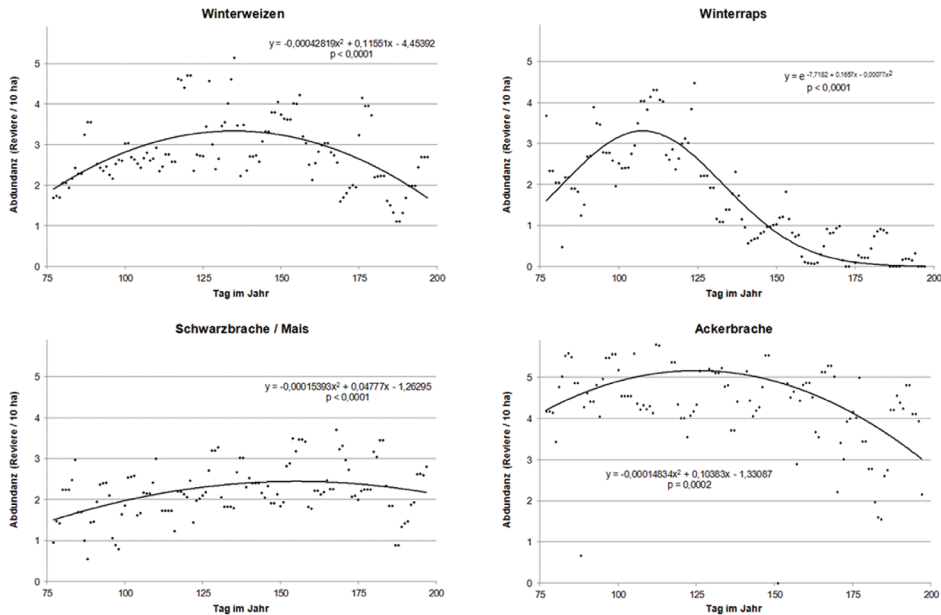
**Abb. 5** Einzelwerte der Abundanz und Funktionsverlauf der dynamischen Abundanz (dA) der Feldlerche von Mitte März bis Mitte Juli in der Agrarlandschaft (auf 2761 ha Ackerfläche der 29 Plots), (HOFFMANN und WITTCHEN, 2013a).

**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).

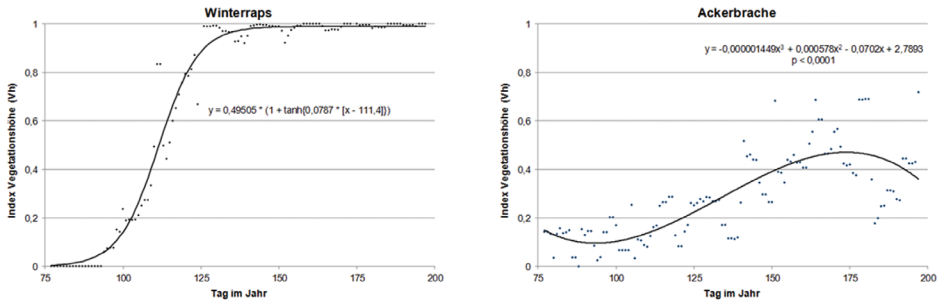
**Fig. 6** Dynamic abundance (dA) of the Skylark in different crops: winter wheat (609 ha), winter rape (687 ha), maize (649 ha) and fallow land (337 ha), (HOFFMANN und WITTCHEN, 2013a).

### 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).

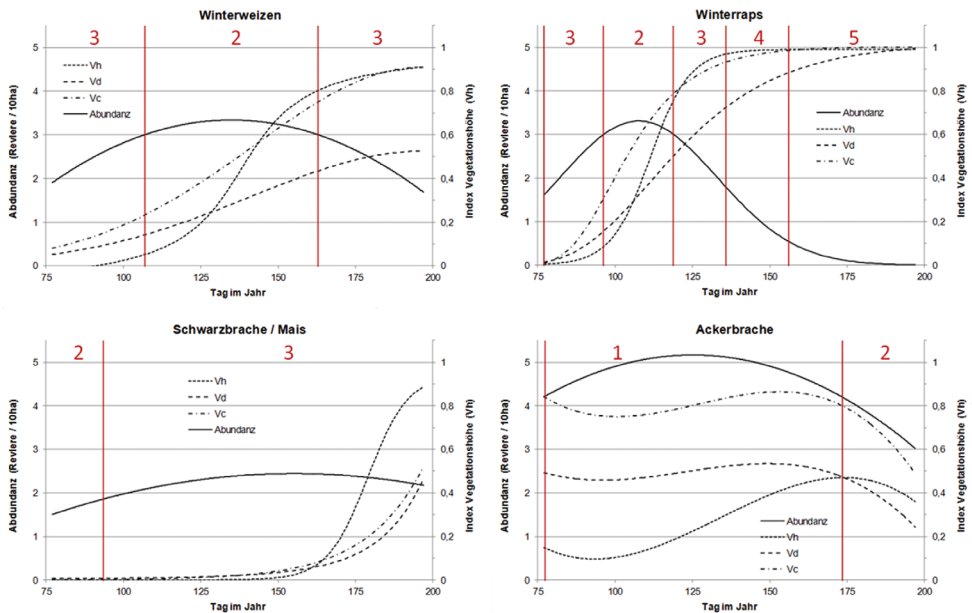
**Tab. 4** Vegetation indices of the considered crops with maximum abundance of skylark (HOFFMANN und WITTCHEN, 2013a).

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, fallow land 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 Habitatsignung 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).

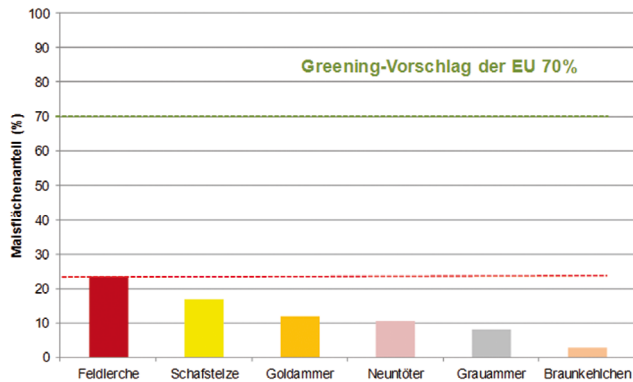
**Tab. 6** Areas proportions (%) of crops in the agricultural landscape (left) and in the territories of the bird species (Skylark, Corn bunting, Yellowhammer, Yellow wagtail, Whinchat and Red-backed shrike (right)), (HOFFMANN *et al.*, 2012; HOFFMANN, 2012).

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

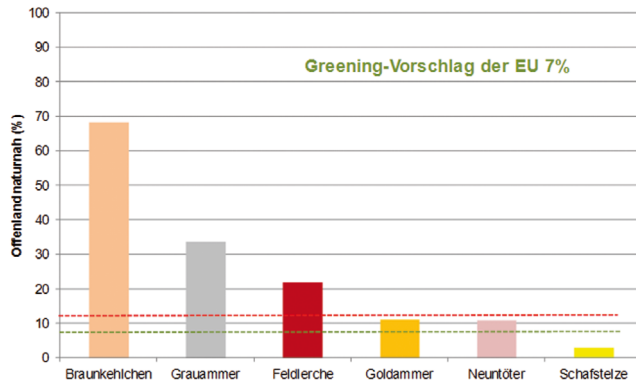
**Tab. 7** Areas proportions (%) of habitats in the agricultural landscape (left) and in the territories of the bird species (Skylark, Corn bunting, Yellowhammer, Yellow wagtail, Whinchat and Red-backed shrike (right)), (HOFFMANN *et al.*, 2012; HOFFMANN, 2012).

Agrarlandschaft (% Flächen) der Biotope	Flächenumfang (%) Habitatmatrix		
	Feldlerche	Grauammer	Goldammer
<b>Flurgehölze 1,14</b>	0,25 – 0,38 (<0,4)	4,2 – 5,1 (≈4,6)	8,6 – 12,3 (≈10)
<b>Wald 0,64</b>	0 – 0,06 (≈0)	0,03 – 1,3 (≈0,5)	2 – 5,8 (>2)
<b>Gewässer 1,00</b>	0,24 – 0,41 (<0,4)	0,8 – 2,1 (≈1,5)	3,8 – 5,0 (≈4)
<b>Ackerbrachen ≈12</b>	19 – 23,7 (>19)	26,9 – 32,6 (>27)	6 – 10,2 (≈8)
<b>Grasland 1,20</b>	0,37 – 0,61 (<0,6)	2,4 – 5,6 (>2,5)	1,3 – 4,5 (≈3)
<b>Siedlungsflächen 0,25</b>	0,07 – 0,27 (<0,3)	0,6 – 1,7 (≈1,1)	0,9 – 2,1 (≈1,2)
<b>Verkehrsflächen 0,50</b>	0,12 – 0,21 (≈0,2)	0,03 – 1,3 (≈0,5)	0,06 – 0,32 (≈0,2)
	Schafstelze	Braunkehlchen	Neuntöter
<b>Flurgehölze 1,14</b>	1,8 – 2,6 (≈2)	1,4 – 2,1 (≈1,7)	9,47 – 12,48 (≈11)
<b>Wald 0,64</b>	0 (0)	0 – 0,86 (<0,9)	0,9 – 4,29 (≈2,5)
<b>Gewässer 1,00</b>	1,6 – 2,1 (≈1,8)	0,6 – 2,3 (≈1,4)	0 – 0,98 (<0,98)
<b>Ackerbrachen ≈12</b>	0,02 – 4,3 (<4)	35,1 – 62,8 (>40)	0 – 13,84 (≈10)
<b>Grasland 1,20</b>	0,2 – 1,1 (≈0,6)	6,0 – 12,4 (>6,0)	1,27 – 7,21 (≈4)
<b>Siedlungsflächen 0,25</b>	0 – 0,4 (<0,4)	0,3 – 0,6 (≈0,4)	1,76 – 4,13 (<4)
<b>Verkehrsflächen 0,50</b>	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 km<sup>2</sup>) erfolgen, wenn diese möglichst vollständig in der Agrarlandschaft liegen und durch ein Programm für Nutzungskartierungen auf erweiterter Plotfläche von 1,43 km<sup>2</sup> 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, Wiebelsheim.
- BfN, 2013: [http://www.biologischesvielfalt.de/ind\\_hnv.html](http://www.biologischesvielfalt.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](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](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.