

Bestandsentwicklung von Brutvögeln im ökologisch aufgewerteten St. Galler Rheintal

Fortschreibung von Rudin et al. 2010

Sämi Wechsler
Petra Horch
Simon Birrer



vogelwarte.ch

Impressum

Bestandsentwicklung von Brutvögeln im ökologisch aufgewerteten St. Galler Rheintal

Fortschreibung von Rudin et al. 2010

Autoren

Sämi Wechsler, Petra Horch & Simon Birrer

Fotos, Illustrationen (Titelseite)

St. Galler Rheintal (Archiv Vogelwarte)

Teichrohrsänger (Niklaus Zbinden)

Zitiervorschlag

Wechsler, S., P. Horch & S. Birrer (2012): Bestandsentwicklung von Brutvögeln im ökologisch aufgewerteten St. Galler Rheintal. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Kontakt

Petra Horch, Schweizerische Vogelwarte, CH-6204 Sempach

Tel.: 041 462 97 00, 041 462 97 44 (direkt), Fax: 041 462 97 10, petra.horch@vogelwarte.ch

© 2012, Schweizerische Vogelwarte Sempach

Dieser Bericht darf ohne Rücksprache mit der Schweizerischen Vogelwarte Sempach weder als Ganzes noch auszugsweise publiziert werden.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	4
Einleitung	5
1. Untersuchungsgebiet und Methoden	6
1.1 Untersuchungsgebiet	6
1.2 Landschaftsaufwertungen	6
1.3 Methode	7
1.3.1 Erfassung der naturnahen Strukturen und Biotope	7
1.3.2 Auswahl der Arten, Bestandsaufnahme der Brutvögel	7
1.3.3 Auswertung	8
2. Ergebnisse	8
2.1 Landschaftsveränderungen	8
2.2 Veränderung bei Artenzahl und Siedlungsdichte	9
2.3 Bestandsentwicklung der Arten	13
2.3.1 Bodenbrüter	13
2.3.2 Heckenbrüter	14
2.3.3 Baumbrüter	14
2.3.4 Schilf-/Saumbrüter	15
3. Diskussion	19
3.1 Veränderung der Brutvogelbestände im Vergleich zur ganzen Schweiz	19
3.2 Auswirkung der Landschaftsaufwertung auf die Brutvögel	20
3.3 Hauptunterschiede zu Rudin et al. (2010)	21

Zusammenfassung

Das St. Galler Rheintal (Schweiz) ist eine landwirtschaftlich intensive genutzte Landschaft. Im Zentrum des Gebiets befinden sich Feuchtgebiete, die bis spätestens 1995 unter Naturschutz gestellt wurden. Seit 1993 wurden zahlreiche Flächen ökologisch aufgewertet. Rudin et al. (2010) untersuchten die Auswirkungen der ökologischen Aufwertungen auf die Artenzahl und die Bestände von Brutvogelarten des Kulturlandes zwischen 1988 und 2006. Für den vorliegenden Bericht wurden diese Auswertungen für den erweiterten Zeitraum 1988–2011 wiederholt.

Im gesamten Untersuchungsgebiet wurden 22 Brutvogelarten des Kulturlandes nachgewiesen. In den Naturschutzgebieten wurden mehr Arten (maximal 13) nachgewiesen als in den restlichen Nutzungstypen (ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen, ökologische Ausgleichsflächen gemäss DZV, lineare Strukturen, übriges Kulturland). Im Gesamtgebiet blieb die Anzahl Arten seit Untersuchungsbeginn konstant. Die Artenzahl nahm in den Naturschutzgebieten und den linearen Strukturen ab. Im übrigen Kulturland blieb die Artenzahl auf tieferem Niveau konstant. Zunehmende Artenzahlen wurden in den ökologischen Ausgleichsflächen festgestellt.

Für 13 häufigere Arten konnten Bestandstrends berechnet werden. Im gesamten Untersuchungsgebiet nahmen die Bestände von vier Arten zu, von sechs Arten ab und bei drei Arten wurde keine Veränderung festgestellt: Die Bestände von Wachtel, Neuntöter, Schwarzkehlchen und Teichrohrsänger sind angestiegen. Kiebitz und Baumpieper verschwanden als Brutvögel und Feldlerche, Goldammer, Gelbspötter und Sumpfrohrsänger zeigten abnehmende Bestände. Der Bestand des Feldschwirls schwankte ohne klaren Trend und die Siedlungsdichten des Fitis und der Rohrammer blieben konstant.

In den Naturschutzgebieten wurden mehr Arten mit zunehmendem Bestand festgestellt, als solche mit abnehmendem Bestand. In den ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen hielten sich Arten mit zunehmendem und Arten mit abnehmendem Bestand die Waage. In den ökologischen Ausgleichsflächen gemäss DZV, den linearen Strukturen und im übrigen Kulturland überwogen die Arten mit abnehmendem Bestand.

Es zeigte sich, dass die Naturschutzgebiete und die ökologischen Ausgleichsflächen (besonders hochwertige) einen positiven Einfluss auf die Artenzahl und Siedlungsdichte von Kulturlandvogelarten hatten. Es zeigte sich aber auch, dass bei abnehmenden Arten auch diese Nutzungstypen rückläufige Revierdichten aufwiesen. Mit den Aufwertungsmassnahmen im St. Galler Rheintal konnte der auch schweizweit beobachtete Rückgang von Kulturlandvogelarten nur teilweise aufgehalten werden.

Einleitung

Rudin et al. (2010) untersuchten den Einfluss von grossräumigen Lebensraumaufwertungen auf Bestandsentwicklungen von Brutvogelarten des Kulturlandes. Die Studie basierte auf Bestands- und Lebensraumdaten zwischen 1988 und 2006. Im Jahr 2011 wurden im Untersuchungsperimeter des St. Galler Rheintals erneut flächendeckende Brutvogelbestandsaufnahmen durchgeführt. Der vorliegende Bericht ist im Wesentlichen eine Wiederholung der Analysen von Rudin et al. (2010), ergänzt mit den Brutvogelbestandsdaten von 2011.

Der Aufbau dieses Berichts ist der Publikation von Rudin et al. (2010) bewusst sehr ähnlich, um einen raschen Vergleich der beiden Dokumente zu ermöglichen. Aktualisierte Abbildungen und Tabellen wurden wie in Rudin et al. (2010) beschriftet. Neue Abbildungen erhielten entsprechend höhere Beschriftungsnummern. Dasselbe gilt für die Kapitelnummerierung.

Mit diesem Bericht wurde die langjährige Untersuchung von Rudin et al. (2010) um die Entwicklung fünf weiterer Jahre ergänzt. Die Resultate dieser Analysen wurden mit den Erkenntnissen von Rudin et al. (2010) verglichen und Unterschiede dokumentiert. Um den Vergleich zwischen den Auswertungen von Rudin et al. (2010) und der vorliegenden Auswertung zu erleichtern, wurde bereits bei den Ergebnissen auf Unterschiede zum Bericht von Rudin et al. (2010) hingewiesen. Am Ende des Diskussionsteils wurden die wichtigsten Unterschiede noch einmal zusammengefasst.

1. Untersuchungsgebiet und Methoden

1.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet wurde bereits in Rudin et al. (2010) ausführlich beschrieben. Der Projektperimeter blieb für die vorliegende, aktualisierte Analyse unverändert. Die Abb. 1 zeigt den Perimeter des Untersuchungsgebiets inklusive den unterschiedenen Nutzungstypen für a) die Situation im Jahr 2006 und b) die Situation, welche als Grundlage für die aktualisierte Analyse diente.

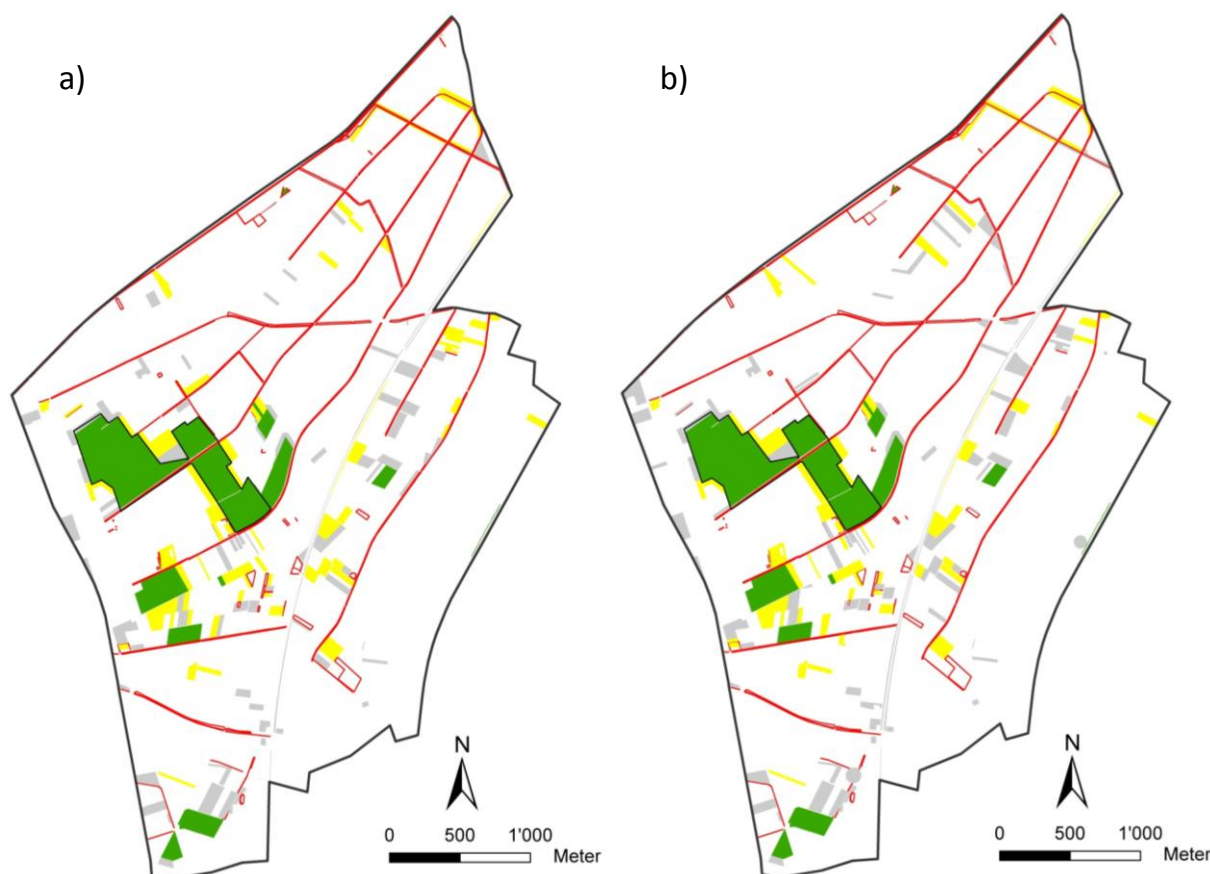


Abb. 1. Untersuchungsgebiet, a) Situation 2006, b) Situation wie sie in der aktualisierte Analyse verwendet wurde. Lebensraumdaten in b) stammen aus den Jahren 2006 und 2009. Dunkelgraue Linie = Grenze des Untersuchungsgebiets (Perimeter); schwarze Linie = Grenze der Dauerbeobachtungsfläche; rote Linien = lineare Strukturen und Gehölze; grüne Flächen = Naturschutzgebiete; gelbe Flächen = ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen; graue Flächen = Ausgleichsflächen gemäss DZV.

1.2 Landschaftsaufwertungen

Die meisten Ausführungen von Rudin et al. (2010) treffen unverändert zu. Zwei Veränderungen sind festzuhalten:

- 1) Seit 2001 wurden vier Meliorationskanäle auf 3,2 km Länge revitalisiert.
- 2) Zum Vernetzungsprojekt gibt es für die Umsetzungsphase 2004–2009 den Schlussbericht (Weber 2010).

1.3 Methode

1.3.1 Erfassung der naturnahen Strukturen und Biotope

Im Jahr 2011 fanden flächendeckende Bestandsaufnahmen der Brutvögel des Kulturlandes statt. 2011 wurden aber keine Lebensraumdaten aufgenommen. Die aktuellsten Lebensraumdaten wurden 2009 für den Perimeter des Vernetzungsprojekts erhoben (durch das Ökobüro Hugentobler AG). Dabei wurde dieselbe Typisierung (d.h. Einteilung in die Nutzungstypen) wie in Rudin et al. (2010, Kapitel 1.3.3) angewendet. Der Perimeter des Vernetzungsprojekts deckt allerdings nur einen Teil des Untersuchungsgebiets aus Rudin et al. (2010) ab. Für die vorliegende Analyse wurden daher jeweils die aktuellsten Lebensraumdaten verwendet. Das bedeutete konkret, dass alle linearen Strukturen und für den südöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes auch alle übrigen Strukturen aus Rudin et al. (2010) übernommen wurden (rote markierte Lebensräume in Abb. 2). Diese Lebensraumdaten wurden also 2006 erhoben. Für einen Grossteil des Untersuchungsgebiets konnte aber auf Lebensraumdaten aus dem Vernetzungsprojekt (Stand 2009) zurückgegriffen werden (blau markierte Lebensräume in Abb. 2).

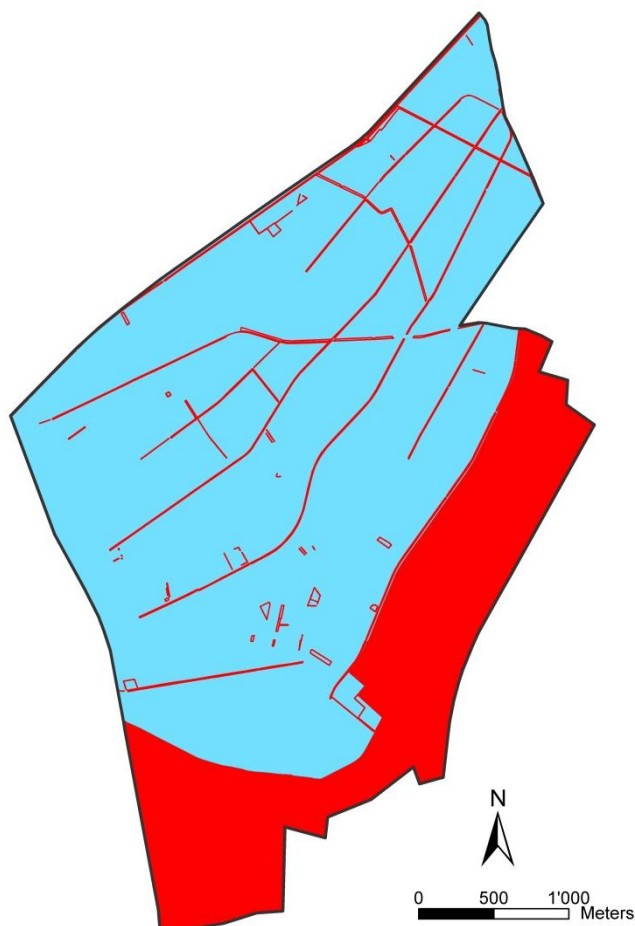


Abb. 2. Herkunft der Lebensraumdaten. Rot markierte Lebensräume = Erhebungen von 2006, blau markierte Lebensräume = Erhebungen von 2009.

1.3.2 Auswahl der Arten, Bestandsaufnahme der Brutvögel

Für die Auswahl der Arten wurden dieselben Kriterien wie in Rudin et al. (2010) angewendet. Die Wachtel trat 2011 erstmals mit 4 Revieren auf. Deshalb konnte für diese Art neu auch eine Bestandsveränderung berechnet werden.

Die „Dauerbeobachtungsfläche“ wurde in den Jahren 2009 und 2010 nicht mehr bearbeitet (Wechsel auf einen Kartier-Rhythmus von einmal alle drei Jahre, also 2011, 2014 etc.). Abgesehen von diesen zwei Jahren, existiert für diese Fläche eine lückenlose Zeitreihe zwischen 1990 und 2011 (mit jährlich 6 Rundgängen).

1.3.3 Auswertung

Die Auswertung des vorliegenden Berichts folgte dem Vorgehen von Rudin et al. (2010). Neu wurden auch die relativen Differenzen der Siedlungsdichten¹ zwischen dem Durchschnitt der Jahre 1988/1989 und 2011 berechnet. Die resultierenden Werte können als Mass für die Bestandsveränderung zwischen 88/89 und 2011 verstanden werden.

Für das Gesamtgebiet (Perimeter des Untersuchungsgebiets) wurden neu ebenfalls lineare Regressionen zur Abschätzung von Bestandstrends berechnet. Dazu wurden die Revierdaten aus den Jahren 1988, 1989, 1999, 2006 und 2011 verwendet. Es ist zu beachten, dass diese Regressionen auf jeweils fünf Datenpaaren beruhen und die statistische Aussagekraft (power) entsprechend gering ist. Die Resultate dieser linearen Regressionen wurden daher nur als Ergänzung zu den in Rudin et al. (2010) verwendeten Kriterien zur Abschätzung der Bestandsveränderungen² verwendet. Generell waren die linearen Regressionen weniger sensitiv im Registrieren von Bestandsveränderung.

Die in Rudin et al. (2010) gerechneten Regressionen für die Dauerbeobachtungsfläche wurden mit den Daten von 2007–2011³ ergänzt und neu gerechnet. Die gesamtschweizerischen Trends wurden ebenfalls mit den aktuellen Indexwerten⁴ von 1990–2011 neu berechnet. Im Gegensatz zu der früheren Analyse basieren die p-Werte der aktualisierten Auswertung auf Permutations-Tests mit 1000 Permutationen. Diese sind in der Methode der kleinsten Quadrate (ordinary least squares) aus dem lmodel1-Paket in R integriert (Legendre, 2011; R Development Core Team, 2010). Der Vorteil des Permutations-Tests (gegenüber der F-Statistik, die in Rudin et al. (2010) verwendet wurde) ist, dass dieser keine Annahmen über die Verteilung der Daten voraussetzt. Stichprobenartig wurden die p-Werte in Rudin et al. (2010) mit den Werten aus den Permutations-Tests verglichen. Es wurden keine grossen Abweichungen festgestellt. Für neue Berechnungen (also mit Brutvogelbestandsdaten aus 2011) wurden immer Permutations-Tests verwendet.

2. Ergebnisse

2.1 Landschaftsveränderungen

Die Naturschutzfläche blieb seit 1988 unverändert (Tab. 1). Die linearen Strukturen wurden aus der Erhebung von 2006 übernommen und deren Länge war daher identisch zu den Werten in Rudin et al. (2010). Es ist davon auszugehen, dass sich die linearen Strukturen auch in der Landschaft nicht gross verändert haben. Veränderungen im Vergleich zum Zustand im Jahr 2006 gab es vor allem bei den ökologischen Ausgleichsflächen (Tab. 1): In der aktualisierten Analyse waren weniger ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen, dafür mehr Ausgleichsflächen gemäss DZV⁵ vorhanden.

¹ siehe Kapitel 1.3.3 in Rudin et al. (2010)

² siehe Kapitel 1.3.3 in Rudin et al. (2010)

³ keine Daten für die Dauerbeobachtungsfläche in den Jahren 2009 und 2010

⁴ Da die Berechnungsgrundlage der Indexwerte angepasst wurde, können für einzelne Arten Unterschiede zu den in Rudin et al. (2010) verwendeten Werten auftreten.

⁵ Direktzahlungsverordnung

Tab. 1. Fläche der einzelnen Nutzungstypen. Die Werte für die Jahre 1988, 1999, 2006 wurden aus Rudin et al. (2010) übernommen. Der Wert für das „übrige Kulturland“ für 2006/2009 entspricht der Differenz zwischen der Gesamtfläche und der Summe der restlichen Nutzungstypen.

	1988	1999	2006	2006/2009
Naturschutzgebiet (ha)	68,7	68,7	68,7	68,7
ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen (ha)	0,0	17,2	45,5	42,3
Ausgleichsflächen gemäss DZV (ha)	0,0	50,1	52,5	59,1
lineare Strukturen (km)	39,1	38,9	38,9	38,9
übriges Kulturland	1181,2	1113,9	1083,1	1075,9
Gesamtfläche (ha)	1262,5	1262,5	1262,5	1262,5

2.2 Veränderung bei Artenzahl und Siedlungsdichte

Wie Rudin et al. (2010) feststellten, waren die Naturschutzgebiete auch 2011 der artenreichste Nutzungstyp (10 Arten) gefolgt von den ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen (öAF+) (9 Arten). Trotz angestiegenem Flächenanteil (Tab. 1) beherbergten die ökologischen Ausgleichsflächen gemäss DZV (öAF-) 2011, im Unterschied zu 2006, sogar eine Art weniger (6 Arten) als das übrige Kulturland (7 Arten, Tab. 2). In den linearen Strukturen wurden 7 Arten festgestellt (2006 waren es 4).

Auch mit den zusätzlichen Brutvogelbestandsdaten von 2011, blieb die Gesamtartenzahl über die Untersuchungsperiode mehr oder weniger konstant (Tab. 2). Zwischen 1988/89 und 2011 gingen in den Naturschutzgebieten 3 Arten (13 zu 10 = -23 %), in den linearen Strukturen 1 Art (8 zu 7 = -13 %) und im übrigen Kulturland keine Art verloren (Tab. 2). Im Vergleich zu den Auswertungen von Rudin et al. (2010) sind damit die Verluste in den linearen Strukturen und im Kulturland weniger ausgeprägt. In den öAF+ kamen zwischen 1999 und 2011 4 Arten (5 zu 9 = +60 %), in den öAF- 2 Arten (4 zu 6 = +50 %) dazu. Der Anstieg in den öAF- ist damit ebenfalls weniger ausgeprägt, als von Rudin et al. (2010) festgestellt.

Die totale Revierzahl aller 22 untersuchten Arten war 1988/89 mit durchschnittlich 314 Revieren am grössten. 1999 konnte 204, 2006 235 und 2011 nur noch 174 Reviere nachgewiesen werden. Die Reviere konzentrierten sich wie 2006 auch 2011 auf die Naturschutzflächen (Abb. 3).

Für 13 der 22 untersuchten Arten konnten Bestandsveränderungen (relative Differenz der Siedlungsdichten) berechnet werden (Tab. 2): Wie schon in der früheren Analyse festgestellt, stieg die Dichte des Schwarzkehlchens stark an. Dieser Anstieg setzte sich auch zwischen 2006 und 2011 fort. Die Siedlungsdichte der Wachtel nahm ebenfalls zu. Teichrohrsänger, Fitis, Neuntöter und Rohrammer waren in der Analyse von Rudin et al. (2010) mit „steigenden Siedlungsdichten“ vermerkt. Sie reduzierten aber zwischen 2006 und 2011 ihre Dichten. Für die Periode 1988/89 bis 2011, kann deshalb nur noch beim Teichrohrsänger und beim Neuntöter von einem Anstieg der Siedlungsdichte seit 1988/89 gesprochen werden. Kiebitz und Baumpieper kamen auch 2011 nicht als Brutvögel zurück. Die 2006 festgestellten Rückgänge bei Feldlerche, Gelbspötter und Sumpfrohrsänger (Rudin et al. 2010) setzten sich bis 2011 weiter fort. Der Feldschwirl verschwand nach Bruten in den Jahren 1999 und 2006 wieder aus dem Untersuchungsgebiet. Die Siedlungsdichte der Goldammer war 2011 tiefer als noch 1988/89 – ein Rückgang, der 2006 ebenfalls noch nicht beobachtet werden konnte.

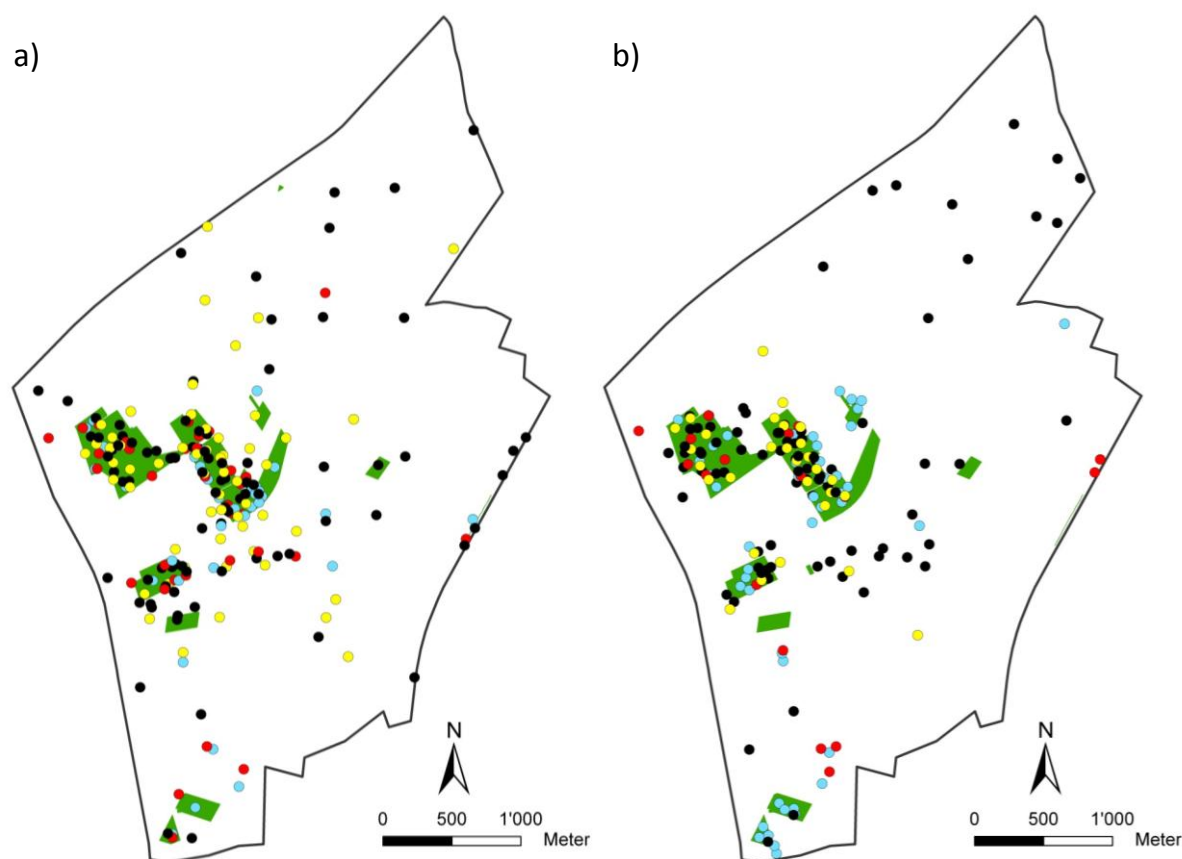


Abb. 3. Verteilung der Reviere der 22 untersuchten Arten im Untersuchungsgebiet in den Jahren 2006 (a) und 2011 (b). Grüne Flächen = Naturschutzgebiete; Punkte = Reviermittelpunkte von Sumpfrohrsänger (rot), Teichrohrsänger (blau), Goldammer (gelb) und übrigen Arten (schwarz). Die Reviermittelpunkte überlagern sich teilweise.

Änderung der Siedlungsdichten in den einzelnen Nutzungstypen

Wie Rudin et al. (2010) feststellten, wurden in den Naturschutzgebieten am meisten positive Dichtenveränderungen registriert (4 Arten mit zunehmender und 3 mit abnehmender Dichte, Tab. 2). In den ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen (öAF+) zeigten 2 Arten höhere und 2 Arten tiefere Dichten als in den Ausgangsjahren. In den ökologischen Ausgleichsflächen gemäss DZV zeigten 2 Arten höhere und 3 Arten tiefere Dichten. In den linearen Strukturen und dem üblichen Kulturland zeigten 2 respektive 1 Art höhere Dichten und 5 Arten tiefere Dichten (Tab. 2). Im Vergleich zu den Auswertungen von Rudin et al. (2010) ist die Bilanz in den Naturschutzgebieten und den öAF+ weniger positiv. Auf der andern Seite ist die Bilanz für die linearen Strukturen weniger negativ (Tab. 2). Im übrigen Kulturland hat sich die Bilanz im Vergleich mit der Auswertung von Rudin et al. (2010) nicht verändert.

Tab. 2. Siedlungsdichten und Artenzahlen von Kulturlandbrutvogelarten, aufgeteilt nach Neststandort, Nutzungstyp und Jahr. öAF+: ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen; öAF-: ökologische Ausgleichsflächen gemäss DZV. Für Arten, die im Gesamtgebiet in mindestens einem Jahr mindestens 4 Reviere aufwiesen, wurde die Dichte bestimmt: Anzahl Reviere pro 10 km lineare Struktur respektive Anzahl Reviere pro 100 ha für flächige Nutzungstypen und für das Gesamtgebiet. Kursive und fette Werte = Arten, die zwischen 1988/89 und 2006, respektive zwischen 1988/89 und 2011 eine Bestandsveränderung (gemäss definierten Kriterien in Rudin et al. (2010)) zeigen. Für die ökologischen Ausgleichsflächen wurde die Bestandsveränderung zwischen 1999 und 2006 respektive zwischen 1999 und 2011 berechnet. Für die selteneren Arten wird nur angegeben, ob die Art vorkam (+) oder nicht (-). Artenzahl bezogen auf den Neststandort, Gesamtartenzahl bezogen auf die Gesamtfläche. „Anzahl Arten +“: häufige Arten mit zunehmendem Bestand; „Anzahl Arten -“: häufige Arten mit abnehmendem Bestand; „Anzahl Arten =“: häufige Arten mit konstantem Bestand oder Schwankungen ohne klaren Trend.

	Gesamtgebiet					Naturschutzgebiete					öAF+			öAF-			lineare Strukturen					übriges Kulturland				
	88	89	99	06	11	88	89	99	06	11	99	06	11	99	06	11	88	89	99	06	11	88	89	99	06	11
<u>Bodenbrüter</u>																										
Wachtel	0	0	0,2	0	0,3	0	0	0	0	1,2	0	0	0,9	0	0	0,5	-	-	-	-	-	0	0	0,3	0	0,2
Kiebitz	2,1	1,7	0,5	0	0	0,9	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,0	2,5	0,9	0	0
Feldlerche	4,0	2,5	0,9	0,4	0,2	0,9	0,9	0	0	0	-	-	-	1,7	0,5	0	-	-	-	-	-	5,9	3,6	1,2	0,6	0,5
Baumpieper	3,6	3,0	0,2	0	0	34,6	28,4	2,1	0	0	-	-	-	-	-	-	0,8	1,3	0,3	0	0	0,5	0,1	0	0	0
Schafstelze	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
Graumammer	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Artenzahl	3	4	5	1	2	3	3	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	3	3	4	1	2
<u>Heckenbrüter</u>																										
Nachtigall	+	+	+	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Dorngrasmücke	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Neuntöter	0,1	0	0,1	0,6	0,4	0,9	0	0	3,6	1,2	0	3,2	0,9	0	0	0,5	0	0	0	0	0,5	0	0	0,1	0,2	0
Goldammer	3,6	3,3	4,4	4,6	2,3	23,9	23,0	22,8	36,3	24	3,8	8,0	2,6	4,0	3,2	1	4,1	3,1	4,4	2,3	0,8	0,4	0,5	1,0	0,5	0,2
Artenzahl	4	3	3	2	2	4	2	2	2	2	1	2	2	1	1	2	2	3	1	1	2	1	1	2	2	1
<u>Baumbrüter</u>																										
Hohltaube	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Turteltaube	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Gartenrotschwanz	+	+	+	-	+	+	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Gelbspötter	2,8	2,0	1,0	1,4	0,9	3,5	3,5	2,1	3,6	2,4	3,8	0	0	0	0,5	2	7,4	4,9	1,8	3,6	0,8	0,2	0,2	0,1	0	0,3
Fitis		0,7	1,0	1,3	1,0		5,3	10,4	18,1	12	1,9	0,8	0,9	-	-	-		0,8	0,5	0	0,3		0	0	0,2	0
Artenzahl	2	3	4	3	4	2	3	3	2	2	2	2	3	0	2	1	2	2	4	1	2	1	1	1	1	1

	Gesamtgebiet					Naturschutzgebiete					öAF+			öAF-			lineare Strukturen					übriges Kulturland				
	88	89	99	06	11	88	89	99	06	11	99	06	11	99	06	11	88	89	99	06	11	88	89	99	06	11
<u>Schilf- & Saum- brüter</u>																										
Wasserralle	+	+	-	+	+	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Blauehlchen	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Schwarzkehlchen	0	0	0,8	1,3	2,5	0	0	10,4	12,1	20,4	0	2,4	5,1	0	0,5	0,5	0	0	0	0	1	0	0	0	0,5	0,5
Feldschwirl	0	0	0,5	0,1	0	0	0	6,2	1,2	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sumpfrohrsänger	6,8	7,4	3,1	3,0	1,3	42,5	39,9	29,0	33,8	12	3,8	2,4	0,9	1,7	1,6	0	7,4	11	1,3	0,8	1,3	1,1	0,7	0,1	0,2	0,2
Teichrohrsänger	1,4	1,1	1,8	4,0	3,6	11,5	9,7	20,7	52,0	36	0	4,0	6,0	0,6	0,5	2,5	1	0,5	0,5	0,3	0,5	0,1	0,1	0	0	0,3
Rohrhammer	0,7	0,8	1,4	1,5	1,0	7,1	7,1	15,6	19,3	14,4	3,8	1,6	0	0	0,5	0	0,3	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0
Artenzahl	4	4	5	7	5	4	4	5	6	5	2	5	3	2	4	2	3	3	2	2	3	2	2	2	2	3
Gesamtartenzahl	13	14	17	13	13	13	12	11	10	10	5	9	9	4	8	6	8	9	9	4	7	7	7	9	6	7
Anzahl Arten +				5	4				6	4		4	2		0	2				0	2				1	1
Anzahl Arten -				5	6				1	3		1	2		1	3				6	5				5	5
Anzahl Arten =				3	3				6	6		4	5		8	4				3	2				6	6
Anz. seltene Arten				9	9				6	6		3	3		1	1				4	4				1	1
Bilanz				0	-2				+5	+1		+3	0		-1	-1				-6	-3				-4	-4

2.3 Bestandsentwicklung der Arten

2.3.1 Bodenbrüter

Der Einbezug der Ergebnisse von 2011 zu den Bodenbrütern setzt die negative Entwicklung bei den meisten bodenbrütenden Arten zwischen 1988/89 und 2011 (Tab. 2) im gleichen Trend fort, wie von Rudin et al. (2010) für den Zeitraum 1988/89 bis 2006 beschrieben: Kiebitz und Baumpieper verschwanden als Brutvögel und die Feldlerche nahm weiter ab. Einzig die Wachtel konnte leicht zulegen.

Wachtel: Die Wachtel konnte im Vergleich zu den Ausgangsjahren leicht zulegen. 1988/89 wurden keine Wachteln registriert. 2011 waren es 4 Reviere (verteilt auf alle Nutzungstypen ausser die linearen Strukturen, Abb. 4a). In der Periode dazwischen schwankte die Revierzahl zwischen 0 und 3. Die maximale Dichte lag somit bei 0,3 Revieren/100 ha (Tab. 2).

Kiebitz: Die Situation hat sich seit der Untersuchung von Rudin et al. (2010) nicht verändert (Abb. 4b, Tab. 2). Der Kiebitz brütete seit 2000 nicht mehr im Untersuchungsgebiet.

Feldlerche: Der von Rudin et al. (2010) dokumentierte Rückgang der Feldlerche setzte sich auch nach 2006 fort. Im Untersuchungsjahr 2011 konnten noch 3 Reviere festgestellt werden, die alle im „übrigen Kulturland“ lagen (Abb. 4c, Tab. 2).

Baumpieper: Wie beim Kiebitz hat sich die Situation des Baumpiepers seit der Untersuchung von Rudin et al. (2010) nicht verändert (Abb. 4d, Tab. 2). Der Baumpieper brütete letztmals 1999 im Untersuchungsgebiet.

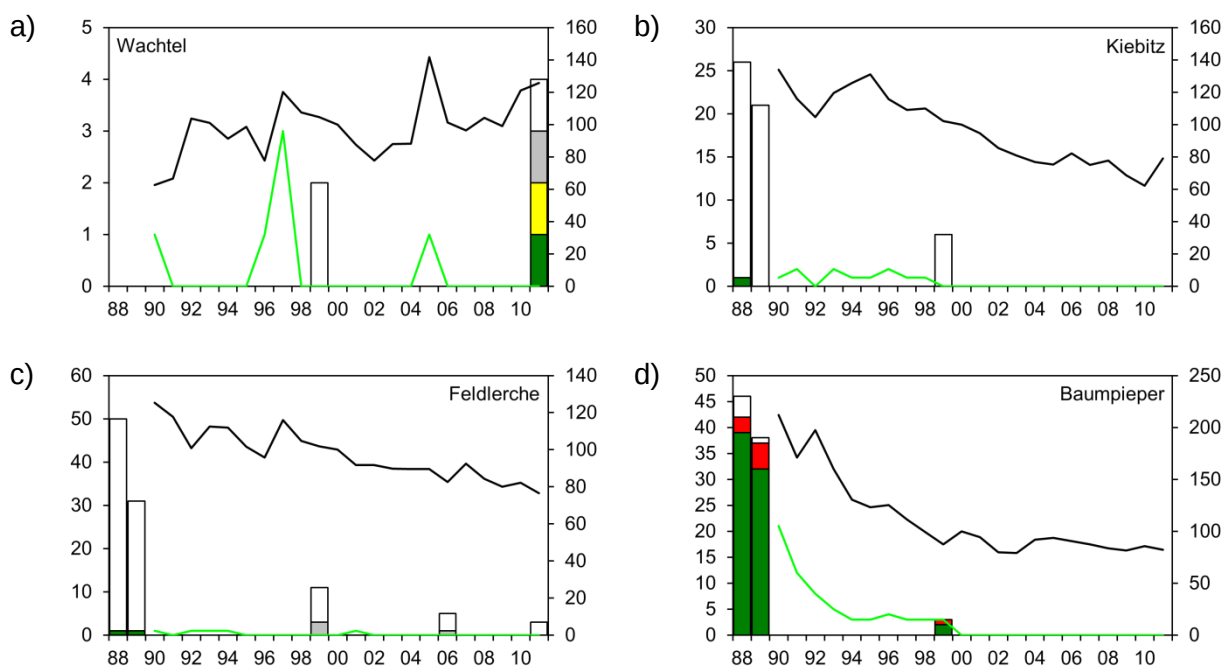


Abb. 4a)–d). Entwicklung der Anzahl Reviere der 13 genauer untersuchten Arten im Untersuchungsgebiet (Säulen) und auf der Dauerbeobachtungsfläche (grüne Linie) im Vergleich mit der Entwicklung (Indexwerte) in der ganzen Schweiz (schwarze Linie). Säulenabschnitte: grün = Naturschutzgebiete; gelb = ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen; grau = Ausgleichsflächen gemäss DZV; rot = lineare Strukturen; weiss = übriges Kulturland. Linke Achse: Revierzahlen, rechte Achse: Indexwerte.

2.3.2 Heckenbrüter

Neuntöter: Die Revierzahl beim Neuntöter war 2011 wieder leicht tiefer (5 Reviere) als noch 2006. Seit dem Beginn der Untersuchungen kann aber dennoch von einem Anstieg des Bestands gesprochen werden (Abb. 4e, Tab. 2). 2006 lagen 7 der 8 Neuntöterreviere in Naturschutzgebieten oder in ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen. 2011 lagen lediglich 2 der 5 Reviere in diesen beiden Nutzungstypen. Die restlichen Reviere waren auf die linearen Strukturen (2 Reviere) und Ausgleichsflächen gemäss DZV (1 Revier) verteilt. Die Reviere konzentrierten sich aber nach wie vor um das Naturschutzgebiet Spitzmäder respektive auf das Gebiet südlich des Naturschutzgebietes Burst.

Goldammer: Im Gesamtgebiet war zwischen 2006 und 2011 ein relativ starker Rückgang zu beobachten (Abb. 4f). Die Siedlungsdichte über das gesamte Untersuchungsgebiet sank von 4,6 Reviere/100 ha (2006) auf 2,3 Reviere/100 ha (2011, Tab. 2). Auch im Vergleich zu den Ausgangsjahren wurde ein Rückgang festgestellt. Alle Nutzungstypen wiesen im Vergleich zu 2006 geringere Siedlungsdichten auf (Tab. 2). In allen Nutzungstypen ausser den Naturschutzgebieten waren die Siedlungsdichten aus 2011 sogar die niedrigsten, die seit Untersuchungsbeginn je festgestellt wurden. Verglichen mit den Ausgangsjahren resultierte daher für alle Flächen ausser den Naturschutzgebieten und den ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen ein Bestandsrückgang gemäss den in Rudin et al. (2010) definierten Kriterien (Tab. 2). Auch die von Rudin et al. (2010) beschriebene Ausbreitung in den Nordteil des Untersuchungsgebiets ist 2011 nicht mehr ersichtlich (gelbe Punkte in Abb. 3).

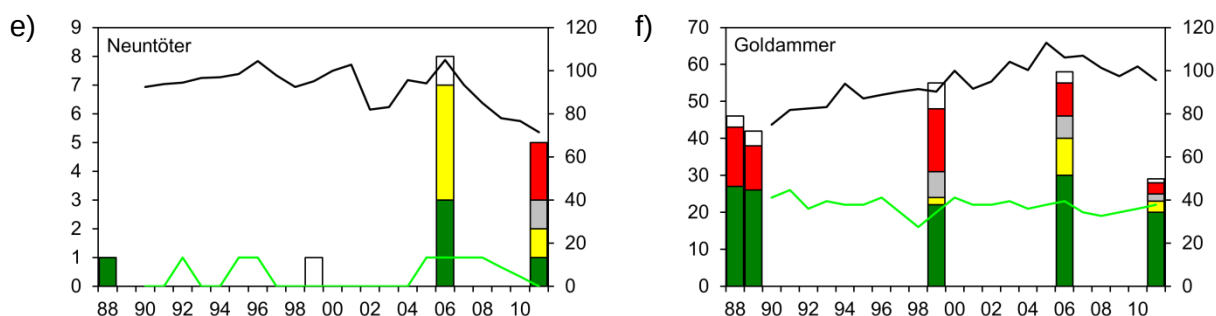


Abb. 4e)–f). Entwicklung der Anzahl Reviere der 13 genauer untersuchten Arten im Untersuchungsgebiet (Säulen) und auf der Dauerbeobachtungsfläche (grüne Linie) im Vergleich mit der Entwicklung (Indexwerte) in der ganzen Schweiz (schwarze Linie). Säulenabschnitte: grün = Naturschutzgebiete; gelb = ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen; grau = Ausgleichsflächen gemäss DZV; rot = lineare Strukturen; weiss = übriges Kulturland. Linke Achse: Revierzahlen, rechte Achse: Indexwerte.

2.3.3 Baumbrüter

Gelbspötter: Rudin et al. (2010) stellten einen Bestandsrückgang (1988/89 bis 2006) fest, der allerdings nur Flächen ausserhalb der Naturschutzgebiete betraf. Der Gelbspötterbestand im gesamten Untersuchungsgebiet nahm im Vergleich zu 2006 weiter ab (Abb. 4g, Tab. 2). Der Bestand nahm zwischen den Ausgangsjahren und 2011 insbesondere in folgenden Nutzungstypen ab: Naturschutzgebiete, ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen und den linearen Strukturen. Wobei in den linearen Strukturen eine besonders starke Abnahme von durchschnittlich 6.2 Revieren/10 km (1988/89) auf 0,8 Reviere/10 km (2011) festgestellt wurde. In den ökologischen Ausgleichsflächen gemäss DZV war hingegen eine Zunahme zu verzeichnen (Tab. 2).

Fitis: Der Bestandszuwachs zwischen 1997 und 2003 (Rudin et al., 2010) scheint sich nicht weiter fortgesetzt zu haben (Abb. 4h). 2011 wurden sehr ähnliche Siedlungsdichten wie 1999 festgestellt. Im Unterschied zu den Auswertungen von Rudin et al. (2010) kann der Bestandszuwachs im Gesamtge-

biet zwischen 1989⁶ und 2011 knapp nicht als Bestandsveränderung bezeichnet werden ($D=0,29$, Tab. 3). In den Naturschutzgebieten, wo die meisten Reviere festgestellt wurden, ist der Bestand in dieser Periode aber merklich (von 5,3 Reviere/100 ha auf 12 Reviere/100 ha) angestiegen (Tab. 2).

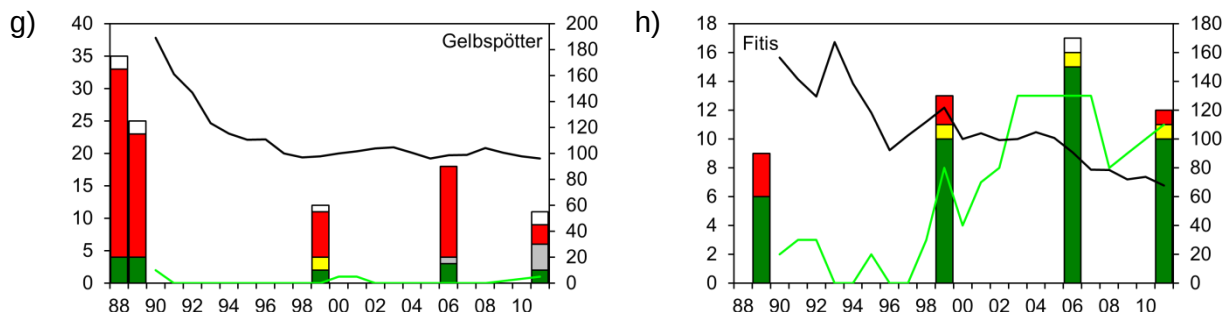


Abb. 4g)–h). Entwicklung der Anzahl Reviere der 13 genauer untersuchten Arten im Untersuchungsgebiet (Säulen) und auf der Dauerbeobachtungsfläche (grüne Linie) im Vergleich mit der Entwicklung (Indexwerte) in der ganzen Schweiz (schwarze Linie). Säulenabschnitte: grün = Naturschutzgebiete; gelb = ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen; grau = Ausgleichsflächen gemäss DZV; rot = lineare Strukturen; weiss = übriges Kulturland. Linke Achse: Revierzahlen, rechte Achse: Indexwerte.

2.3.4 Schilf-/Saumbrüter

Die Entwicklung dieser Gruppe verlief mehrheitlich positiv (Tab. 2, Abb. 4): Schwarzkehlchen und Teichrohrsänger konnten ihre Bestände im Vergleich zu den Ausgangsjahren erhöhen. Die Rohrammer konnte ihre Bestände halten und in den Naturschutzgebiet sogar leicht erhöhen. Die Bestände des Feldschwirls unterliegen grossen jährlichen Schwankungen. Einzig der Sumpfrohrsänger konnte weniger häufig nachgewiesen werden als noch in den Ausgangsjahren.

Schwarzkehlchen: Seit Beginn der Untersuchungen nahm das Schwarzkehlchen von 0 auf 31 Reviere zu. Nach dem die Siedlungsdichte innerhalb der Naturschutzgebiete zwischen 1999 und 2006 konstant blieb, wurde 2011 ein neuer Höchstwert (20,4 Reviere/100 ha Naturschutzfläche) registriert (Tab. 2). Dieser Trend ist auch auf der Dauerbeobachtungsfläche (enthält einen Grossteil der Naturschutzflächen) zu erkennen (Abb. 4i). Auffallend ist, dass der Bestand von 1998 bis 2008 relativ konstant blieb und dann bis 2011 markant anstieg (man beachte, dass 2009 und 2010 auf der Dauerbeobachtungsfläche keine Erhebungen gemacht wurden). Auch in den ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen erhöhte sich die Dichte nochmals. Und erstmals wurden Schwarzkehlchen (mit einer Siedlungsdichte von 1 Revier/10 km) in linearen Strukturen festgestellt.

Feldschwirl: Der Feldschwirl wurde 2011 nicht nachgewiesen. Die Entwicklung auf der Dauerbeobachtungsfläche zeigt, dass die Bestände von Jahr zu Jahr stark schwanken (Abb. 4j).

Sumpfrohrsänger: Der Sumpfrohrsänger nahm zwischen 1988/89 und 2006 vor allem in den linearen Elementen stark ab, hielt sich aber in den Naturschutzgebieten relativ konstant (Rudin et al. 2010). Mit den neuen Brutvogelbestandsdaten wird ersichtlich, dass der Sumpfrohrsänger auch in den Naturschutzgebieten rückläufige Siedlungsdichten zeigt (Tab. 2): Wurden 1988/89 noch durchschnittlich 41,2 Reviere/100 ha Naturschutzfläche gefunden, waren es 2011 nur noch 12 Reviere/100 ha. Somit entwickelten sich die Bestände in allen Lebensräumen ausser den ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen (wo die Art aber nur mit 1–3 Revieren auftrat) negativ (Abb. 4k).

⁶ Der Fitis wurde bei den Bestandsaufnahmen von 1988 noch nicht erfasst.

Teichrohrsänger: Der Teichrohrsänger konnte seine Bestände im Vergleich zu den Ausgangsjahren erhöhen. Dies kann anhand der Daten von 2006 (Rudin et al. 2010) und in abgeschwächter Form auch anhand der Daten 2011 festgestellt werden. Die Siedlungsdichte in den Naturschutzgebieten lag 2011 bei 36 Revieren/100 ha (2006: 52 Reviere/100 ha, Tab. 2). Der Teichrohrsänger besiedelte auch ökologische Ausgleichsflächen (Abb. 4l, Tab. 2).

Rohrhammer: Diese Art ist stark an die Naturschutzgebiete gebunden und besetzt nur selten Reviere ausserhalb dieser Flächen (Abb. 4m). Rudin et al. (2010) stellten einen Anstieg des Bestands (1988/89–2006) innerhalb der Naturschutzgebiete fest. Nach 2006 nahm die Siedlungsdichte in den Naturschutzgebieten und der Dauerbeobachtungsfläche wieder leicht ab. Verglichen mit den Ausgangsjahren stellt die aktuelle Dichte in den Naturschutzgebieten (14,4 Reviere/100 ha) aber immer noch einen Bestandsanstieg dar (Abb. 4m, Tab. 2).

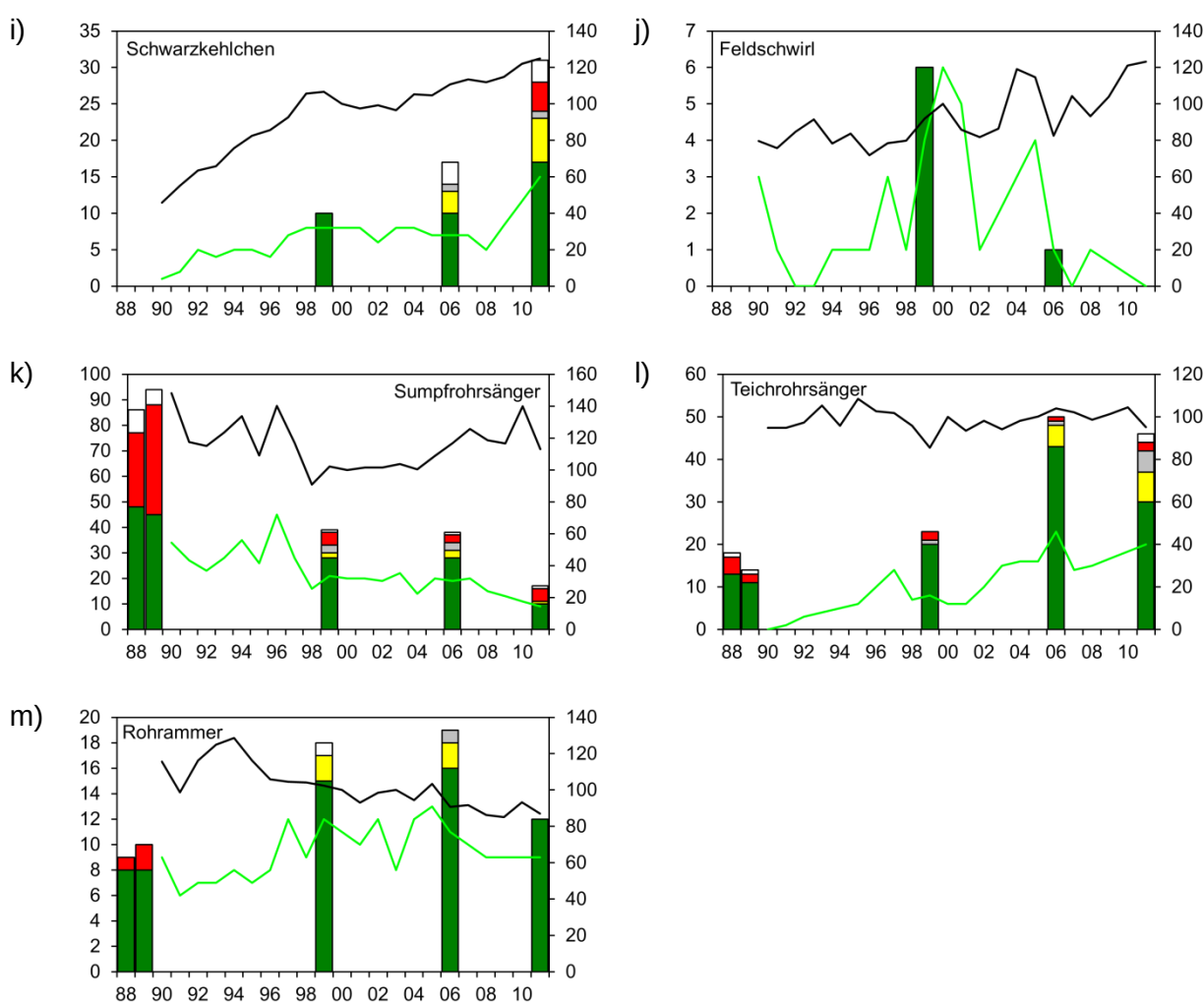


Abb. 4i)–m). Entwicklung der Anzahl Reviere der 13 genauer untersuchten Arten im Untersuchungsgebiet (Säulen) und auf der Dauerbeobachtungsfläche (grüne Linie) im Vergleich mit der Entwicklung (Indexwerte) in der ganzen Schweiz (schwarze Linie). Säulenabschnitte: grün = Naturschutzgebiete; gelb = ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen; grau = Ausgleichsflächen gemäss DZV; rot = lineare Strukturen; weiss = übriges Kulturland. Linke Achse: Revierzahlen, rechte Achse: Indexwerte.

Tab. 3. Bestandstrends im gesamten Untersuchungsgebiet, auf der Dauerbeobachtungsfläche des Rheintals und in der gesamten Schweiz. „+“: Bestand zunehmend; „=“: Bestand gleich bleibend oder kein Trend erkennbar; „-“: Bestand zurückgehend; „(=)“, „(-)“: Arten mit nur 1–2 Revieren auf der Dauerbeobachtungsfläche. D = relative Differenz der Siedlungsdichten; * = Differenz geringer als 2 Reviere; Trend = Steigung der linearen Regression; p = Wahrscheinlichkeit, dass kein Trend existiert; Fett markierte Werte: p-Wert < 0,05 resp. D > 0,3.

Jahre	Gesamtes Untersuchungsgebiet							Dauerbeobachtungsfläche					
	88/89 und 06		88/89 und 11		88, 89, 99, 06 und 11			90–06			90–08 und 11		
Grösse	Relative Differenz der Siedlungsdichten	D	Relative Differenz der Siedlungsdichten	D	Revierzahlen, Regression	Trend	p	Revierzahlen, Regression	Trend	p	Revierzahlen, Regression	Trend	p
<u>Bodenbrüter</u>													
Wachtel	=	0,00	+	2,00	=	0,121	0,273	=	0,002	0,492	=	-0,014	0,342
Kiebitz	-	-2,00	-	-2,00	-	-1,149	0,013	(-)	-0,108	<0,05	(-)	-0,087	<0,001
Feldlerche	-	-1,56	-	-1,72	-	-1,813	0,009	(=)	-0,037	0,101	(-)	-0,039	0,009
Baumpieper	-	-2,00	-	-2,00	-	-2,060	0,019	-	-0,868	<0,05	-	-0,648	<0,001
<u>Heckenbrüter</u>													
Neuntöter	+	1,76	+	1,64	=	0,269	0,090	(=)	0,0098	0,687	=	0,017	0,176
Goldammer	=	0,27	-	-0,41	=	-0,194	0,374	=	-0,078	0,491	=	-0,105	0,093
<u>Baumbrüter</u>													
Gelbspötter	-	-0,50	-	-0,93	-	-0,815	0,043	(=)	-0,027	0,349	=	0,008	0,390
Fitis	+	0,62	=	0,29	=	0,468	0,076	+	0,848	<0,05	+	0,689	<0,001
<u>Schilf-/Saumbrüter</u>													
Schwarzkehlchen	+	2,00	+	2,00	+	1,244	0,025	+	0,3505	<0,05	+	0,348	<0,001
Feldschwirl	=	*2,00	=	0,00	=	0,024	0,501	=	0,1373	0,122	=	0,007	0,447
Sumpfrohrsänger	-	-0,81	-	-1,36	-	-3,162	0,027	-	-0,961	<0,05	-	-0,966	<0,001
Teichrohrsänger	+	1,03	+	0,97	+	1,511	0,033	+	1,049	<0,05	+	0,913	<0,001
Rohrhammer	+	0,67	=	0,23	=	0,255	0,142	+	0,3211	<0,05	+	0,175	0,004
Anzahl +	5		4		2			4			4		
Anzahl =	3		3		6			6			5		
Anzahl -	5		6		5			3			4		
Bilanz	0		-2		-3			+1			0		

Jahre	Gesamte Schweiz					
	90–06			90–11		
Grösse	Revierzah- len, Re- gression	Trend	p	Revierzah- len, Regres- sion	Trend	p
<u>Bodenbrüter</u>						
Wachtel	+	1,512	0,046	+	1,461	0,006
Kiebitz	-	-5,525	<0,05	-	-3,049	<0,001
Feldlerche	-	-2,124	<0,05	-	-1,859	<0,001
Baumpieper	-	-2,930	0,020	-	-5,045	<0,001
<u>Heckenbrüter</u>						
Neuntöter	=	-0,290	0,739	-	-0,783	0,002
Goldammer	+	1,932	<0,05	+	1,175	<0,001
<u>Baumbrüter</u>						
Gelbspötter	=	-1,533	0,231	-	-2,623	<0,001
Fitis	-	-3,286	<0,05	-	-3,708	<0,001
<u>Schilf-/Saumbrüter</u>						
Schwarzkehlchen	+	3,575	<0,05	+	3,095	<0,001
Feldschwirl	+	1,180	0,043	+	1,762	<0,001
Sumpfrohrsänger	-	-1,470	0,039	=	-0,400	0,206
Teichrohrsänger	=	-0,230	0,894	=	0,093	0,308
Rohrhammer	-	-1,278	<0,05	-	-1,525	<0,001
Anzahl +	4			4		
Anzahl =	3			2		
Anzahl -	6			7		
Bilanz	-2			-3		

3. Diskussion

3.1 Veränderung der Brutvogelbestände im Vergleich zur ganzen Schweiz

Analog zu Rudin et al. (2010) werden in diesem Kapitel die festgestellten Bestandsveränderungen im St. Galler Rheintal mit Bestandstrends der gesamten Schweiz verglichen. Wie in Rudin et al. (2010) ausführlich begründet, werden für Bestandsentwicklungen, die nicht dem Schweizer Trend folgen, lokale Ursachen vermutet.

Bodenbrüter

Für die Bodenbrüter gilt nach wie vor, was bereits der Publikation von Rudin et al. (2010) zu entnehmen war: Drei der genauer untersuchten Arten (Kiebitz, Feldlerche und Baumpieper) nahmen im Untersuchungsgebiet wie auch in der ganzen Schweiz stark ab (Tab. 3, Abb. 4b–d). Die ökologischen Aufwertungen im St. Galler Rheintal reichten nicht aus, um die auch in der restlichen Schweiz beobachteten Rückgänge aufzuhalten. Für die Wachtel, welche 2011 erstmals mit 4 Revieren im Untersuchungsgebiet auftrat, war die Bestandsveränderung im Rheintal wie auch der Trend in der gesamten Schweiz positiv (Tab. 3, Abb. 4a). Die Veränderung im Rheintal war jedoch nicht sehr stark. Mit Hilfe einer linearen Regression der Revierzahlen der Wachtel in Abhängigkeit der Jahre konnte keine Bestandsveränderung festgestellt werden (Tab. 3). Es ist aber zu beachten, dass nur 5 Datenpaare (88, 89, 99, 06 und 11) zur Verfügung standen (mit entsprechendem Einfluss auf die statistische Aussagekraft (power)).

Heckenbrüter

Der Neuntöter nahm im St. Galler Rheintal bis 2006 deutlich zu, während in der gesamten Schweiz kein Trend zu beobachten war (Tab. 3, Abb. 4e). Zwischen 2006 und 2011 nahm der Bestand sowohl in der Schweiz als auch im Rheintal wieder etwas ab. Insgesamt resultiert seit Beginn der Untersuchungen im St. Galler Rheintal eine leichte Bestandszunahme (gemäss der relativen Differenz der Siedlungsdichte). Mit Hilfe einer linearen Regression lässt sich allerdings keine Bestandsveränderung feststellen (Tab. 3). In der gleichen Zeitspanne nahm der Bestand in der Schweiz ab (Tab. 3, Abb. 4e), wobei v.a. zwischen 2006 und 2011 eine deutliche Abnahme zu beobachten ist. Die Entwicklung im Rheintal folgt daher der negativen gesamtschweizerischen Entwicklung nicht. Bei der Goldammer wurde das Gegenteil beobachtet. Während in der Schweiz die Bestände zunahmen (1990–2011), wurde im St. Galler Rheintal gar ein leichter Rückgang (rel. Differenz der Siedlungsdichten), respektive keine Bestandsveränderung (Regression), festgestellt (Tab. 3, Abb. 4f). Der markante Bestandsrückgang zwischen 2006 und 2011 im St. Galler Rheintal war aber in geringerem Ausmass auch schweizweit zu beobachten (siehe Abb. 4f).

Baumbrüter

Die neueren Indexwerte für den Gelbspötter zeigen, dass der Gelbspötter in der Schweiz rückläufige Bestände hat (Abb. 4g). Es gab vor allem zwischen 1990 und ca. 1995 eine starke Abnahmephase. Die Abnahme im St. Galler Rheintal deckt sich gut mit den gesamtschweizerischen Trends. Zu dieser Erkenntnis kamen Rudin et al. (2010) wegen den unterschiedlichen Indexwerten⁷ noch nicht. Der Be-

⁷ Die Berechnungsgrundlage der Indexwerte hat sich zwischen 2006 (Analyse von Rudin et al. 2010) und 2011 (aktualisierte Analyse) verändert. Daher können für einzelne Arten wie den Gelbspötter unterschiedliche Indexwerte auftreten.

stand des Fitis blieb im St. Galler Rheintal konstant (in der Dauerbeobachtungsfläche zunehmend), während schweizweit ein starker Rückgang festgestellt wurde (Tab. 3, Abb. 4h).

Schilf- & Saumbrüter

Bei den Schilf- & Saumbrütern entwickelten sich die Siedlungsdichten im Untersuchungsgebiet bei zwei Arten positiver, bei einer Art gleich und bei zwei Arten negativer als in der gesamten Schweiz (Tab. 3). Das Schwarzkehlchen vergrösserte in der Untersuchungsperiode seinen Bestand massiv. Dieser Anstieg wurde sowohl in der gesamten Schweiz als auch im Rheintal (Tab. 3, Abb. 4i) registriert. Der Teichrohrsänger hielt seinen Bestand in der Schweiz konstant, konnte aber im St. Galler Rheintal noch etwas zulegen (wie bereits in Rudin et al. 2010 dokumentiert, Abb. 4l). Der Feldschwirl zeigte schweizweit eine positive Entwicklung. Im Untersuchungsgebiet brütete der Feldschwirl nur sporadisch und es war kein Trend ersichtlich (Abb. 4j). Für die Rohrammer konnten Rudin et al. (2010) noch einen positive Bestandsentwicklung feststellen. Zwischen 2006 und 2011 waren die Bestände im Rheintal aber rückläufig, so dass für die gesamte Untersuchungsperiode aktuell kein Trend mehr ersichtlich war. Gleichzeitig nahmen in der Schweiz die Bestände der Rohrammer deutlich ab. Da sich die gesamtschweizerischen Bestände des Sumpfrohrsängers nach 2006 eher wieder positiver entwickelten (Tab. 3, Abb. 4k), konnte für die Untersuchungsperiode kein Trend festgestellt werden (im Unterschied zu Rudin et al. (2010) welche noch eine Abnahme beobachteten). Im St. Galler Rheintal nahm der Bestand aber auch nach 2006 noch weiter ab (Tab. 3, Abb. 3k). Die Bestände des Sumpfrohrsängers entwickelten sich daher negativer als in der restlichen Schweiz (Rudin et al. 2010 stellten noch eine ähnliche Entwicklung fest).

Insgesamt entwickelten sich von den 13 genauer untersuchten Arten 4 positiver (Neuntöter, Fitis, Teichrohrsänger, Rohrammer) als in der gesamten Schweiz zu beobachten war. Gleichzeitig war die Entwicklung von 3 Arten negativer (Goldammer, Feldschwirl, Sumpfrohrsänger) und 6 Arten (Wachtel, Kiebitz, Feldlerche, Baumpieper, Gelbspötter, Schwarzkehlchen) entwickelten sich im Rheintal ähnlich wie in der gesamten Schweiz.

3.2 Auswirkung der Landschaftsaufwertung auf die Brutvögel

In der Analyse von Rudin et al. (2010) wurden für gleich viele Arten Bestandszunahmen festgestellt, wie –abnahmen registriert wurden (ausgeglichenen Bilanz). Im Vergleich zur gesamten Schweiz, welche für die genauer untersuchten Kulturlandarten zwischen 1988/89 und 2006 eine negative Bilanz aufwies, wurde dies als positiv gewertet. Die vorliegende, aktualisierte Analyse lässt diesen Schluss nicht mehr zu: Werden die Kriterien für eine Bestandsveränderung von Rudin et al. (2010) angewendet, zeigen im St. Galler Rheintal 4 Arten eine positive und 6 Arten eine negative Entwicklung zwischen 1988/89 und 2011 (Bilanz = -2, Tab. 3). Mit dem Kriterium der signifikanten Steigung der linearen Regression wäre die Bilanz sogar noch negativer (-3, Tab. 3). In dieser Zeitperiode haben in der gesamten Schweiz 4 Arten zu- und 6 abgenommen (Bilanz = -3). Die Bilanz im Untersuchungsgebiet ist also beinahe gleich negativ wie diejenige der gesamten Schweiz.

Auch die Anzahl Reviere im gesamten Untersuchungsgebiet hat markant abgenommen (Kapitel 2.2). 2011 wurde 45 % weniger Reviere gefunden als noch 1988/89. Die Landschaftsaufwertungen konnten diesen Rückgang offensichtlich nicht aufhalten.

Die Artenvielfalt hat sich in den unterschiedlichen Nutzungstypen zwischen den Ausgangsjahren und 2011 unterschiedlich entwickelt (Tab. 2, Kapitel 2.2): In den Naturschutzflächen nahm sie um 23 % ab, in den ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen (öAF+) um 60 % zu, in den ökologischen Ausgleichsflächen gemäss DZV (öAF-) um 50 % zu, in den linearen Strukturen um 13 % ab und im übrigen Kulturland blieb sie gleich. Damit ist der stärkste Artenrückgang seit Untersuchungsbeginn in den Naturschutzgebieten zu finden. Bei den Siedlungsdichten zeigt sich aber ein anderes Bild (Tab. 2). In den Naturschutzgebieten haben seit den Ausgangsjahren 4 Arten höhere und 3 Arten tiefere Sied-

lungsdichten (Bilanz: +1 [Rudin et al. (2010): +5]). In den öAF+ haben 2 Arten höhere und 2 tiefere Dichten (Bilanz: 0 [+3]), in den öAF- 2 höhere und 3 tiefere Dichten (Bilanz: -1 [-1]), in den linearen Strukturen 2 höhere und 5 tiefere Dichten (Bilanz: -3 [-6]) und im übrigen Kulturland 1 höhere und 5 tiefere Dichten (Bilanz: -4 [-4]). Während die Artenvielfalt im nicht aufgewerteten Kulturland („übriges Kulturland“ und „lineare Strukturen“) (noch) nicht abgenommen hat, zeigen die meisten Arten aber einen markanten Rückgang in den Siedlungsdichten. Dies ist in den Naturschutzgebieten und in den öAF+ nicht und in den öAF- in geringerem Ausmass der Fall.

In den Naturschutzgebieten gingen zwar seit 1988 drei Arten verloren (Tab. 2). Zwei (Kiebitz und Feldlerche) waren aber in den Naturschutzgebieten nie besonders häufig und sind wohl hauptsächlich verschwunden, weil sie im angrenzenden Kulturland keine hohen Siedlungsdichten mehr erreichten. Ein Blick auf die Entwicklung der Siedlungsdichten zeigte deutlich (Tab. 2), dass der Rückgang in den Naturschutzgebiete und den ökologischen Ausgleichsflächen weniger stark war, als in den linearen Strukturen und im übrigen Kulturland. Das von Rudin et al. (2010) gezogene Fazit, dass die linearen Strukturen und das übrige Kulturland immer noch zu intensiv genutzt respektive gepflegt werden, um anspruchsvollen Arten als Lebensraum zu dienen, scheint nach wie vor Gültigkeit zu haben. Die Bilanz der ökologischen Ausgleichsflächen nach DZV war zwar besser als diejenige des übrigen Kulturlandes, ist aber ebenfalls negativ (Tab. 2).

3.3 Hauptunterschiede zu Rudin et al. (2010)

In diesem Kapitel werden die markantesten Unterschiede zu den Erkenntnissen von Rudin et al. (2010) zusammengefasst wiedergegeben.

Der Artenverlust in den linearen Strukturen und im übrigen Kulturland war in dieser Untersuchung weniger ausgeprägt (Kapitel 2.2) als noch in Rudin et al. (2010) festgestellt. Auch der Anstieg der Artenzahl in den ökologischen Ausgleichsflächen gemäss DZV war bis 2011 weniger deutlich als dies noch 2006 beobachtet wurde.

Die Bestandsentwicklung seit 1988/89 von Fitis und Rohrammer im gesamten Untersuchungsgebiet entsprach mit den neuen Daten keiner Zunahme mehr (Kapitel 2.2). Zwischen 1988/89 und 2006 konnte die Bestandsentwicklung dieser Arten noch als „zunehmend“ bezeichnet werden (Rudin et al. 2010). Die Goldammer zeigte mit den neuen Daten einen abnehmenden Bestand –Rudin et al. (2010) bezeichneten die Bestände noch als „gleichbleibend“. Zudem zog sich diese Art wieder weitgehend aus dem Nordteil des Untersuchungsgebiets, wohin sie sich bis 2006 ausgebreitet hatte, zurück. Bei der Wachtel ist mit den neuen Daten von einer leichten Zunahme der Siedlungsdichte seit 1988/89 zu sprechen. Bei den übrigen Arten setzte sich die Entwicklung so fort, wie schon von Rudin et al. (2010) dokumentiert. Bei Gelbspötter und Sumpfrohrsänger erfasste der Rückgang neu auch die Naturschutzgebiete, welche bisher konstante Revierdichten aufwiesen (Kapitel 2.3).

Die Siedlungsdichten in den einzelnen Nutzungstypen entwickelten sich ähnlich wie in Rudin et al. (2010). Insgesamt war die positive Bilanz in den Naturschutzgebieten und in den ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen weniger positiv mit Einbezug der neuen Daten. Dafür war die Entwicklung der Siedlungsdichten in den linearen Strukturen weniger negativ.

Literatur

- Legendre, P. (2011). lmodel2: Model II Regression. R package version 1.7-0. <http://CRAN.R-project.org/package=lmodel2>.
- R Development Core Team (2010). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Rudin, M., P. Horsch, I. Hugentobler, U. Weber & S. Birrer (2010): Bestandsentwicklung von Brutvögeln im ökologisch aufgewerteten St. Galler Rheintal. Ornithol. Beob. 107: 81–100.
- Weber U. (2010): ÖQV-Vernetzungsprojekt Bannriet-Dreier und Isenriet. Schlussbericht der Umsetzung 2004–2009. Ökobüro Hugentobler, Altstätten. 18 S.