

## Bestandsentwicklung von Brutvögeln in der Reinacher Ebene (Kanton Basel-Landschaft) von 1997 bis 2016

Nicolas Martinez, Tobias Roth, Valentin Moser, Gottfried Oesterhelt, Brigitte Pfarr Gambke, Peter Richterich, Thomas B. Tschopp, Martin Spiess und Simon Birrer



MARTINEZ, N., T. ROTH, V. MOSER, G. OESTERHELT, B. PFARR GAMBKE, P. RICHTERICH, T. B. TSCHOPP, M. SPIESS & S. BIRRER (2017): Population trends of breeding birds in the agricultural area of Reinach (canton of Basel-Landschaft) from 1997 to 2016. Ornithol. Beob. 114: 257–274.

We investigated the long-term impact of ecological compensation areas on the populations of breeding birds in an agricultural area covering 5.5 km<sup>2</sup> between Aesch, Ettingen, Reinach and Therwil in the canton of Basel-Landschaft, where annual bird mapping has been carried out since 1997. The trends observed in this area largely corresponded to the nationwide trends for Switzerland, with the exception of the following species: The Common Redstart *Phoenicurus phoenicurus* population considerably decreased in the study area, whereas the nationwide trend seems to be slightly positive. The Grey-headed Woodpecker *Picus canus* population decreased, and there is no clear nationwide trend. The Eurasian Kestrel *Falco tinnunculus* population remained constant, but considerably increased in Switzerland. The Yellowhammer *Emberiza citrinella* increased, but not in the whole of Switzerland, and the Red-backed Shrike *Lanius collurio* increased, but decreased in Switzerland. For Yellowhammer, Red-backed Shrike and European Stonechat *Saxicola rubicola* we found a clear positive relationship between annual number of territories and total area of wildflower strips in the respective years. Our results show that the system of ecological compensation areas can lead to population increases of specialized farmland birds, provided that ecological compensation areas are chosen to benefit the particular target species. In our study area, wildflower strips had clear positive impacts. To create suitable conditions for as many farmland bird species as possible, wildflower strips should have several age stages and high structural diversity. Some wildflower strips should be maintained during a longer period than prescribed by law. In the study area, we found a strong decrease in bird species inhabiting orchards. Although the loss of high-stem fruit trees slowed down due to economical incentives, orchards have obviously lost part of their former habitat quality.

Nicolas Martinez und Tobias Roth, Hintermann & Weber AG, Austrasse 2a, CH–4153 Reinach, E-Mail [martinez@hintermannweber.ch](mailto:martinez@hintermannweber.ch); Martin Spiess und Simon Birrer, Schweizerische Vogelwarte, CH–6204 Sempach, E-Mail [simon.birrer@vogelwarte.ch](mailto:simon.birrer@vogelwarte.ch); Valentin Moser, Ochseneggasse 66, CH–4123 Allschwil; Gottfried Oesterhelt, Eggfluhstrasse 18, CH–4153 Reinach; Brigitte Pfarr Gambke, Nespelmattweg 13, CH–4148 Pfeffingen; Peter Richterich, Bodenweg 55, CH–4144 Arlesheim; Thomas B. Tschopp, Juraweg 2, CH–4107 Ettingen

Um die negative Entwicklung der Biodiversität zu stoppen, führte der Bund 1997 den ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) ein. Mit Hilfe von Biodiversitätsförderflächen (früher «ökologische Ausgleichsflächen») sollen negative Auswirkungen auf das Vorkommen und die Bestände wildlebender Tier- und Pflanzenarten im Kulturland kompensiert werden. Beispiele für Biodiversitätsförderflächen sind Hecken, wenig intensiv oder extensiv bewirtschaftete Wiesen, Hochstamm-Obstbäume oder Buntbrachen. Um Direktzahlungen beziehen zu können, muss ein landwirtschaftlicher Betrieb mindestens 7 % seiner Flächen als Biodiversitätsförderflächen bewirtschaften (Caillet-Bois et al. 2017).

Die umgesetzten Massnahmen haben teilweise zu Verbesserungen geführt. Meist beschränken sich positive Auswirkungen der Biodiversitätsförderung im Kulturland jedoch auf einzelne Arten oder Artengruppen (Kleijn & Sutherland 2003, Roth et al. 2008). Für die Brutvögel in der Schweiz konnte keine substantielle Trendwende festgestellt werden (Birrer et al. 2011), und der Anteil an Brutvogelarten auf der Roten Liste ist im Kulturland be-

sonders hoch (Keller et al. 2010a). Ein Grund für den geringen Einfluss der Biodiversitätsförderung auf die Brutvogelbestände dürfte die oft zu geringe ökologische Qualität der Flächen sein (Birrer et al. 2007a, Birrer et al. 2013). So machen extensiv bewirtschaftete Wiesen den mit Abstand grössten Teil der Biodiversitätsförderflächen aus, aber es handelt sich meist um nährstoffreiche, dicht wachsende Wiesen (Herzog et al. 2005). Verschiedene Brutvögel des Kulturlands sind aber für den Nahrungserwerb auf lückige Bodenvegetation angewiesen (Martinez et al. 2010, Schaub et al. 2010, Martinez 2012). In ackerbaulich besonders wertvollen Gebieten sind Biodiversitätsförderflächen zudem untervertreten (Zellweger-Fischer et al. 2016).

Um Möglichkeiten zu finden, die Biodiversitätsförderung zu verbessern, sind Angaben zur Wirkung auf Zielarten zentral. Eine wichtige Grundlage hierzu bilden langfristige Bestandserhebungen von Arten, die aufgrund ihrer Habitatansprüche positiv auf Biodiversitätsförderflächen reagieren sollten.

Auf der landwirtschaftlich geprägten Fläche zwischen Aesch, Ettingen, Reinach und Ther-



**Abb. 1.** Das Untersuchungsgebiet Reinacher Ebene in der Nordwestschweiz und die erfasste Landnutzung (Stand 2015). – *The study area Reinach, situated in northwestern Switzerland, and land use (2015).*



**Abb. 2.** Hochstamm-Obstbestände im Südwesten des Untersuchungsgebiets (Bildhintergrund). Aufnahme 25. Juli 2006, N. Martinez. – *High stem orchards in the southwestern part of the study area.*

wil im Kanton Basel-Landschaft werden seit der Einführung des kantonalen Programms «Biodiversitätsförderung im Landwirtschaftsgebiet» im Jahr 1989 ökologische Aufwertungen umgesetzt. Im Zusammenhang mit dem 2007 gestarteten Projekt «Hopp Hase» wurden diese Arbeiten besonders im Hinblick auf die Anlage hasenfreundlicher Buntbrachen verstärkt (Weber 2017). Seit 1997 werden im Gebiet jährlich Brutvogelkartierungen durchgeführt. Bis 2016 liegen somit lückenlose Brutvogelerhebungen aus den letzten 20 Jahren vor. Zusammen mit den periodisch durchgeführten Nutzungskartierungen sowie mit den Angaben zur Anzahl und Lage von Biodiversitätsförderflächen ermöglichen diese Daten, Rückschlüsse zum langfristigen Einfluss von Biodiversitätsförderflächen zu ziehen.

## 1. Untersuchungsgebiet und Methode

### 1.1. Projektleitung und Untersuchungsgebiet

Auslöser für die Brutvogelkartierungen im Untersuchungsgebiet war das Projekt «Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme 94–05» (Gantner et al. 1999, Flury 2005). In diesem Projekt untersuchte die Schweizerische Vogelwarte Sempach die Auswirkungen der Biodiversitätsförderflächen auf die Brutvögel. Auf insgesamt 23 Untersuchungsgebieten im schweizerischen Mittelland wurden Brutvögel, Biodiversitätsförderflächen

sowie die landwirtschaftliche Nutzung der Parzellen erfasst (Birrer et al. 2007b).

Auch nach Abschluss dieses Projekts wurden die Brutvogelkartierungen im Untersuchungsgebiet Reinach bis 2007 unter Leitung der Vogelwarte weitergeführt. 2008 bis 2015 wurde die Koordination der Kartierungen durch das Projekt «Hopp Hase» übernommen. Ziel dieses gemeinsam von Naturschützern (Pro Natura Baselland, Basellandschaftlicher Natur- und Vogelschutzverband BNV) und Jägern (Jagd BL) initiierten Projekts war das Identifizieren von kritischen Faktoren für das Vorkommen des Feldhasen *Lepus europaeus* und die anschliessende Förderung der Feldhasenbestände in ausgewählten Gebieten im Kanton Basel-Landschaft (Weber 2017). Die Daten zur Entwicklung der Brutvögel dienten dem Projekt als zusätzliche Erfolgskontrolle. Nach Abschluss des Projekts Hopp Hase werden die Brutvogelkartierungen bis mindestens 2020 unter der Schirmherrschaft des Basellandschaftlichen Natur- und Vogelschutzverbandes BNV fortgeführt.

Untersucht wurde die landwirtschaftlich geprägte Fläche zwischen Aesch, Ettingen, Reinach und Therwil im Kanton Basel-Landschaft (Abb. 1). Mit einer Höhe von 310 bis 420 m ü.M., einer Jahrestemperatur von 8,8 °C und einem Jahresniederschlag von 1069 mm (Birrer et al. 2007b) handelt es sich um eine verglichen mit der restlichen Schweiz eher warme Gegend. Das Gebiet umfasst insgesamt



**Abb. 3.** Ausschnitt aus dem Buntbrachen-Testgebiet mit einer Buntbrache im Rapsfeld. Aufnahme 14. August 2013, N. Martinez. – *Part of the «wildflower strip area», showing a wildflower strip within a rapeseed field.*

8,4 km<sup>2</sup>; davon werden 37 % als Grünland, 30 % als Ackerland und 1 % als Rebfläche bewirtschaftet. Die restliche Fläche besteht zu 19 % aus Wald und zu 13 % aus Siedlungsgebiet (Nutzungskartierung, Stand 2015). Für diese Studie untersuchten wir das Kulturland, zu welchem wir die kultivierten Flächen, aber auch die verschiedenen kleinen Feldgehölze sowie die landwirtschaftlichen Wege und die einzelnen Hofanlagen zählten. Die Fläche des Untersuchungsgebiets beträgt damit rund 5,5 km<sup>2</sup>.

Im Untersuchungsgebiet wird sowohl Ackerbau als auch Grünlandbewirtschaftung betrieben (Birrer et al. 2007b). Im Grünland sind auch ausgedehnte Streuobstbestände vor-

handen (Abb. 2); 1994 machten diese 7 % der gesamten Fläche aus (BFS 2016). Mehrere Betriebe wirtschaften nach den Richtlinien von BioSuisse oder IP-Suisse. Dazu gehören auch der Schlatthof (BioSuisse), mit 110 ha bewirtschafteter Fläche der grösste Landwirtschaftsbetrieb im Untersuchungsgebiet, sowie der Neuhof (IP-Suisse), welcher den Grossteil der Ebene zwischen Aesch und Reinach bewirtschaftet. Nach wie vor handelt es sich bei einer Vielzahl der landwirtschaftlichen Wege um nicht-asphalтиerte Mergelwege.

Der Anteil an Biodiversitätsförderflächen entspricht im Untersuchungsgebiet mit insgesamt 15,1 % dem kantonalen Durchschnitt von 15,5 % (jeweils exkl. Bäume; Tab. 1). Die

**Tab. 1.** Anteil der Biodiversitätsförderflächen im Untersuchungsgebiet und im Kanton Basel-Landschaft (BL), jeweils für das Jahr 2016. – *Percentage of ecological compensation areas in the study area and in the canton of Basel-Landschaft (BL), for 2016.*

Nutzung	Land use	% Reinach	% BL
Hecken-, Feld- und Ufergehölze	<i>Hedges, field and bankside groves</i>	0,5	0,7
Saum auf Ackerfläche	<i>Wild herb borders on arable land</i>	0,4	0,1
Bunt- und Rotationsbrachen	<i>Wildflower strips</i>	3,0	0,6
Extensiv genutzte Weiden	<i>Extensively farmed pasture</i>	0,6	3,7
Wenig intensiv genutzte Wiesen	<i>Low-intensity farmed meadow</i>	2,3	1,3
Extensiv genutzte Wiesen	<i>Extensively farmed meadow</i>	8,3	9,1
Total		15,1	15,5



Dichte von Hochstamm-Obstbäumen, die zum Empfang von Fördermitteln berechtigen, liegt etwas höher (669 Bäume/km<sup>2</sup>; 3678 Bäume) als im gesamten Kanton (551 Bäume/km<sup>2</sup>; 116785 Bäume auf 212 km<sup>2</sup> landwirtschaftliche Nutzfläche). Deutlich über dem kantonalen Wert liegt der Anteil an Bunt- und Rotationsbrachen (Tab. 1). Dieser ist mit 9 % der Fläche besonders hoch in einem rund 1 km<sup>2</sup> grossen

«Buntbrachen-Testgebiet» im Osten des Untersuchungsgebiets (Abb. 3).

## 1.2. Auswahl der Arten, Bestandsaufnahme der Brutvögel

Bei der Auswahl der Arten beschränkten wir uns auf eine Liste von 37 typischen Kulturland-Vogelarten (Birrer et al. 2007b). Von ins-

**Tab. 2.** Untersuchte Arten und ihre Kennzahlen, ausgewählt entsprechend der Liste von 37 typischen Kulturland-Vogelarten aus Birrer et al. (2007b). RL: Status gemäss Roter Liste (zur Herleitung der Abkürzungen s. englische Legende; Keller et al. 2010a); LC = nicht gefährdet, NT = potenziell gefährdet, VU = verletzlich, EN = stark gefährdet, CR = vom Aussterben bedroht. UZL: Arten gemäss Umweltziele Landwirtschaft (BAFU & BLW 2008); Z = Zielarten, L = Leitarten, – = in der UZL-Liste nicht aufgeführt. Neststandort: definiert nach Rudin et al. (2010). Reviere Jahre = Anzahl der Jahre, in denen Reviere festgestellt wurden. Reviere Ø = Durchschnittliche Anzahl der jährlich festgestellten Reviere. Reviere min–max = minimal und maximal festgestellte Anzahl Reviere pro Jahr. Reviere Trend = Bestandstrend im Untersuchungsgebiet 1997–2016; +: Zunahme mit  $p < 0,05$ , -: Abnahme mit  $p < 0,05$ , keine Angabe: keine klare Veränderung ( $p > 0,05$ , Poisson-Regression). – *Species considered in the study, based on a list of 37 farmland species (Birrer et al. 2007b)*. RL: *Swiss red list status (Keller et al. 2010a)*; LC = *least concern*, NT = *near threatened*, VU = *vulnerable*, EN = *endangered*, CR = *critically endangered*. UZL: *species listed in BAFU & BLW 2008*; Z = *target species*, L = *characteristic species*, – = *not listed*. *Nesting place according to Rudin et al. (2010): breeding on the ground (Bodenbrüter), in hedges (Heckenbrüter), on trees (Baumbrüter) or in reeds and habitat margins (Schilf-/Saumbrüter)*. *Reviere Jahre = number of years with territories. Reviere Ø = mean annual number of territories. Reviere min–max = lowest and highest annual number of territories. Reviere Trend = population trend in the study area 1997–2016; +: increase ( $p < 0.05$ ), -: decrease ( $p < 0.05$ ), not specified: no clear trend ( $p > 0.05$ ), tested with a Poisson regression.*

Art	RL	UZL	Neststandort	Reviere			
				Jahre	Ø	min–max	Trend
Bluthänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	NT L	Baumbrüter	19	3,7	0–10	–
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	NT Z	Heckenbrüter	4	0,4	0–3	+
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	NT Z	Bodenbrüter	20	12,9	5–25	–
Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	NT Z	Baumbrüter	20	24,3	5–51	–
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	LC L	Heckenbrüter	20	20,6	12–34	+
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	VU Z	Baumbrüter	17	1,7	0–3	–
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	LC L	Baumbrüter	20	11,2	5–18	
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>	LC –	Baumbrüter	1	0,1	0–1	
Kleinspecht	<i>Dendrocopos minor</i>	LC L	Baumbrüter	7	0,4	0–2	
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	NT Z	Baumbrüter	6	0,4	0–2	
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	LC L	Heckenbrüter	20	6,1	2–10	+
Orpheusspötter	<i>Hippolais polyglotta</i>	NT –	Heckenbrüter	2	0,1	0–1	
Schwarzkehlchen	<i>Saxicola rubicola</i>	NT L	Schilf-/Saumbrüter	17	8,5	0–16	+
Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>	LC L	Schilf-/Saumbrüter	13	1,0	0–3	
Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	LC –	Schilf-/Saumbrüter	4	0,3	0–2	
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	NT Z	–	20	7,1	4–12	
Turteltaube	<i>Streptopelia turtur</i>	NT L	Baumbrüter	2	0,2	0–2	
Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>	LC L	Bodenbrüter	4	0,4	0–4	
Wachtelkönig	<i>Crex crex</i>	CR Z	Bodenbrüter	1	0,1	0–1	
Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>	NT Z	Baumbrüter	4	0,3	0–2	+
Zaunammer	<i>Emberiza cirulus</i>	NT Z	Bodenbrüter	1	0,1	0–1	



**Abb. 4.** Der zentrale Bereich des Untersuchungsgebiets. Aufnahme 22. September 2016, N. Martinez. – *Central part of the study area.*

gesamt 21 dieser Arten wurde zwischen 1997 und 2016 im Untersuchungsgebiet mindestens ein besetztes Revier festgestellt (Tab. 2). Zu Beginn der Kartierungen im Jahr 1997 existierte noch keine Ziel- und Leitartenliste für die Landwirtschaft («UZL-Arten», BAFU & BLW 2008). Da bei der Auswahl der Arten vergleichbare Kriterien verwendet wurden, sind die Arten aber überwiegend identisch: Von der aktuellen UZL-Liste (47 Arten) wurden 15 Arten nicht untersucht, darunter Gartenbaumläufer *Certhia brachydactyla*, Gartengrasmäcke *Sylvia borin*, Rauchschwalbe *Hirundo rustica*, Stieglitz *Carduelis carduelis* und Wacholderdrossel *Turdus pilaris*.

Wir erfassten die Brutvogelbestände durch Revierkartierung mit drei frühmorgendlichen Begehungen zwischen Ende April und Anfang Juni (Schmid et al. 2004). Das Untersuchungsgebiet wurde dabei jährlich in Teilflächen unterteilt, die durch unterschiedliche Personen bearbeitet wurden. Als Mass für die Bestandsgrösse verwendeten wir die Anzahl gefundener Reviere. Grundsätzlich sprechen wir nur dann von einem Revier, wenn es sich bei der Beobachtung um einen potenziellen Brutvogel in einem Habitat mit vorhandenen Brutmöglich-

keiten handelte. In einem ersten Schritt grenzten die Kartierenden selbst die Reviere auf den von ihnen bearbeiteten Flächen ab. Diese Einteilungen wurden danach überprüft und vereinheitlicht, besonders entlang der Grenzen einzelner Kartierungsflächen. Dabei wurden die Vorgaben aus dem Projekt «Monitoring Häufige Brutvögel» berücksichtigt, insbesondere die Kriterien hinsichtlich Datum und Atlascode (Schmid et al. 2004, Schmid & Spiess 2008). Eine leicht abweichende Regelung wurde für das Schwarzkehlchen angewendet: Hier besetzen oft unverpaarte ♂ ein Revier, und es treten auch relativ spät noch umherstreifende Vögel auf. Aus diesem Grund wurden gemäss Schmid & Spiess (2008) zunächst nur Reviere akzeptiert, bei denen ein Paar nachgewiesen wurde. ♀ sind während des Brütens jedoch oft nur schwer nachzuweisen. Deshalb wurden Nachweise von Einzelvögeln (inkl. singender ♂) zusätzlich ebenfalls als Reviere gewertet, sofern in maximal 500 m Entfernung weitere Schwarzkehlchenreviere vorhanden waren. Auf diese Weise konnten wir wahrscheinliche Brutreviere berücksichtigen, ohne dass die Ergebnisse durch umherstreifende ♂ verfälscht wurden.

### 1.3. Erfassung der Landschaftsparameter und der Nutzung

In neun Jahren wurde im Untersuchungsgebiet eine Nutzungskartierung durchgeführt (1998, 2002, 2007–2010, 2013–2015). Dabei wurde jede Parzelle einer vordefinierten Nutzung zugeordnet (z.B. Wiese, Weide, Acker, Wald, Brache). Einzelne Obstbäume und Streuobstflächen wurden dabei nicht spezifisch aufgenommen, sondern dem jeweiligen grösseren Nutzungstyp zugeordnet. Zusätzlich zu diesen direkt im Feld aufgenommenen Daten haben wir die folgenden Datenquellen in unsere Auswertungen einbezogen: 1. Daten aus der Arealstatistik (Datenaufnahme 1994 und 2005 durch das Kompetenzzentrum für Geoinformation und digitale Bildverarbeitung GEOSTAT des Bundesamts für Statistik); 2. Daten zur Anzahl, Lage und Grösse der bei Kanton und Bund angemeldeten Biodiversitätsförderflächen für die Jahre 1998 und 2016; 3. Auf einer 0,8 km<sup>2</sup> grossen Fläche im Südwesten des Untersuchungsgebiets, wo sich die grössten Streuobstbestände befinden (Abb. 2), haben wir die Hochstamm-Obstbäume auf Orthofotos für die Jahre 1998 und 2015 ausgezählt.

### 1.4. Auswertungen

Für jede Art mit mindestens einem Revier in den 20 Untersuchungsjahren bildeten wir die Entwicklung ab und testeten die zeitliche Entwicklung mit einem generalisierten linearen Modell mit Poisson-Verteilung (Poisson-Regression). Ebenfalls mit einer Poisson-Regression testeten wir die Entwicklung der jährlich nachgewiesenen Anzahl von Arten und der insgesamt erfassten Reviere. Die Arten wurden zudem nach Gefährdungskategorien gemäss der aktuellen Schweizerischen Roten Liste (Keller et al. 2010a) und nach Neststandorten analog Rudin et al. (2010) unterteilt. Die Bestandsentwicklungen im Untersuchungsgebiet verglichen wir mit jenen der gesamten Schweiz und verwendeten dazu die Brutbestandsindizes aus Sattler et al. (2016).

Um den Einfluss einer hohen Dichte von Bunt- und Rotationsbrachen zu untersuchen, verglichen wir die Bestandsentwicklung im

Buntbrachen-Testgebiet mit der Entwicklung auf der restlichen Untersuchungsfläche («Restfläche», Abb. 4) für die potenziell von Buntbrachen profitierenden Arten Goldammer, Neuntöter und Schwarzkehlchen.

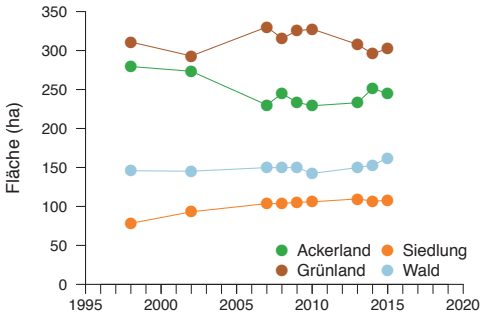
Mit einer Poisson-Regression untersuchten wir, ob für die einzelnen Jahre ein Zusammenhang zwischen der Gesamtfläche an Bunt- und Rotationsbrachen und der Anzahl an nachgewiesenen Revieren für Goldammer, Neuntöter und Schwarzkehlchen besteht. Für die Bunt- und Rotationsbrachen mit kantonalen Vertragsvereinbarungen führt das Landwirtschaftliche Zentrum Ebenrain LZE eine Tabelle mit Angaben zum Erstellungsjahr (P. Franke schriftl.). Um zu prüfen, ob die drei Arten eher auf das Alter einer Brache oder auf die Gesamtfläche aller Brachen reagieren, verwendeten wir in einer weiteren Poisson-Regression sowohl die Gesamtfläche als auch den Anteil der Brachenfläche mit einem Alter von mindestens sechs Jahren.

Die Modellannahmen wurden mit Hilfe von Residuenanalysen überprüft. In allen Poisson-GLMs war der Dispersion-Parameter  $< 1,25$ . Alle Analysen wurden mit dem Statistikprogramm R (Version 3.4.1) durchgeführt.

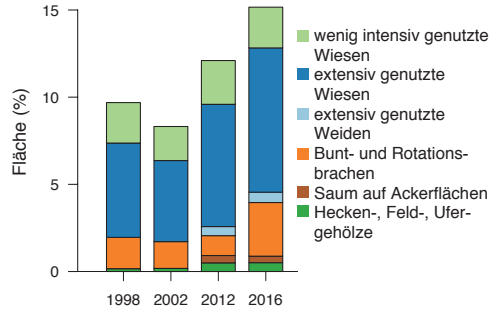
## 2. Ergebnisse

### 2.1. Landschaftsveränderungen

Zwischen 1997 und 2016 hat die Siedlungsfläche im Untersuchungsgebiet leicht zugenommen und die Ackerfläche hat abgenommen. Die weiteren Hauptnutzungen (Wald, Grünland) sind relativ konstant geblieben (Abb. 5). Ein mit 8 % der Fläche relativ grosser Anteil des Grünlands wurde gemäss den Daten aus der Arealstatistik 1994 für den Obstbau genutzt, und dieser Anteil blieb bis 2005 fast unverändert. Innerhalb der Obstbaufläche hat jedoch der Anteil an Feldobst (Hochstamm-Obstgärten) zu Gunsten von Niederstammanlagen von 88 auf 73 % abgenommen (BFS 2016). Wir haben keine Angaben zur weiteren Entwicklung der Obstbaufläche im Gesamtgebiet; im Südwesten des Untersuchungsgebietes, wo sich die grössten Streuobstbestände befinden (Abb. 2), hat die Zahl der Hochstamm-



**Abb. 5.** Entwicklung der Hauptnutzungen im Untersuchungsgebiet auf der Basis der Nutzungskartierungen. – *Changes in land use in the study area based on regular mapping in the field.*



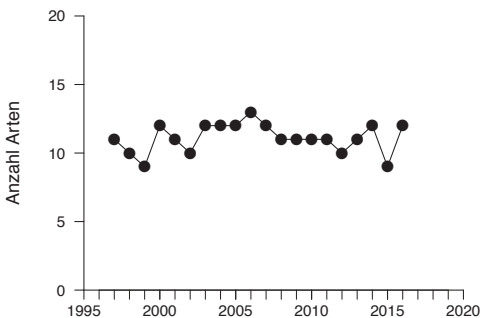
**Abb. 6.** Entwicklung des Anteils der Biodiversitätsförderflächen (ohne Obstbäume). – *Development of the percentage of ecological compensation areas (without high-stem fruit trees).*

Obstbäume zwischen 1998 und 2015 aber um 11 % abgenommen (von 1455 auf 1302 Bäume). Im selben Zeitraum sind hier neun kleine Gemüsegärten und vergleichbar bewirtschaftete Kleinparzellen verschwunden.

Die Gesamtfläche der Biodiversitätsförderflächen ist von 9,3 % auf 15,1 % angestiegen (Abb. 6). Bei den Bunt- und Rotationsbrachen entspricht dies nach Daten der Nutzungskartierungen einer Zunahme von 10,5 ha (1997) auf 17,7 ha (2015).

**2.2. Anzahl Arten und Siedlungsdichte**

Über die 20 Jahre konnten wir insgesamt 21 Arten aus der vordefinierten Liste in mindestens einem Jahr als Brutvögel feststellen. Neun

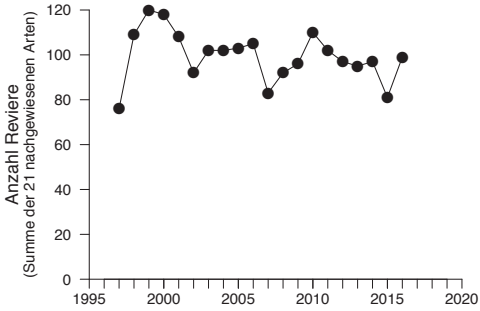


**Abb. 7.** Anzahl der jährlich nachgewiesenen Vogelarten. – *Number of annually recorded bird species.*

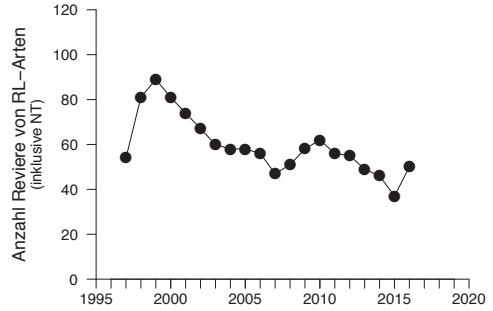
Arten kamen dabei regelmässig vor, nämlich in mindestens 15 von 20 Jahren. Die häufigste der kartierten Arten war mit insgesamt 485 Revieren, summiert über die 20 Jahre, der Gartenrotschwanz, gefolgt von Goldammer (412) und Feldlerche (258).

Jährlich wurden zwischen 9 und 13 der 37 typischen Kulturland-Vogelarten (Birrer et al. 2007b) beobachtet. Dabei konnte kein Trend in eine bestimmte Richtung bei der Entwicklung der Artenzahl festgestellt werden (Abb. 7; Poisson Regression: Zunahme von 0,01 Arten pro Jahr,  $p = 0,93$ ). Die jährliche Revierzahl betrug im Mittel insgesamt 99,4 Reviere, mit einem Minimum von 76 Revieren im Jahr 1997 und einem Maximum von 120 Revieren 1999. Ein auffälliger Trend konnte dabei nicht festgestellt werden (Abb. 8; Poisson Regression: Abnahme um 0,6 Reviere pro Jahr,  $p = 0,15$ ). Wird das Startjahr 1997 nicht berücksichtigt, ist die Anzahl der Reviere jedoch zurückgegangen (Abb. 8; Poisson Regression: Abnahme um 1,1 Reviere pro Jahr,  $p = 0,012$ ). Die Anzahl der Reviere von Arten der Roten Liste und der potenziell gefährdeten Arten ist klar gesunken (Abb. 9; Poisson Regression: Abnahme um 1,7 Reviere pro Jahr,  $p < 0,001$ ). Werden die Arten nach Neststandorten unterteilt, zeigt sich ein Rückgang der in Bäumen und am Boden brütenden Arten, während in Hecken brütende Arten und Schilf-/Saumbrüter zugenommen haben (Abb. 10).





**Abb. 8.** Anzahl der jährlich nachgewiesenen Reviere (alle Kulturland-Arten). – *Number of detected territories (all species of agricultural landscapes).*



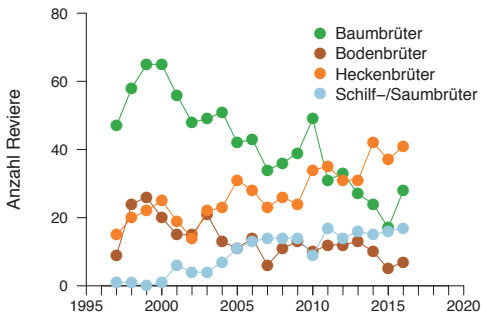
**Abb. 9.** Anzahl Reviere von Arten der Roten Liste (inkl. potenziell gefährdete Arten). – *Number of territories of species of the red list (including near threatened species).*

**2.3. Bestandsentwicklung der Arten**

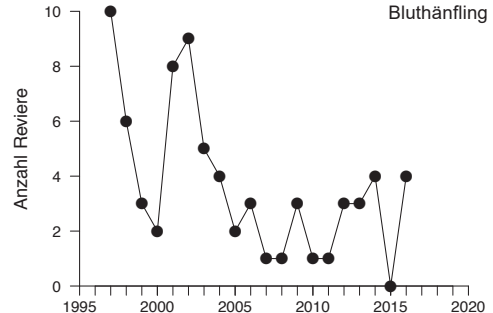
Bei 12 der 21 untersuchten Arten war von 1997 bis 2016 kein starker Trend erkennbar (Tab. 2). Im Untersuchungszeitraum klar abgenommen haben Bluthänfling, Feldlerche, Gartenrotschwanz und Grauspecht (Abb. 11). Fünf Arten wiesen auffällige Bestandszunahmen auf; dies sind Goldammer, Neuntöter und Schwarzkehlchen, welches das Gebiet vor rund 15 Jahren neu besiedelt hat, und Dorngrasmücke sowie Wendehals, die erst seit wenigen Jahren jährlich im Gebiet nachgewiesen werden.

Die im Untersuchungsgebiet festgestellten Bestandstrends stimmen weitgehend mit den Trends der Artindices für die gesamte Schweiz überein (Abb. 11). Ausnahmen bilden die fol-

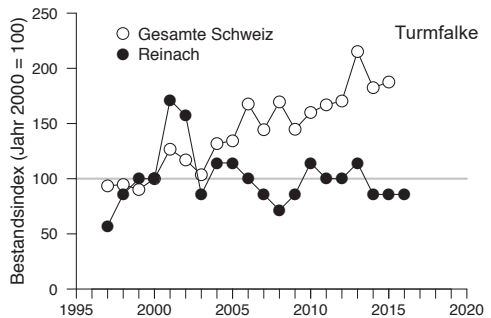
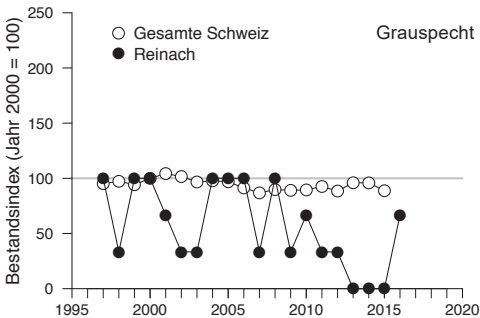
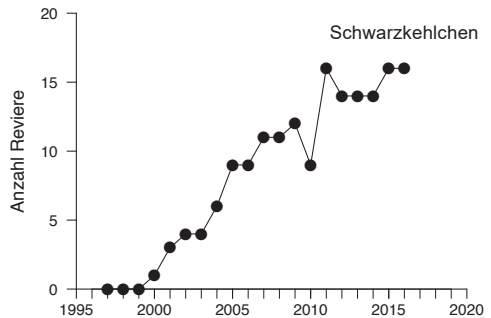
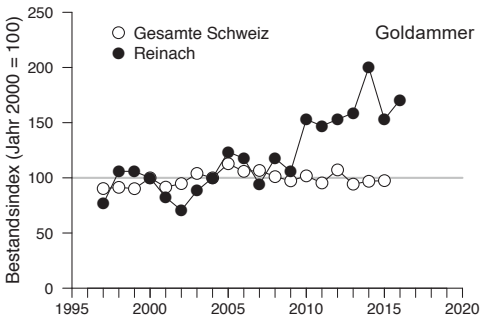
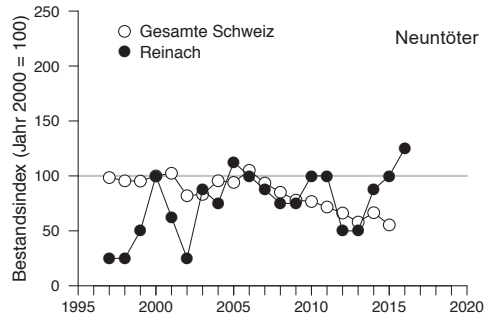
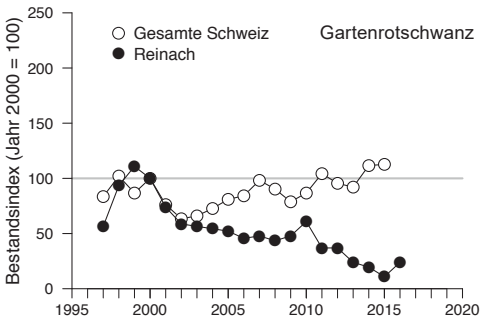
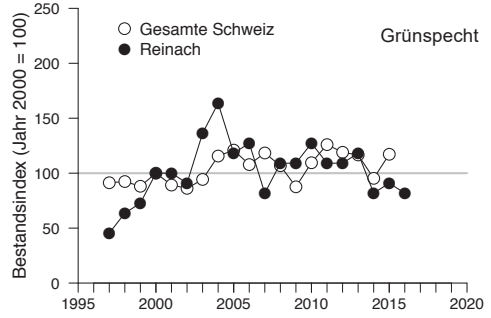
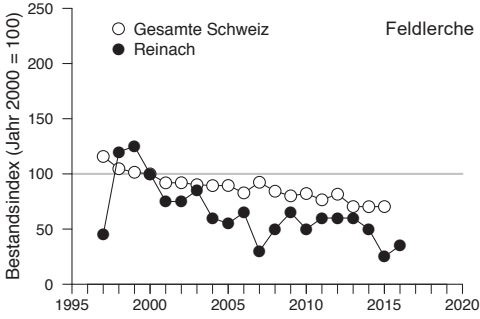
genden Arten: Der Gartenrotschwanz hat im Untersuchungsgebiet stark abgenommen, während die Entwicklung für die gesamte Schweiz leicht positiv verläuft. Der Grauspecht hat im Untersuchungsgebiet abgenommen, aber schweizweit scheint der Bestand stabil zu sein, auch wenn in einzelnen Regionen Rückgänge vermutet werden. Der Bestand des Turmfalken ist im Untersuchungsgebiet konstant geblieben, schweizweit hat die Art stark zugenommen. Die Goldammer hat im Untersuchungsgebiet zugenommen, nicht jedoch in der gesamten Schweiz. Ebenfalls im Untersuchungsgebiet zugenommen hat der Neuntöter, der schweizweit zurückgegangen ist.



**Abb. 10.** Anzahl Reviere nach Neststandort (vgl. Tab. 2). – *Territory numbers in relation to nesting places (see column «Neststandort» in Tab. 2).*



**Abb. 11a.** Anzahl Reviere des Bluthänflings (s. auch nächste Seite). – *Population trend for the Common Linnet (see also next page).*



**Abb. 11b.** Entwicklung der Anzahl Reviere der häufigsten Arten über den gesamten Untersuchungszeitraum in der Reinacher Ebene (schwarze Punkte) im Vergleich mit der Entwicklung in der ganzen Schweiz (weisse Punkte). Angegeben ist die Bestandsentwicklung auf der Basis eines auf das Jahr 2000 skalierten Index-Werts. Bei Schwarzkehlchen und Bluthänfling (Abb. 11a) ist die absolute Anzahl Reviere angegeben, da der Gesamtbestand in einzelnen Jahren sehr gering ist und eine Skalierung sowie der graphische Vergleich mit den Werten für die ganze Schweiz keine sinnvolle Darstellung liefert. Die Revierzahlen der weiteren 12 untersuchten Arten finden sich im Anhang 1. – *Population trends for the most common species in the survey area (number of territories, black dots) compared with the nationwide trends (white dots). The indices are set to a value of 100 for the year 2000, with the exception of European Stonechat and Common Linnet (fig. 11a), for which absolute numbers of territories are shown, because the low number of territories would not allow a useful comparison with nationwide trends. Population trends of the remaining 12 species are in the appendix 1.*

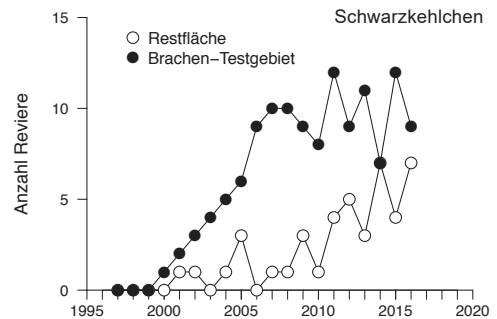
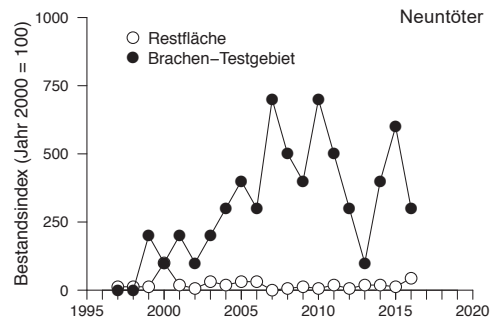
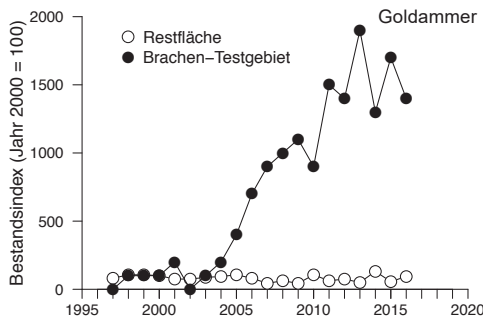
#### 2.4. Bestandsentwicklungen im Buntbrachen-Testgebiet

**Goldammer:** Der Bestand ist zwischen 1997 und 2016 ausserhalb des Buntbrachen-Testgebiets konstant bei rund 15 Revieren geblieben (2,9 Reviere/km<sup>2</sup>). Im 1 km<sup>2</sup> grossen Buntbrachen-Testgebiet konnte die Art zu Beginn der Kartierungen nicht nachgewiesen werden; ab 2005 wurde dort eine starke Zunahme registriert und in den letzten 5 Jahren wurden durchschnittlich 15,4 Reviere gezählt (Abb. 12).

**Neuntöter:** Der Neuntöter weist in beiden Teilgebieten deutliche jährliche Schwankungen auf, ist im Buntbrachen-Testgebiet aber insgesamt häufiger, in der Restfläche tendenziell seltener geworden (Abb. 12): Zwischen 1997 und 2006 wurden im Buntbrachen-Testgebiet durchschnittlich 1,9 Reviere pro Jahr festgestellt, in der Restfläche 3,4 (0,8 Revie-

re/km<sup>2</sup>). Zwischen 2007 und 2016 waren es im Buntbrachen-Testgebiet 4,5 Reviere/Jahr und in der Restfläche 2,3 (0,5 Reviere/km<sup>2</sup>).

**Schwarzkehlchen:** Das erste Schwarzkehlchenrevier der Reinacher Ebene wurde im Buntbrachen-Testgebiet gefunden; in der Folge hat die Art hier stark zugenommen. Seit 2011 bleibt der Bestand recht konstant (Abb. 12).



**Abb. 12.** Entwicklung der Revierzahlen im Buntbrachen-Testgebiet (1 km<sup>2</sup>) und in der restlichen Fläche des Untersuchungsgebiets (4,5 km<sup>2</sup>). Angegeben ist für Goldammer und Neuntöter die Bestandsentwicklung auf der Basis eines auf das Jahr 2000 skalierten Index-Werts. Beim Schwarzkehlchen war im Jahr 2000 kein Revier in der Restfläche vorhanden, deswegen sind die absoluten Revierzahlen angegeben. – *Population trends in the «wildflower strip area» (1 km<sup>2</sup>) and in the remaining study area (4.5 km<sup>2</sup>). For Yellowhammer and Red-backed Shrike, indices are set to a value of 100 for the year 2000, while absolute numbers of territories are given for the European Stonechat that was not present in the remaining study area in 2000.*

Zwischen 2007 und 2016 wurden im Buntbrachen-Testgebiet durchschnittlich 9,7 Reviere pro Jahr festgestellt. Die Restfläche wurde ein Jahr nach dem Buntbrachen-Testgebiet besiedelt, der Bestandsanstieg verlief hier jedoch weniger stark und die Revierzahlen liegen mit durchschnittlich 3,6 Revieren pro Jahr (Mittelwert 2007–2016; 0,8 Reviere/km<sup>2</sup>) deutlich unter denen im Buntbrachen-Testgebiet.

### 2.5. Einfluss von Bunt- und Rotationsbrachen auf ausgewählte Arten

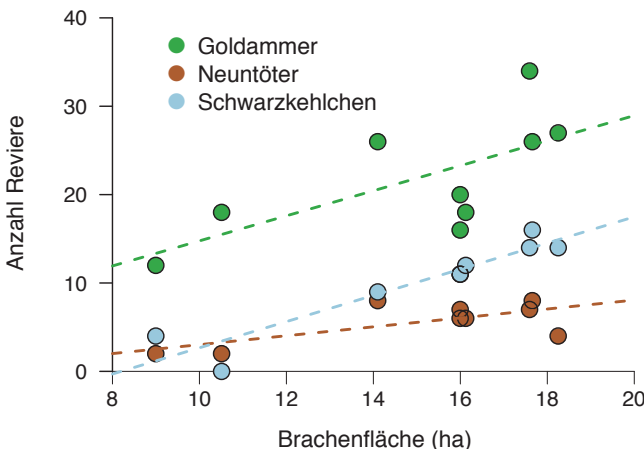
Zwischen den im gesamten Untersuchungsgebiet jährlich festgestellten Revierzahlen und der Brachenfläche in denselben Jahren besteht ein positiver Zusammenhang für die Goldammer (Poisson-Regression,  $p = 0,006$ ), den Neuntöter ( $p = 0,053$ ) und das Schwarzkehlchen ( $p < 0,001$ ; Abb. 13). Berücksichtigt man jedoch sowohl die Gesamtfläche sowie den Anteil alter Brachen (6 und mehr Jahre alt), so ist für die Goldammer die Gesamtfläche entscheidend (Gesamtfläche:  $p < 0,001$ ; Anteil alter Brachen:  $p = 0,98$ ), für das Schwarzkehlchen die Gesamtfläche und der Anteil alter Brachen (Gesamtfläche:  $p < 0,001$ ; Anteil alter Brachen:  $p < 0,001$ ) und für den Neuntöter nur der Anteil alter Brachen (Gesamtfläche:  $p = 0,58$ ; Anteil alter Brachen:  $p = 0,038$ ).

### 3. Diskussion

Der Anteil an Biodiversitätsförderflächen im Untersuchungsgebiet Reinacher Ebene wurde im Lauf der letzten 20 Jahre deutlich erhöht. Während die Zunahmen von Bunt- und Rotationsbrachen tatsächlichen Veränderungen entsprechen, dürfte es sich bei der Mehrheit der wenig intensiv und extensiv genutzten Wiesen und Weiden nicht um neu angelegte, sondern nur um neu angemeldete Flächen handeln. Teilweise erfolgte jedoch sicherlich eine Extensivierung der Flächen. Die ökologische Qualität dürfte in vielen Fällen analog zu den Ergebnissen von Herzog et al. (2005) noch nicht jener von traditionell extensiv bewirtschafteten Wiesen entsprechen.

Der heute vorhandene Anteil an Biodiversitätsförderflächen von 15,2 % ist für ein stark ackerbaulich geprägtes Gebiet relativ hoch, liegt aber im Bereich des Anteils an Biodiversitätsförderflächen im gesamten Kanton Basellandschaft (15,5 %, jeweils ohne Obstbäume). Der entsprechende gesamtschweizerische Wert liegt mit 15,3 % (gesamte Schweiz) bzw. 14,8 % (Talzone, Stand 2015) in einem ähnlichen Bereich (BLW 2016). Eine Ausnahme bildet der sowohl im kantonalen wie auch im schweizweiten Vergleich hohe Anteil an Bunt- und Rotationsbrachen (BFS 2016).

Trotz des insgesamt durchschnittlichen Anteils an Biodiversitätsförderflächen haben sich



**Abb. 13.** Zusammenhang zwischen der Anzahl Reviere und der Brachenfläche für Goldammer ( $r^2 = 0,46$ ), Neuntöter ( $r^2 = 0,49$ ) und Schwarzkehlchen ( $r^2 = 0,88$ ). – Regression of annual numbers of territories on annual area size of wildflower strips for Yellowhammer ( $r^2 = 0,46$ ), Red-backed Shrike ( $r^2 = 0,49$ ) and European Stonechat ( $r^2 = 0,88$ ).

die Bestände mehrerer anspruchsvoller Brutvogelarten des offenen Kulturlands deutlich positiver entwickelt als im gesamten Kanton und auch als in der gesamten Schweiz, vor allem jene von Goldammer und Neuntöter. Während der Bestand der Goldammer in Reinach deutlich zugenommen hat, blieb er in der Schweiz und im gesamten Kanton Basel-Landschaft annähernd konstant. Noch deutlicher sind die unterschiedlichen Entwicklungen beim Neuntöter, der sowohl in der Schweiz als auch im Kanton Basel-Landschaft seit den Neunzigerjahren stark abgenommen hat (vgl. auch Martinez & Birrer 2017), in der Reinacher Ebene jedoch häufiger geworden ist.

Als Ursache für die positive Entwicklung in Reinach vermuten wir die starke Zunahme der Bunt- und Rotationsbrachen. Dies zeigen die im Buntbrachen-Testgebiet deutlich positiveren Bestandsentwicklungen als in der Restfläche. Eine vergleichbare Entwicklung konnte auch beim Schwarzkehlchen festgestellt werden. Für diese drei Arten besteht zudem ein positiver Zusammenhang zwischen der jährlichen Revierzahl und der Grösse der jährlichen Brachenfläche. Schwarzkehlchen und vor allem Neuntöter sind jedoch besonders auf alte Brachen (6 und mehr Jahre alt) angewiesen. Wohl Dank dem Aufkommen von Strüchern werden Brachen erst ab diesem Zeitpunkt für den Neuntöter attraktiv. Ähnliche Beobachtungen konnte Christen (2017) in der Aarebene bei Solothurn machen. Für Goldammer und Schwarzkehlchen zeigen auch weitere Untersuchungen zur Präferenz verschiedener Brachenstadien, dass Buntbrachen mit rund sechs Jahren eine optimale Struktur aufweisen (Zollinger et al. 2013, Eichhorn 2016, Meichtry et al. in Vorb.).

Neben Goldammer, Neuntöter und Schwarzkehlchen dürften auch der Wendehals und die Dorngrasmücke vom hohen Anteil an Buntbrachen profitiert haben. Beide Arten haben das Untersuchungsgebiet in den letzten Jahren neu besiedelt. Alle Dorngrasmückenreviere in den Jahren 2015 (3) und 2016 (2) befanden sich in Buntbrachen, und alle Wendehalsreviere lagen im Buntbrachen-Testgebiet (eines 2014, zwei in den Jahren 2015 und 2016). Der Wendehals

brütete vermutlich in Baumhöhlen in kleinen Feldgehölzen und konnte regelmässig bei der Nahrungssuche in den Buntbrachen beobachtet werden. Die Kombination aus totholzreichen Feldgehölzen und Brachen mit einem hohen Angebot an Wiesenameisen scheint für die im Kanton Basel-Landschaft nur noch mit wenigen Revieren vertretene Art (Martinez & Birrer 2017) ein geeigneter Lebensraum zu sein. Vergleichbare Reviere werden regelmässig auch in der deutschen Oberrheinebene festgestellt (T. Lepp mdl.). Bei einem ausreichend hohen Angebot an schütterer Bodenvegetation, Wiesenameisen und Nistmöglichkeiten besiedelt der Wendehals ein breites Spektrum an Lebensräumen (Gedeon et al. 2014).

Die Ergebnisse zeigen somit, dass die Situation für mehrere Brutvogelarten, darunter mehrere Prioritätsarten Artenförderung (Keller et al. 2010b), mit Biodiversitätsförderflächen verbessert werden kann. Eine zentrale Bedeutung kommt dabei der Häufigkeit und der Qualität der verschiedenen Biodiversitätsförderflächentypen zu. Der recht hohe Buntbrachen-Anteil von rund 9 % reicht offenbar aus, um mehrere anspruchsvolle Arten selbst auf einer relativ kleinen Fläche erfolgreich zu fördern, obwohl sie in der Umgebung eher abnehmen. Dass der Typ und die Qualität der einzelnen Biodiversitätsförderflächen für den Erfolg der Biodiversitätsförderung eine grosse Bedeutung haben, wurde bereits mehrfach hervorgehoben (Birrer et al. 2007a, Walter et al. 2013, Meichtry-Stier et al. 2014, Martinez & Birrer 2017, Meichtry et al. in Vorb.).

Der beobachteten Rückgang der Rote-Liste-Arten (Abb. 9) wird durch den Rückgang der Feldlerche und des Gartenrotschwanzes geprägt. Die Feldlerche hat im Untersuchungsgebiet kontinuierlich abgenommen, insbesondere in der Fläche ausserhalb des Buntbrachen-Testgebiets. Ob Buntbrachen im Untersuchungsgebiet einen Einfluss auf die Art haben, können wir jedoch noch nicht beantworten. Zumindest jüngere Brachenstadien sollten für die Art geeignet sein (Jenny et al. 2014). Angesichts der desolaten Situation in weiten Teilen der Schweiz (Wegglar et al. 2009, Müller & Ernst 2014, Martinez & Birrer 2017) muss jedoch befürchtet werden, dass die Feldlerche mangels



Zuwanderung auf lokale Aufwertungen nur noch bedingt reagieren kann.

Der Gartenrotschwanz ist im Untersuchungsgebiet massiv zurückgegangen. Die absolute Abnahme der Hochstamm-Obstbäume kann zwar einen Teil des Rückgangs erklären, jedoch kaum die Hauptursache für den Bestandszusammenbruch sein. Ein Erhalt von Hochstamm-Obstbäumen ist für sich genommen offensichtlich nicht ausreichend. Wir vermuten, dass sich auch in Reinach die Qualität der Habitats für den Gartenrotschwanz verschlechtert hat. So werden Wiesen unter den Hochstamm-Obstbäumen ohne Beiträge der Biodiversitätsförderung zunehmend intensiver genutzt, und das Gras wird vermehrt siliert. Ebenfalls sind im Untersuchungszeitraum mehrere ehemalige kleine Gemüsegärten und vergleichbar bewirtschaftete Kleinparzellen verschwunden.

Die Entwicklung in Reinach ist dabei beispielhaft für die Nordwestschweiz, die anders als in der gesamten Schweiz negativ verläuft (Martinez & Roth 2017). Für den Gartenrotschwanz müssen umsetzbare Lösungen gesucht werden, um auf kleinem Raum die notwendige Strukturvielfalt mit Nistmöglichkeiten, insektenreichen Flächen und lückigem Bodenbewuchs zu schaffen (Martinez et al. 2010, Martinez 2012). Solche Massnahmen dürften auch weiteren Arten zu Gute kommen, die kleinflächig eine Kombination mehrerer Strukturtypen innerhalb ihrer Reviere benötigen, zum Beispiel Wendehals und Wiedehopf *Upupa epops* (Schaub et al. 2010, Vickery & Arlettaz 2012).

Die fünfte Art mit unterschiedlichen Bestandsentwicklungen in der Reinacher Ebene und in der Gesamtschweiz ist der Turmfalke, der in der Schweiz seit der Jahrtausendwende stark zugenommen hat (Sattler et al. 2016). Gründe für die schweizweite Zunahme waren sicherlich das vermehrte Anbringen geeigneter Nistmöglichkeiten, aber auch die Anlage von Buntbrachen und extensiv genutzter Wiesen, wodurch die Dichte an Kleinsäugetern und Grossinsekten lokal erhöht wurde (Aschwanen et al. 2005). In Reinach wurden zwischen 1997 und 2001 durchschnittlich 7,2 Reviere festgestellt, was einer Dichte von 1,3 Reviere

ren/km<sup>2</sup> Offenland entspricht. Dieser Wert war im damaligen Vergleich hoch: Im gesamten Landwirtschaftsgebiet des Kantons Basel-Landschaft (212 km<sup>2</sup>) wurden zwischen 1992 und 1996 nur 0,4 Reviere/km<sup>2</sup> ermittelt. Seither hat sich der Bestand im Kanton mehr als verdoppelt (Martinez & Birrer 2017). Vermutlich lag die Revierdichte des Turmfalken in Reinach also schon zu Beginn der Untersuchung nahe am Maximum und der Reinacher Bestand konnte entsprechend nicht weiter zunehmen. Im Gegensatz dazu hat sich der Bestand in der übrigen Schweiz von einem relativ tiefen Niveau erholt. Die unterschiedliche Bestandsentwicklung in Reinach und in der Gesamtschweiz muss also nicht unbedingt ein Hinweis sein, dass die Bedingungen für den Turmfalke in Reinach schlechter sind als in der übrigen Schweiz.

Zusammengefasst zeigen die langjährigen Kartierungen in der Reinacher Ebene, dass mit genügend qualitativ hochstehenden Biodiversitätsförderflächen anspruchsvolle Vogelarten des Kulturlands gefördert werden können. Voraussetzung ist jedoch, dass jene Typen von Biodiversitätsförderflächen angelegt werden, die tatsächlich den Zielarten zugutekommen; für die besprochenen Arten handelte es sich um qualitativ wertvolle Buntbrachen. Um möglichst verschiedenen Bewohnern des Offenlands geeignete Bedingungen zu schaffen, sollten Buntbrachen aus mehreren Altersstadien und mit einer hohen Strukturvielfalt vorhanden sein. Auch sollte geprüft werden, ob einzelne Buntbrachen über den laut Vorschriften der Biodiversitätsförderung vorgesehenen Zeitpunkt hinweg stehen gelassen werden können.

Strukturell vielfältige Brachen mit verschiedenen Sukzessionsstufen können auch durch ein geeignetes Brachenmanagement geschaffen und erhalten werden. Dazu gehören die jährliche Mahd oder das Grubbern (Aufreißen der obersten Bodenschicht) von Teilflächen. Für Arten wie Schwarzkehlchen, Dorngrasmücke und Neuntöter dürfte ausserdem das Pflanzen einzelner Dornbüsche zum Zeitpunkt der Anlage einer Buntbrache positive Auswirkungen haben. Gerade aus Sicht der Bewirtschafter ist jedoch wichtig, dass eine Buntbrache eine zeitlich begrenzte Struktur bleibt, die nach ei-

niger Zeit verschoben oder aufgehoben werden kann.

Klar negativ verlief die Entwicklung bei den Bewohnern der Streuobstflächen. Zwar haben die bestehenden Anreize den Rückgang der Anzahl Hochstamm-Obstbäume sowohl schweizweit (LID 2012) als auch im Untersuchungsgebiet verringert. Die Qualität des Habitats «Streuobstgarten» hat sich jedoch durch den Verlust ökologisch wertvoller Strukturen verschlechtert.

Die vorliegende Untersuchung zeigt unserer Meinung nach, dass das System der Biodiversitätsförderung im Prinzip funktioniert. Um Prioritätsarten zu fördern, braucht es aber einen genügend hohen Anteil an qualitativ wertvollen Biodiversitätsförderflächen. Zudem sollte die räumliche Lage der Flächen auf die Ansprüche der Arten ausgerichtet werden. Die weitere Abnahme bei den Beständen vieler Prioritätsarten zeigt, dass vor allem in landwirtschaftlichen Gunstlagen des Mittellands diese Massnahmen zu wenig umgesetzt werden.

**Dank.** Unser Dank gilt in erster Linie den Ornithologinnen und Ornithologen, welche die Aufnahmen im Feld durchgeführt haben. Neben mehreren der Autoren waren dies die folgenden Personen (alphabetisch): U. & U. Ankli, F. Bächtold, M. Brunner, B. Buchwalder, A. Capol, F. di Pietro, S. & M. Keller, D. Lustenberger, R. Lüthi, L. Merklbach, W. Paule, M. Pestalozzi, R. Steiner, S. Thürig, D. Villaume, G. von Ah. Wir danken Darius Weber, Projektleiter Hopp Hase und dem Verein Hopp Hase, der die Aufwertungen insbesondere im Buntbrachen-Testgebiet stark gefördert hat, und diesem Verein sowie dem Basellandschaftlichen Natur- und Vogelschutzverband BNV für die Organisation der Kartierungen in den Jahren 2008–2016. Dank gebührt selbstverständlich auch den Landwirten, welche die Aufwertungen im Gebiet durchgeführt haben, insbesondere Christian Schürch; ihm und Lukas Merklbach danken wir für wertvolle Diskussionen. Philipp Franke vom Landwirtschaftlichen Zentrum Ebenrain LZE lieferte uns verschiedene Angaben zu Anzahl, Alter und Lage der Biodiversitätsförderflächen. Judith Zellweger-Fischer, Roman Graf, Lukas Jenni, Markus Jenny, Simon Hohl und Pius Korner haben wertvolle Kommentare zum Manuskript gegeben.

### Zusammenfassung

Wir untersuchten den Einfluss ökologischer Ausgleichsflächen auf die Brutvögel einer landwirt-

schaftlich geprägten 5,5 km<sup>2</sup> grossen Fläche zwischen Aesch, Ettingen, Reinach und Therwil im Kanton Basel-Landschaft, auf der seit 1997 jährliche Brutvogelkartierungen durchgeführt werden. Die im Untersuchungsgebiet festgestellten Bestandstrends stimmen weitgehend mit den Trends der Artindizes für die gesamte Schweiz überein. Ausnahmen bilden die folgenden Arten: Der Gartenrotschwanz hat im Untersuchungsgebiet stark abgenommen, während die Entwicklung für die gesamte Schweiz leicht positiv verläuft. Der Grauspecht hat im Untersuchungsgebiet abgenommen, schweizweit scheint der Bestand eher stabil zu sein. Der Bestand des Turmfalken ist im Untersuchungsgebiet konstant geblieben, schweizweit hat die Art stark zugelegt. Die Goldammer hat im Untersuchungsgebiet zugenommen, nicht jedoch in der gesamten Schweiz. Ebenfalls einen ansteigenden Trend im Untersuchungsgebiet zeigt der Neuntöter, schweizweit hat er abgenommen. Für Goldammer, Neuntöter und Schwarzkehlchen besteht ein klarer positiver Zusammenhang zwischen den jährlichen Revierzahlen und der jeweiligen gesamten Brachenfläche im Gebiet. Die Ergebnisse zeigen, dass mit einem durchschnittlichen Anteil an Biodiversitätsförderflächen durchaus auch anspruchsvolle Vogelarten des Kulturlands gefördert werden können. Die Voraussetzung ist jedoch, dass jene Typen von Biodiversitätsförderflächen angelegt werden, die tatsächlich den Zielarten zugutekommen. Im Untersuchungsgebiet handelt es sich dabei vor allem um qualitativ wertvolle Buntbrachen. Um möglichst verschiedenen Bewohnern des Offenlands geeignete Bedingungen zu schaffen, sollten Buntbrachen aus mehreren Altersstadien bestehen und eine hohe Strukturvielfalt bieten. Es sollte geprüft werden, ob einzelne Buntbrachen über den laut Vorschriften der Biodiversitätsförderung vorgesehenen Zeitpunkt hinweg stehen gelassen werden können. Klar negativ verlief die Entwicklung bei den Vogelarten der Streuobstflächen des Untersuchungsgebiets. Zwar haben die bestehenden Anreize den Rückgang der Hochstamm-Obstbäume verringert. Dennoch hat sich offenbar die Qualität des Habitats Streuobstgarten verschlechtert.

### Literatur

- ASCHWANDEN, J., S. BIRRER & L. JENNI (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)? *J. Ornithol.* 146: 279–286.
- BAFU & BLW (2008): Umweltziele Landwirtschaft. Hergeleitet aus bestehenden rechtlichen Grundlagen. Umwelt-Wissen 0820. Bundesamt für Umwelt (BAFU) und Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.
- BIRRER, S., M. JENNY, F. KORNER-NIEVERGELT, K. MEICHTRY-STIER, L. PFIFFNER, J. ZELLWEGE-FISCHER & J.-L. ZOLLINGER (2013): Ökologische Vorrangflächen fördern Kulturlandvögel. *Julius*

- Kühn-Archiv 442: 138–150.
- BIRRRER, S., M. JENNY & N. ZBINDEN (2011): Bestandsentwicklung der einheimischen Brutvögel im Landwirtschaftsgebiet 1990–2009. *Agrarforschung Schweiz* 2: 66–71.
- BIRRRER, S., L. KOHLI & M. SPIESS (2007a): Haben ökologische Ausgleichsflächen einen Einfluss auf die Bestandsentwicklung von Kulturland-Vogelarten im Mittelland? *Ornithol. Beob.* 104: 189–208.
- BIRRRER, S., M. SPIESS, F. HERZOG, M. JENNY, L. KOHLI & B. LUGRIN (2007b): The Swiss agri-environment scheme promotes farmland birds: but only moderately. *J. Ornithol.* 148. (Suppl. 2): S295–S303.
- BLW (2016): Agrarbericht 2016. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.
- BFS (2016): Bundesamt für Statistik, Arealstatistik 2004/09. <https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/raum-umwelt/erhebungen/area.html> (Stand: 27. Oktober 2017).
- CAILLET-BOIS, D., B. WEISS, R. BENZ & B. STÄHELI (2017): Biodiversitätsförderung auf dem Landwirtschaftsbetrieb – Wegleitung. 5. Aufl. Agridea, Lindau.
- CHRISTEN, W. (2017): Bestandsentwicklung von zehn Brutvogelarten in der Aareebene bei Solothurn von 1982 bis 2016. *Ornithol. Beob.* 114: 25–40.
- EICHHORN, S. (2016): Welche Bedingungen müssen Brachen erfüllen, um ideal für Schwarzkehlchen zu sein? Maturaarbeit, Gymnasium Kirschgarten.
- FLURY, C. (2005): Bericht Agrarökologie und Tierwohl 1994–2005. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- GANTNER, U., D. FORNI & H. U. GUJER (1999): Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme – überarbeiteter Konzeptbericht, Juni 1999. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- GEDEON, K., C. GRÜNEBERG, A. MITSCHE, C. SUDFELDT, W. EIKHORST, S. FISCHER, M. FLADE, S. FRICK, I. GEIERSBERGER, B. KOOP, M. KRAMER, T. KRÜGER, N. ROTH, T. RYSLAVY, S. STÜBING, S. R. SUDMANN, R. STEFFENS, F. VÖKLER & K. WITT (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- HERZOG, F., S. DREIER, G. HOFER, C. MARFURT, B. SCHÜPBACH, M. SPIESS & T. WALTER (2005): Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 108: 189–204.
- JENNY, M., S. MICHLER, J. ZELLWEGE-FISCHER, S. BIRRRER & R. SPAAR (2014): Feldlerchen fördern. Faktenblatt. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- KELLER, V., R. AYÉ, W. MÜLLER, R. SPAAR & N. ZBINDEN (2010b): Die prioritären Vogelarten der Schweiz: Revision 2010. *Ornithol. Beob.* 107: 265–285.
- KELLER, V., A. GERBER, H. SCHMID, B. VOLET & N. ZBINDEN (2010a): Rote Liste Brutvögel. Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010. Umwelt-Vollzug 1019. Bundesamt für Umwelt, Bern und Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- KLEIJN, D. & W. J. SUTHERLAND (2003): How effective are European agri-environment schemes in conservation and promoting biodiversity? *J. Appl. Ecol.* 40: 947–969.
- LID (2012): Hochstamm-Obstbäume: Rückgang verlangsamt sich. Landwirtschaftlicher Informationsdienst (LID), Mediendienst NR. 3060 vom 24. Februar 2012. <https://www.lid.ch/medien/mediendienst/detail/info/artikel/hochstamm-obstbaeumee-rueckgang-verlangsamt-sich> (Stand: 27. Oktober 2017).
- MARTINEZ, N. (2012): Sparse vegetation predicts clutch size in the Common Redstart *Phoenicurus phoenicurus*. *Bird Study* 59: 315–319.
- MARTINEZ, N. & S. BIRRRER (2017): Entwicklung ausgewählter Vogelarten im Landwirtschaftsgebiet des Kantons Basel-Landschaft. *Ornithol. Beob.* 114: 161–178.
- MARTINEZ, N., L. JENNI, E. WYSS & N. ZBINDEN (2010): Habitat structure versus food abundance: the importance of sparse vegetation for the common redstart *Phoenicurus phoenicurus*. *J. Ornithol.* 151: 297–307.
- MARTINEZ, N. & T. ROTH (2017): Bestandsentwicklung und Brutbiologie des Gartenrotschwanzes *Phoenicurus phoenicurus* in der Nordwestschweiz. *Ornithol. Beob.* 114: 179–200.
- MEICHTRY-STIER, K. S., M. JENNY, J. ZELLWEGE-FISCHER & S. BIRRRER (2014): Impact of landscape improvement by agri-environment scheme options on densities of characteristic farmland bird species and brown hare (*Lepus europaeus*). *Agric. Ecosyst. Environ.* 189: 101–109.
- MÜLLER C. & M. ERNST (2014): Verbreitung und Dichte der Feldlerche *Alauda arvensis* und fünf weiterer Brutvögel des Kulturlandes im Kanton Aargau 2011. *Ornithol. Beob.* 111: 13–34.
- ROTH, T., V. AMRHEIN, B. PETER & D. WEBER (2008): A Swiss agri-environment scheme effectively enhances species richness for some taxa over time. *Agric. Ecosyst. Environ.* 125: 167–172.
- RUDIN, M., P. HORCH, I. HUGENTOBLE, U. WEBER & S. BIRRRER (2010): Bestandsentwicklung von Brutvögeln im ökologisch aufgewerteten St. Galler Rheintal. *Ornithol. Beob.* 107: 81–100.
- SATTLER, T., P. KNAUS, H. SCHMID & B. VOLET (2016): Zustand der Vogelwelt in der Schweiz online. Schweizerische Vogelwarte, Sempach. [www.vogelwarte.ch/zustand](http://www.vogelwarte.ch/zustand) (Stand: 27. Oktober 2017).
- SCHAUB, M., N. MARTINEZ, A. TAGMANN-IOSET, N. WEISSHAUPT, M. L. MAURER, T. S. REICHLIN, F. ABADI, N. ZBINDEN, L. JENNI & R. ARLETTAZ (2010): Patches of bare ground as a staple commodity for declining ground-foraging insectivorous farmland birds. *Plos One* 5: e13115.
- SCHMID, H. & M. SPIESS (2008): Brutvogelaufnahmen bei BDM-Z7 und MHB: Anleitung zur Entscheidung bei Grenzfällen und zur Revierausscheidung. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- SCHMID, H., N. ZBINDEN & V. KELLER (2004): Über-

wachung der Bestandsentwicklung häufiger Brutvögel in der Schweiz. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

- VICKERY, J. & R. ARLETTAZ (2012): The importance of habitat heterogeneity at multiples scales for birds in European agricultural landscapes. S. 177–204 in: R. J. FULLER (Hrsg.): Birds and habitat: Relationships in changing landscapes. Ecological reviews. Cambridge University Press, Cambridge.
- WALTER, T., S. EGGENBERG, Y. GONSETH, F. FIVAZ, C. HEDINGER, G. HOFER, A. KLIEBER-KÜHNE, N. RICHNER, K. SCHNEIDER, E. SZERENCITS & S. WOLF (2013): Operationalisierung der Umweltziele Landwirtschaft: Bereich Ziel- und Leitarten, Lebensräume (OPAL). ART-Schriftenreihe 18. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Tänikon.
- WEBER, D. (2017): Feldhasen fördern funktioniert! Schlussfolgerungen aus dem Projekt Hopp Hase in der Nordwestschweiz. Bristol Schriftenreihe. Haupt, Bern.
- WEGGLER, M., C. BAUMBERGER, M. WIDMER, Y. SCHWARZENBACH & R. BÄNZIGER (2009): Zürcher Brutvogelatlas 2008 – Aktuelle Brutvogelbestände im Kanton Zürich 2008 und Veränderungen seit 1988. ZVS/BirdLife Zürich, Zürich.
- ZELLWEGER-FISCHER, J., P. ALTHAUS, S. BIRRER, M. JENNY, L. PFIFFNER & S. STÖCKLI (2016): Biodiversität auf Landwirtschaftsbetrieben mit einem Punktesystem erheben. Agrarforschung Schweiz 7: 40–47.
- ZOLLINGER, J.-L., S. BIRRER, N. ZBINDEN & F. KORNEN-NIEVERGELT (2013): The optimal age of sown field margins for breeding farmland birds. Ibis 155: 779–791.

Manuskript eingegangen 24. April 2017

Bereinigte Fassung angenommen 18. September 2017

**Anhang 1.** Entwicklungen der 12 selteneren, nicht in Abb. 11 dargestellten Arten 1997–2016. – *Population trends for the 12 less common species that are not shown in fig. 11.*

