

Habitatwahl der Dorngrasmücke *Sylvia communis* in der Westschweiz: Folgerungen für die Artenförderung

Kim Silvana Meichtry-Stier, Fränzi Korner-Nievergelt, Urs Kormann, Martin Spiess, Paul Mosimann-Kampe, Stephan Strebel, Jean-Luc Zollinger und Reto Spaar



MEICHTRY-STIER, K. S., F. KORNER-NIEVERGELT, U. KORMANN, M. SPIESS, P. MOSIMANN-KAMPE, S. STREBEL, J.-L. ZOLLINGER & R. SPAAR (2013): Habitat selection of the Common Whitethroat *Sylvia communis* in the western part of Switzerland: implications for species conservation. Ornithol. Beob. 110: 1–15.

The decline of Common Whitethroat populations in Switzerland between the mid-1970s and the mid-1990s has been mainly attributed to habitat loss and degradation of habitat quality. To improve farmland biodiversity, agri-environment schemes (AES) were introduced in the 1990s. Here, we show optimizations of the AES-types «hedgerow» and «wildflower strip» for the Common Whitethroat. We looked at the population trend of the Whitethroat in the region of Grosses Moos on the Swiss plateau. Furthermore, we compared vegetation structure of occupied breeding sites in hedgerows and wildflower strips with similar but unoccupied habitats nearby. Between 2000 and 2006 the number of Whitethroat territories in the Grosses Moos decreased from 115 to 30. This decline was most pronounced in habitats with tall hedgerows, whereas the territory numbers in wildflower strips even increased. Whitethroat territories in hedgerows were positively associated with the presence of brambles and an increasing area of thorny bushes, and negatively with hedgerow cross-section area and margin width. In wildflower strips, territories were positively associated with the presence of tall herbaceous plants. Within agri-environment schemes, conservation measures for the Whitethroat should favour the presence of thorny shrubs and brambles in hedgerows, and the cultivation of wildflower strips with different tall plant species such as Fuller's Teasel *Dipsacus fullonum*.

Kim Silvana Meichtry-Stier, Fränzi Korner-Nievergelt, Martin Spiess, Reto Spaar, Schweizerische Vogelwarte, Seerose 1, CH-6204 Sempach; Paul Mosimann-Kampe und Stephan Strebel, Mosimann & Strebel, Breiten 37, CH-3232 Ins; Urs Kormann, Mosimann & Strebel, Breiten 37, CH-3232 Ins, und Agrarökologie, Georg-August-Universität Göttingen, Griesebachstr. 6, D-37077 Göttingen; Jean-Luc Zollinger, Chemin du Bochet 16, CH-1032 Romanel-sur-Lausanne; E-Mail kim.meichtry@vogelwarte.ch

Noch in den Siebzigerjahren besiedelte die Dorngrasmücke *Sylvia communis* die Tieflagen des Schweizer Mittellandes praktisch lückenlos; heute ist sie aus vielen Gebieten verschwunden (z.B. Christen 1991, Schmid et al. 1998, Knaus et al. 2011). Als Gründe für den Rückgang werden meistens der Verlust an Ha-

bitat und die schlechte Qualität des übrigen Lebensraums genannt, verursacht durch die Intensivierung der Landwirtschaft (Glutz von Blotzheim & Bauer 1991). Einerseits wurden Strukturen entfernt, die für die Dorngrasmücke wichtig sind, wie Hecken, Büsche und Brombeeren oder Brennnesseln auf unkultivierten

Kleinflächen. Andererseits führte der Einsatz von Insektiziden und Herbiziden zu einer Abnahme des Insektenangebots und damit zur Verschlechterung der Nahrungsgrundlage (Holland 2012).

In der Schweiz wird das Anlegen von ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) staatlich gefördert, mit dem Ziel, die Habitatqualität und -vielfalt im Landwirtschaftsgebiet zu erhöhen und dadurch den Artenschwund zu stoppen (Direktzahlungsverordnung 1998). Mehrere Typen von öAF wurden speziell zur Förderung von Vögeln in der Agrarlandschaft entwickelt (u.a. Jenny 2003). Trotz der vielen Aufwertungs- und Vernetzungsprojekte hat die Dorngrasmücke in der Schweiz bisher grossflächig nicht nennenswert von dieser Förderung profitiert. Wir vermuten, dass die Aufwertungen im Landwirtschaftsgebiet die Lebensraumansprüche der Art zu wenig berücksichtigen.

Mit dieser Studie wollten wir ermitteln, ob und wie die verschiedenen Lebensräume aufgewertet werden könnten, um die Dorngrasmücke wirkungsvoll zu fördern. Als erstes untersuchten wir die Bestandsentwicklung der Dorngrasmücke in verschiedenen Lebensraumtypen im Grossen Moos (Kantone Bern und Freiburg). Seit den Neunzigerjahren werden dort Buntbrachen und Hecken zur Aufwertung des Landwirtschaftsgebiets angelegt, unter anderem mit dem Ziel, den Dorngrasmückenbestand zu fördern. Uns interessierte, ob die Schaffung von solchen Strukturen hier im Gegensatz zum schweizweiten Trend in einer positiven Bestandsentwicklung resultierte, und ob es Unterschiede zwischen den verschiedenen Lebensraumtypen gibt.

Zweitens wollten wir wissen, welche kleinräumigen Strukturen innerhalb eines Lebensraumtyps die Revierwahl der Dorngrasmücke in Hecken und Buntbrachen beeinflussen. Dazu machten wir eine detaillierte Lebensraumanalyse in drei Westschweizer Regionen und verglichen die Lebensraumstrukturen von besetzten Revieren in Hecken und in Brachen mit den Strukturen von unbesetzten Hecken und Brachen in der Nähe. Mit diesem Wissen soll die Neuanlage und Pflege dieser Lebensraumelemente für die Dorngrasmücken optimiert werden.

1. Methoden

1.1. Datenaufnahmen im Grossen Moos

Bestandsaufnahmen: Die Aufnahme der Dorngrasmückenbestände im Grossen Moos (ca. 100 km²) fand von 1997 bis 2006 statt. Jedes Jahr wurden drei Kartiergänge zwischen Ende April und Mitte Juni durchgeführt. Ein Revier wurde festgelegt, wenn eine Beobachtung mindestens dem Atlascode 3 entsprach (singendes ♂ während der Brutzeit anwesend, Balzrufe gehört oder balzendes ♂ gesehen; Schmid et al. 1998) und die späteste Feststellung an derselben Stelle nach dem 10. Mai erfolgte. Die Reviere wurden jeweils einem der folgenden drei Lebensraumtypen zugeordnet: (1) Bunt- oder Rotationsbrache, (2) Hecke höher als 3 m oder (3) Ruderalstandort oder Gehölz bzw. Hecke niedriger als 3 m (z.B. Krautsäume, Dornestrüpp).

Aktivitätsaufnahme in Buntbrachen: Im Mai und Juni 2006 wurden im Grossen Moos sechs farbberingte Dorngrasmücken-♂ intensiv beobachtet, deren Revier in einer Buntbrache lag. Insgesamt wurden 14 Beobachtungssessionen an verschiedenen Tagen gemacht, pro Vogel zwischen einer und fünf. Je Beobachtungssession wurde jeweils ein Vogel eine halbe Stunde lang von einem erhöhten Versteck aus mit Feldstecher verfolgt. Im Minutentakt (d.h. 31-mal pro Beobachtungssession) wurden die Aktivität des Vogels und die Pflanze, worauf er sich aufhielt, aufgezeichnet. Dies ergab $31 \times 14 = 434$ Beobachtungszeitpunkte. Das Verhalten des Vogels wurde nach folgender Einteilung vermerkt: «rufend/singend», «balzend», «jagend/fressend», «Komfortverhalten», «Kotballen transportierend», «warnend», «stumm auf Warte sitzend» (im Folgenden einfach als «stumm» bezeichnet).

Zu- bzw. Abnahme der ökologischen Ausgleichsflächen: Für die Beurteilung der Entwicklung der Hecken- und Buntbrachenfläche im Grossen Moos von 2000 bis 2006 standen die Daten des Agrarinformationssystem GELAN der Kantone Bern und Freiburg zur Verfügung. Da diese Daten nicht auf das exakte Untersuchungsgebiet bezogen werden konnten, wurden die Flächenanteile von Hecken und Brachen für jene Gemeinden berechnet, deren

Tab. 1. Erklärende Variablen aus dem gemischten logistischen Modell für den Datensatz «Hecken». Das Fehlen von Werten in 14 Fällen machte es nötig, drei Paare, zwei Vergleichspunkte und sechs Revierzentren wegzulassen; $n = 90$ (41 Paare + 8 Einzelpunkte). * = Wegen Kollinearität wurden diese drei Variablen auf eine Hauptkomponente reduziert (s. Tab. 3). – *Explanatory variables used in the logistic mixed model for the «hedgerow» data. Missing values in 14 cases made it necessary to omit three pairs, two reference points and six territory points; $n = 90$ (41 pairs + 8 single points). * = Because of collinearity these three variables were reduced to one single principal component (see Table 3).*

Erklärende Variable	Beschreibung	Mittelwert \pm SD	Anzahl Fälle
Untersuchungsgebiet			Combremont: 11 Grosses Moos: 40 Pied du Jura: 39
<i>Variablen beim Revierzentrum und Vergleichspunkt (10 m Radius)</i>			
Heckenquerschnittsfläche (Breite \times Höhe)	Heckenhöhe ohne einzelne darüber hinausragende Bäume; Heckenbreite am Boden, ohne hervorragende Baumkronen (gemessen mittels Durchschreiten der Hecke)	53 \pm 89 m ²	
Heterogenität	1 = mehr als 90 % der Heckenfläche sind vom selben Vegetationstyp 2 = Hecke mit zwei oder mehr unterschiedlichen Vegetationstypen, jeder mehr als 10 % der Hecke ausmachend		1: $n = 53$ 2: $n = 37$
Saumbreite	Breite des ungenutzten Kraut- oder Grassaums entlang der Hecke; Saumbreiten von beiden Heckenseiten wurden addiert	2,2 \pm 2,3 m	
Anzahl Bäume	Anzahl Bäume pro m ² Heckenfläche, welche die Hecke überragen	0,8 \pm 1,1	
Strukturen	Vorkommen (1) oder Fehlen (0) von Gräben, Schutt, Steinhäufen, Trockensteinmauern, Totholz, Asthäufen oder offenem Boden		0: $n = 67$ 1: $n = 23$
Dornstrauchfläche	von dornigen Büschen bedeckte Heckenfläche	99 \pm 134 m ²	
Brennesseln	Vorkommen (1) oder Fehlen (0) von Brennesseln mit einem Anteil von mindestens 10 % der Heckenvegetation		0: $n = 76$ 1: $n = 14$
Brombeeren	Vorkommen (1) oder Fehlen (0) von Brombeeren in der Hecke		0: $n = 52$ 1: $n = 38$
<i>Variablen im Umkreis von 50 m um Revierzentrum/Vergleichspunkt</i>			
Anzahl Felder	Anzahl Felder aller Nutzungstypen innerhalb des Kreises, umfasst jedes einzelne Stück Kulturland, Strassen/Wege, Wasser, Wälder, Hecken, Ruderalflächen, etc.	7,7 \pm 2,8	
Heckenlänge	Länge der Hecke beim Revierzentrum/Vergleichspunkt	94 \pm 47 m	
Anzahl Umgebungshecken*	Anzahl Hecken und grosse Brombeergebüsche in der Umgebung	2,0 \pm 1,3	
Länge Umgebungshecken*	Aufsummierte Länge von allen weiteren Hecken in der Umgebung	64 \pm 30 m	
Fläche Umgebungshecken*	Aufsummierte Fläche von allen weiteren Hecken in der Umgebung	393 \pm 459 m ²	

Gebiet hauptsächlich im Grossen Moos liegt (Kanton Bern: Gampelen, Ins, Müntschemier, Brüttelen, Treiten, Finsterhennen, Siselen, Kallnach; Kanton Freiburg: Fräschels, Kerzers, Ried, Galmiz, Bas-Vully, Haut-Vully).

1.2. Datenaufnahme für die detaillierte Lebensraumanalyse

Revierkartierung: Für die Detailanalyse wurden 2006 Daten in den Gebieten Mont-la-Ville, Combremont-le-Grand/Nuvilly und in Teilen des Grossen Mooses gesammelt. Die Dorngrasmückenkartierungen fanden analog der oben beschriebenen Kartierung im Grossen Moos statt. Für jedes Revier wurde aufgrund der Beobachtungen bei den Kartierungen ein Revierzentrum bestimmt, welches entweder dem Lebensraumtyp «Hecke» oder «Brache» zugeordnet wurde. In wenigen Revieren lag das Revierzentrum in Kulturen oder Ruderalflächen; diese Reviere wurden ebenfalls dem Lebensraumtyp «Brache» zugeteilt.

Zu jedem Revierzentrum wurde ein Vergleichspunkt festgelegt. Dazu zogen wir um das Revierzentrum einen Kreis mit 100 m Radius. Wenn dieser Kreis einen Lebensraum schnitt, welcher vom gleichen Typ wie das Revierzentrum («Hecke» oder «Brache») war, wurde in diesem Lebensraum ein Vergleichspunkt definiert. Falls mehrere solche Lebensräume geschnitten wurden, wählten wir zufällig einen Vergleichspunkt aus. Falls der Kreis keinen entsprechenden Lebensraum anschnitt, wurde der Radius um jeweils 50 m erweitert, bis ein entsprechender Lebensraum geschnitten wurde. Wenn kein Vergleichspunkt innerhalb eines Radius von 500 m gefunden wurde, schlossen wir das Revier von der Analyse aus.

Lebensraumzusammensetzung und Vegetationsstruktur: Bei jedem Revierzentrum und jedem Vergleichspunkt wurde der Lebensraum im Juli und August 2006 wie folgt beschrieben:

(1) Wir erhoben die prozentuale Lebensraumzusammensetzung im Umkreis von 50 m um jeden dieser Punkte mit folgenden «Lebensraumvariablen»: Acker = Anteil an Ackerland; Grünland = Anteil an Wiesen und Weiden; Brachen = Anteil an Buntbrachen, Krautsäumen und unkultiviertem Grasland; Gehölz = Anteil

Land mit Gehölz (Wald, Gebüsche, Brombeeren, Hecken, Unterholz); vegetationsarm = Anteil Land mit wenig oder keiner Vegetation inklusive unversiegelte Wege und Deponien; übrige = Anteil Land, welches in keine der obigen Kategorien fällt, sowie Wasser, Schilf und versiegelte Flächen.

(2) Wir beschrieben die Vegetationsstruktur in der Hecke oder Brache innerhalb von 10 m und 50 m um die Revierzentren bzw. Vergleichspunkte: Für den Lebensraumtyp «Hecke» verwendeten wir 13 Vegetationsstrukturvariablen; u.a. Vorkommen von Brennesseln, Dornsträuchern oder Strukturen, Heckenquerschnittsfläche (Breite × Höhe), Heckenlänge und Breite des Saums sowie Form und Anzahl der Hecken in der Umgebung (Tab. 1). Für den Lebensraumtyp «Brache» verwendeten wir neun Vegetationsstrukturvariablen, u.a. Fläche der Brache, Vegetationsdichte, Heterogenität der Brachenv egetation, Vorkommen krautiger, hochwachsender Pflanzenarten und Vorkommen von Sträuchern (Tab. 2).

Um die brütenden Vögel nicht zu stören, kartierten wir die Vegetation erst 1–2 Monate nach der Brutsaison. Deshalb änderten vermutlich einige der Vegetationsvariablen (z.B. Vegetationsdichte, Höhe und Gründeckung) im Vergleich zur Brutsaison. Zudem basiert unsere Untersuchung auf dem Revierzentrum, welches nicht immer dem Neststandort entsprach, da wir nicht intensiv nach Nestern suchten. Beides mag unsere Analyse zu einem gewissen Grad beeinflusst haben.

1.3. Statistische Datenanalyse

Die Analysen wurden mit dem Statistikprogramm R 2.8.1 (R Development Core Team 2009) durchgeführt. Sehr schief verteilte, numerische, erklärende Variablen wurden transformiert, damit alle Beobachtungen im Modell etwa gleich stark gewichtet wurden. Dazu wurde entweder die Quadratwurzel oder der natürliche Logarithmus verwendet.

Lebensraumzusammensetzung: Ob sich die prozentuale Lebensraumzusammensetzung im Umkreis von 50 m um die Revierzentren bzw. um die Vergleichspunkte unterschied, wurde mit einer Zusammensetzungsanalyse (compo-

Tab. 2. Erklärende Variablen aus dem gemischten logistischen Modell für den Datensatz «Brachen». Das Fehlen von Werten in zwei Fällen machte es nötig, zwei Revierzentren wegzulassen; $n = 52$ (25 Paare + 2 Einzelpunkte). – *Explanatory variables used in the logistic mixed model for the «wildflower strip» data. Missing values in two cases made it necessary to omit two territory points; $n = 52$ (25 pairs + 2 single points).*

Erklärende Variable	Beschreibung	Mittelwert \pm SD	Anzahl Fälle
Untersuchungsgebiet			Mont-la-Ville: 40 Grosses Moos: 12
<i>Variablen beim Revierzentrum und Vergleichspunkt (10 m Radius)</i>			
Höhe	Maximale Höhe der Feld-Vegetation	156 \pm 63 cm	
Vegetationsdichte	Höhe über Boden, bei welcher ein Lineal, waagrecht in die Vegetation gehalten, von oben betrachtet zu 50 % bedeckt war	21 \pm 28 cm	
Brachenfläche	Buntbrachenfläche um Revierzentrum bzw. Vergleichspunkt	3005 \pm 1916 m ²	
Heterogenität	1 = tief: ein oder zwei unterschiedliche Vegetationstypen		1: $n = 35$
	2 = hoch: mehr als zwei Vegetationstypen		2: $n = 17$
Anzahl krautige Pflanzen	Häufigkeit von Wilder Karde, Gemeinem Rainfarn, Brennesseln, Kanadischer Goldrute, Korn- oder Flockenblume, Ackerkratzdistel und Brombeeren; jede Art wurde berücksichtigt, wenn ihr Anteil im Feld mehr als 10 % betrug; fehlend (0), eine Pflanzenart (1), mehr als eine Pflanzenart (≥ 2)		0: $n = 12$ 1: $n = 22$ ≥ 2 : $n = 18$
Gründeckung	Anteil mit grüner Vegetation bedeckter Bodenoberfläche	77 \pm 19 %	
Grasanteil	Vorkommen von Gras in der Vegetation: fehlend (0), vorkommend (1)		0: $n = 21$ 1: $n = 31$
Sträucher	Vorkommen von Sträuchern in der Vegetation: fehlend (0), vorkommend (1)		0: $n = 44$ 1: $n = 8$
<i>Variablen im Umkreis von 50 m um Revierzentrum/Vergleichspunkt</i>			
Anzahl Felder	Anzahl Felder aller Nutzungstypen innerhalb des Kreises, umfasst jedes einzelne Stück Kulturland, Strassen/Wege, Wasser, Wälder, Hecken, Ruderalflächen, etc.	5,1 \pm 2,7	

sitional analysis; Aebischer et al. 1993) untersucht. Dabei wurden alle 79 Datenpaare (27 im Lebensraumtyp «Brache», 52 im Lebensraumtyp «Hecke») an Revierzentren und Vergleichspunkten verwendet. Die compositional analysis wurde mit dem Zusatzpaket «adehabitat» für R 2.8.1 durchgeführt (Calenge 2006).

Vegetationsstruktur: Die Vegetationsstruktur in den Hecken und Brachen wurde für die beiden Lebensraumtypen separat analysiert. Dabei wurden Fälle mit unvollständigen Datensätzen ausgeschlossen. Die Variablen Fläche, Länge und Anzahl weiterer Hecken innerhalb

des 50-m-Radius um das Revierzentrum waren korreliert, weshalb sie mittels Hauptkomponentenanalyse auf eine Hauptkomponente (pc1Hecken) reduziert wurden (Tab. 3). Mit gemischten logistischen Modellen wurden Unterschiede zwischen den Revierzentren und den Vergleichspunkten bezüglich der Vegetationsstrukturvariablen (Tab. 1, 2) untersucht. Das Datenpaar (Revierzentrum und Vergleichspunkt) wurde als zufälliger Effekt ins Modell eingefügt, um die gepaarte Struktur der Versuchsanordnung in der Analyse zu berücksichtigen. Die anschließende Modellwahl wurde

Tab. 3. Hauptkomponentenanalyse der drei Variablen, welche die Hecken in der Umgebung beschreiben. K = Komponente. Variablendefinition s. Tab. 1. – *Principal component analysis of the three variables describing hedgerows in the surrounding area. K = component. For variable definition see Table 1.*

Variable	K 1	K 2	K 3
Fläche Umgebungshecken	0,61	0,26	0,75
Länge Umgebungshecken	0,59	0,49	-0,65
Anzahl Umgebungshecken	-0,53	0,83	0,15
Anteil erklärte Varianz	67 %	20 %	13 %

schrittweise rückwärts durchgeführt, basierend auf den AIC-Werten (Akaike-Informationskriterium, Burnham & Anderson 1998; Tab. 4). Anschliessend wurde im besten Modell jede Variable mit einem Likelihood-ratio-Test auf Signifikanz getestet. Die gemischten logistischen Modelle wurden mit dem Zusatzpaket «lme4» durchgeführt (Bates 2005).

2. Ergebnisse

2.1. Bestandsentwicklung der Dorngrasmücke im Grossen Moos

Der Dorngrasmückenbestand im Grossen Moos entwickelte sich in den Hecken und in den Buntbrachen zwischen 1997 und 2006 sehr unterschiedlich: In den Hecken nahm der Bestand von 54 auf 13 Reviere ab, in Buntbrachen in diesen 10 Jahren jedoch von 3 auf 7 Reviere zu. Insgesamt war der Bestand stark rückläufig.

In den Jahren 2000–2006, aus denen auch die Lebensraumdaten vorhanden sind, nahm die als öAF angemeldete Heckenfläche in den Gemeinden des Untersuchungsgebietes im Grossen Moos von 19 auf 23 ha leicht zu. Die Zahl der Dorngrasmückenreviere in Hecken sank jedoch im selben Zeitraum deutlich von 72 auf 13 (lineare Regression: Steigung \pm SE = $-8,1 \pm 1,6$, $t = -4,9$, $p = 0,004$; Abb. 1). Die Fläche der Buntbrachen verdreifachte sich von

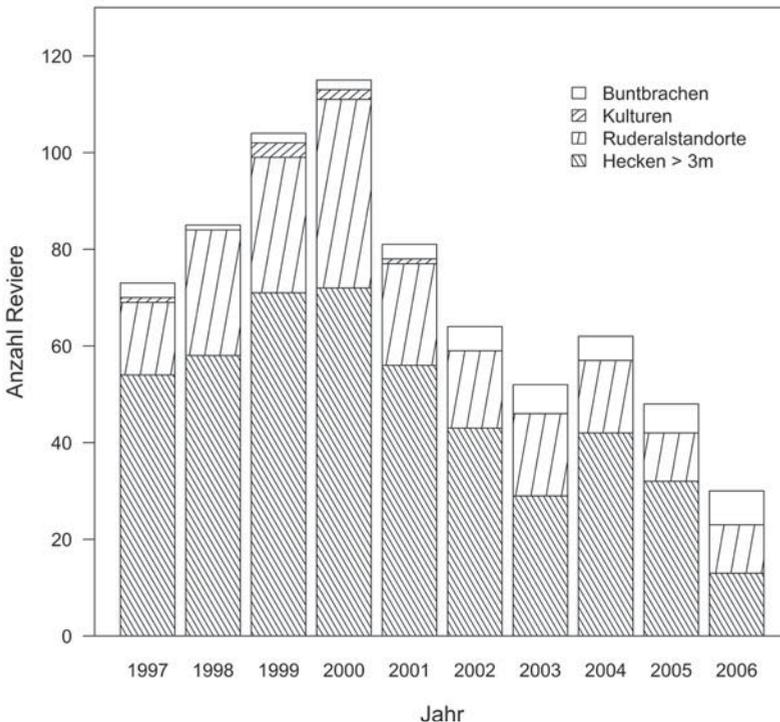
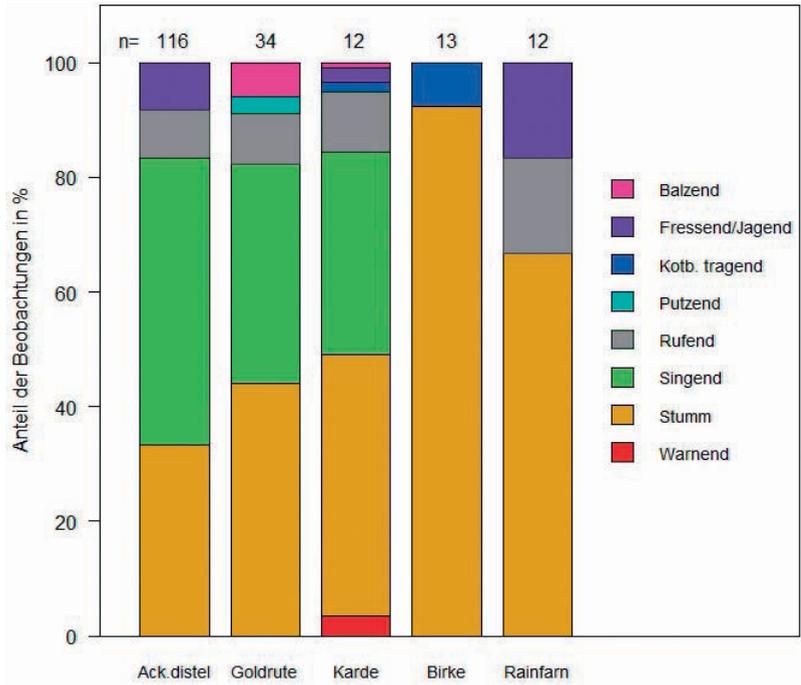


Abb. 1. Bestandsentwicklung der Dorngrasmücke im Grossen Moos (1997–2006) je Lebensraumtyp. – *Common Whitethroat population trends in the Region of Grosses Moos (1997–2006) separate for each habitat type.*

Abb. 2. Prozentuale Häufigkeit der beobachteten Verhaltensweisen auf den fünf am häufigsten genutzten Pflanzen in Buntbrachen. – Percentage of observed behavioural activities of Common Whitethroats on the five most used plants in wild flower strips.



9 auf 27 ha, und die Anzahl Reviere in Buntbrachen stieg parallel dazu von 3 auf 7 (Steigung \pm SE = $0,75 \pm 0,15$, $t = 5,0$, $p = 0,004$; Abb. 1).

2.2. Aktivitätsaufnahme in Buntbrachen

In 52 % der 434 Beobachtungszeitpunkte hielten sich die Dorngrasmücken-♂ für den Beobachter unsichtbar in der Vegetation auf. Von den 200 Sichtungen fielen 48,5 % auf das Verhalten «stumm», 40,5 % auf «singend/rufend», 4,5 % auf «fressend/jagend», 2,5 % auf «balzend», 2,0 % auf «warnend», 1,5 % auf «Kotballen transportierend» und 0,5 % auf «Komfortverhalten». Die Verhalten «stumm» und «rufend/singend» sind vermutlich übervertreten, da die Vögel während diesen Verhalten meist auf Warten sitzen und damit besser sichtbar waren als bei anderen Verhaltensweisen. Bei den meisten Beobachtungen befanden sich die Dorngrasmücken-♂ denn auch auf hochwachsenden, überständigen und die übrige

Brachenvegetation überragende Pflanzen wie Karde *Dipsacus fullonum* (57 % der 200 Beobachtungen), Kanadische Goldrute *Solidago canadensis* (18 %), Gemeiner Rainfarn *Tanacetum vulgare* (7 %), Ackerkratzdistel *Cirsium arvense* (6 %) und Birke *Betula pendula* (5 %) (Tab. 7). Daneben wurden auch Rose *Rosa* sp., Eselsdistel *Onopordum acanthium*, Margerite *Leucanthemum vulgare*, Natterkopf *Echium vulgare* sowie Gras genutzt.

Die Resultate deuten an, dass für die Wartennutzung weniger die Pflanzenart als vielmehr die vertikale Vegetationsstruktur wichtig ist. In den Brachen werden überständige Pflanzen von den Dorngrasmücken oft als Ruf- und Singwarten genutzt (Abb. 2).

2.3. Detaillierte Lebensraumanalyse

Lebensraumzusammensetzung: Wir fanden keine signifikanten Unterschiede in der Lebensraumzusammensetzung im Umkreis von 50 m zwischen den Revierzentren und den Ver-

Tab. 4. Grundmodell mit allen Vegetationsstruktur-Variablen und bestes Modell nach AIC für beide Lebensraumtypen «Hecke» und «Brache». Für die Hauptkomponente (pc1Hecken) s. Tab. 3. Die AIC-Werte (Akaike-Informationskriterium) sind ein Mass für die Güte des Modells (je tiefer die Zahl, desto besser das Modell). – *Basic model with all variables included and best model after model selection with AIC for both habitat types «hedgerow» and «wildflower strip». For the principal component (pc1Hecken) see Table 3.*

Lebensraumtyp	Modell	Enthaltene Variablen	AIC
Hecke	Grundmodell	Untersuchungsgebiet + Heckenquerschnittfläche + Heckenlänge + Heterogenität + Saumbreite + Brennnesseln + Anzahl Bäume + Strukturen + Anzahl Felder + pc1Hecken + Dornstrauchfläche + Brombeeren	143,3
	Bestes Modell	Heckenquerschnittfläche + Saumbreite + Dornstrauchfläche + Brombeeren	126,9
Brache	Grundmodell	Untersuchungsgebiet + Höhe + Vegetationsdichte + Brachenfläche + Heterogenität + Anzahl krautige Pflanzen + Gründeckung + Grasanteil + Sträucher + Anzahl Felder	90,5
	Bestes Modell	Anzahl krautige Pflanzen	74,7

gleichspunkten (compositional analysis, Lambda = 0,56, $p = 0,16$). Die Anteile an Acker, Grünland, Brachen, Gehölzen, vegetationsarmer Fläche und übriger Flächen in der Umgebung waren vergleichbar zwischen besetzten und unbesetzten Hecken und Brachen.

Vegetationsstruktur in den Hecken: Der Vergleich der kleinräumigen Vegetationsstruktur zwischen Revierzentrum und Vergleichspunkt zeigte, dass bei den Hecken das Vorkommen von Brombeeren im mathematischen Modell den stärksten Einfluss auf die Revierbesetzung hatte: In einer Hecke mit Brombeeren betrug die Wahrscheinlichkeit, ein von einem Dorngrasmückenpaar besetztes Revier zu finden, 45 %, in einer Hecke ohne Brombeeren dagegen nur 26 %. Die Wahrscheinlichkeit einer Revierbesetzung stieg zudem tendenziell mit

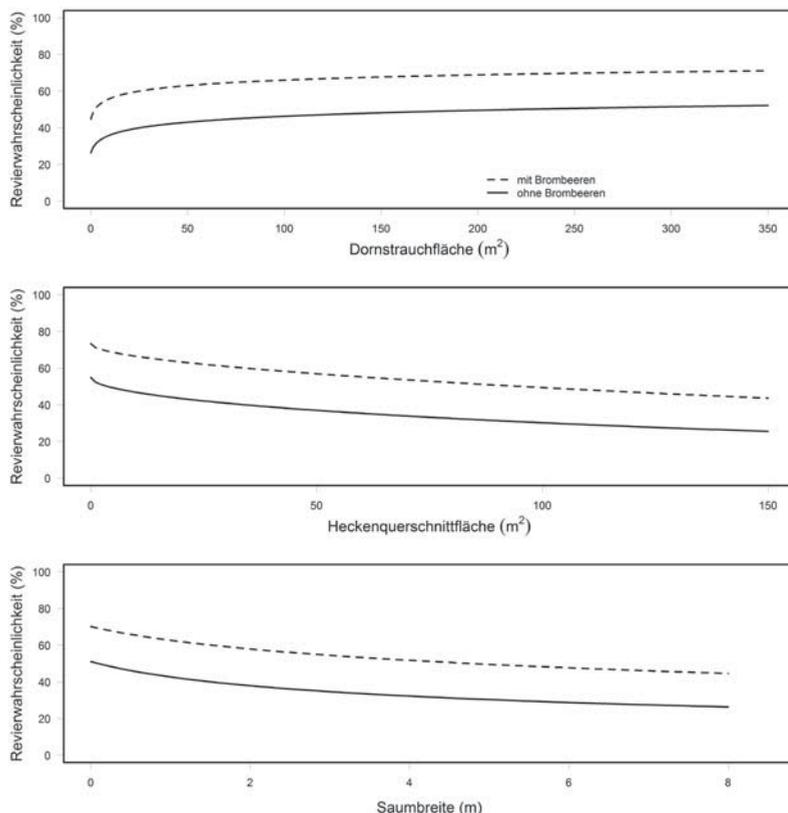
dem Anteil an Dornbüschen. Je mehr Dornsträucher in einer Hecke vorkommen, desto eher wird diese von den Dorngrasmücken als Revierstandort gewählt. Eine Zunahme der Heckenquerschnittsfläche und der Saumbreite senkte die Wahrscheinlichkeit leicht, dass eine Hecke besetzt war (Tab. 5, Abb. 3). Dorngrasmücken wählten für ihr Revier eher niedrige Hecken mit schmalen Säumen aus.

Vegetationsstruktur in den Brachen: Die Wahrscheinlichkeit einer Revierbesetzung nahm zu, je mehr krautige, hochwachsende Pflanzenarten in einer Brache vorkamen (Tab. 6, Abb. 4). Die Dorngrasmücken bevorzugten Brachen, die überstehende, krautige Pflanzenarten wie Karde, Goldrute, Ackerkratzdistel, Rainfarn, Kornblume, Flockenblume, Brennnessel oder Brombeere enthielten.

Tab. 5. Modellparameter aus dem nach AIC besten Modell für die Voraussage der Revierbesetzung für den Lebensraumtyp «Hecke» (Tab. 4) sowie LR-Wert, Freiheitsgrad (df) und p-Wert aus dem Likelihood-ratio-Test. – *Model parameter estimates from the logistic model predicting territory occupancy for the best AIC-model of the «hedgerow» data (Table 4), as well as LR-value, degree of freedom (df) and p-value from the likelihood-ratio-test.*

Parameter	Schätzwert	Standardfehler	LR-Wert	df	p-Wert
Regressionskonstante	-0,412	0,294			
Brombeeren = wahr	0,813	0,461	3,20	1	0,074
Heckenquerschnittsfläche (Wurzel-transformiert)	-0,104	0,066	2,74	1	0,098
Dornstrauchfläche (Ln-transformiert)	0,190	0,119	2,66	1	0,103
Saumbreite (Ln-transformiert)	-0,488	0,328	2,27	1	0,132

Abb. 3. Wahrscheinlichkeit, dass ein Dorngrasmückenpaar ein Revier bezieht, in Abhängigkeit von der Dornstrauchfläche, der Heckenquerschnittfläche und der Saumbreite, einerseits für Hecken mit Brombeeren, andererseits für Hecken ohne Brombeeren. Variablendefinition s. Tab. 1. – *Probability of occurrence of a Whitethroat territory depending on the area of thorny bushes, hedgerow cross-section-area and margin width, for hedgerows with bramble present and absent, respectively. For variable definition see Table 1.*



3. Diskussion

Entgegen dem schweizweiten Trend nahm der Dorngrasmückenbestand im Grossen Moos ab, trotz Aufwertungen des Gebiets mit Hecken und Brachen. Der starke Rückgang der Heckenreviere im Grossen Moos deutet auf eine

ungenügende Qualität des Lebensraums hin. Wenn wir wissen, welche Vegetationsstruktur in Hecken und Brachen die Dorngrasmücken bevorzugen, lassen sich die Aufwertungsmassnahmen optimieren.

In der detaillierten Lebensraumanalyse untersuchten wir Faktoren, welche für die Revier-

Tab. 6. Modellparameter aus dem nach AIC besten Modell für die Voraussage der Revierbesetzung für den Lebensraumtyp «Brache» (Tab. 4). – *Model parameter estimates from the logistic model predicting territory occupancy for the best AIC-model of the «wildflower strip» data (Table 4).*

Parameter	Schätzwert	Standardfehler	p-Wert	Wahrscheinlichkeit für Vorkommen der Dorngrasmücke (95 % CI)
Regressionskonstante	-1,10	0,67		
Anzahl krautige Pflanzenarten = 0	0	0		0,25 (0,15–0,40)
Anzahl krautige Pflanzenarten = 1	0,92	0,79	0,25	0,46 (0,36–0,56)
Anzahl krautige Pflanzenarten > 1	1,79	0,83	0,03	0,67 (0,55–0,76)

Tab. 7. Häufigkeit der von den sechs beobachteten Dorngrasmücken benutzen Pflanzen in Buntbrachen (Anteil der Beobachtungen in %). Hierzu wurden zuerst pro Individuum die Beobachtungen der verschiedenen Beobachtungssessionen gemittelt, und danach der Durchschnitt über die sechs Vögel gerechnet. $n = 200$ Beobachtungen. – *Frequency of the plants in wild flower strips used by the observed Whitethroats. Therefore, the mean of each individual and species was calculated. The mean over all six individuals is shown. $n = 200$ observations.*

Pflanzenart	Beob. in %
Wilde Karde <i>Dipsacus fullonum</i>	56,6
Kanadische Goldrute <i>Solidago canadensis</i>	17,7
Gemeiner Rainfarn <i>Tanacetum vulgare</i>	7,3
Ackerkratzdistel <i>Cirsium arvense</i>	6,5
Birke <i>Betula pendula</i>	5,2
Natternkopf <i>Echium vulgare</i>	2,0
Eselsdistel <i>Onopordum acanthium</i>	1,6
Gras	0,7
Wildrose <i>Rosa</i> sp.	0,7
Malve <i>Malva</i> sp.	0,3

wahl der Dorngrasmücke wichtig sind. Sowohl in Hecken als auch in Brachen fanden wir keine Unterschiede in der Lebensraumzusammensetzung zwischen Revier und Vergleichspunkt. Dafür kann es zwei Erklärungen geben: Entweder ist die Lebensraumzusammensetzung der Umgebung für die Revierwahl der Dorngrasmücke nicht von entscheidender Bedeutung, oder aber das Lebensraumangebot war um die Revier- und Vergleichspunkte gleichwertig und andere Faktoren beeinflussten die Revierwahl. Die weitere Nestumgebung wird hauptsächlich zur Futtersuche aufgesucht, aber mit der verwendeten Methode können wir nichts über die Nutzung dieser Lebensräume aussagen. Unsere Resultate erlauben daher keine Empfehlungen darüber, wie die Landschaft für die Förderung der Dorngrasmücke gestaltet werden sollte und an welchen Standorten Aufwertungsmassnahmen bevorzugt erfolgen sollten.

Bei der Vegetationsstruktur in den Hecken und Brachen, den eigentlichen Brutorten, fan-

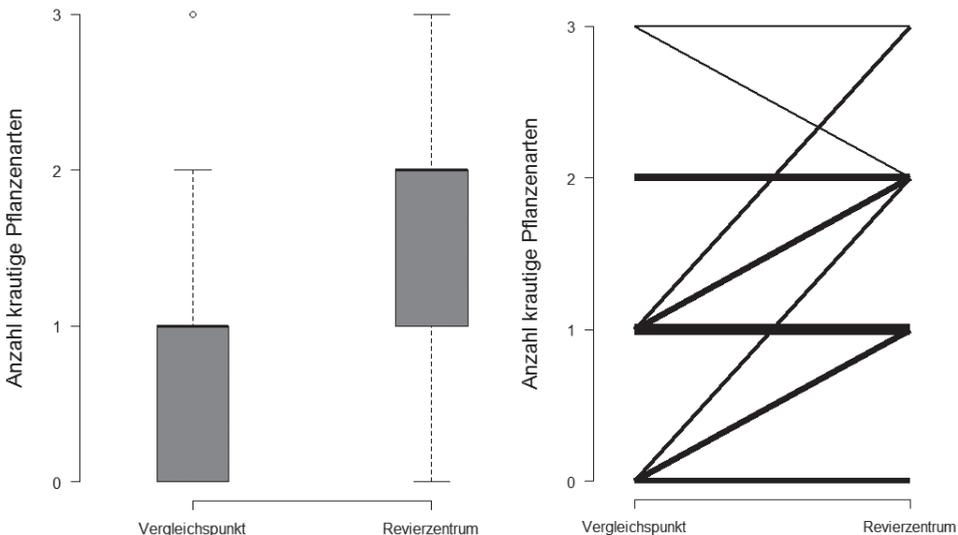


Abb. 4. Anzahl der vorkommenden krautigen Pflanzenarten in Revierzentren und bei Vergleichspunkten. (a) Die Box umschließt 50 % der Daten, die dicke horizontale Linie zeigt den Median und der Kreis zeigt zwei Ausreisser an. (b) Die Linien verbinden die Datenpaare von Revierzentren und Vergleichspunkten. Die Dicke der Linien ist proportional zur Anzahl der Datenpaare. – *Number of herbaceous plant species counted in territories and at reference points. (a) The box includes 50 % of the data, the bold horizontal line gives the median and the circle indicates two outliers. (b) The lines connect pairs of territories and reference points. The thickness of the lines is proportional to the number of pairs.*



Abb. 5. Von Dorngrasmücken besetzte niedrige Hecke mit Dornsträuchern und Brombeeren. Aufnahme 2. August 2006, J. Bader. – *Occupied hedgerow with thorny bushes, brambles and of low height.*

den wir dagegen Faktoren, welche die Revierwahl der Dorngrasmücke beeinflussten. Nach der Auswertung von Studien aus dem Ausland überrascht es nicht, dass in unserer Untersuchung jene Hecken als Revierstandort bevorzugt wurden, welche mehr Brombeeren und Dornsträucher enthielten. In Süddeutschland und Grossbritannien lagen zwei Drittel aller Dorngrasmückennester in Brombeeren, Himbeeren und Dornsträuchern (Mason 1976, Bairlein et al. 1980). Auch Halupka et al. (2002) zeigten, dass Neststandorte von hochwachsenden Kräutern oder Brombeeren überwachsen waren. Diese Pflanzen bieten optimale Deckung und weitgehenden Schutz gegen Prädatoren und Störungen (Green et al. 1994). Zudem werden die Brombeeren von den Altvögeln im Sommer gerne gefressen (Emmrich 1974).

Die Heckenquerschnittsfläche war leicht negativ mit der Revierbesetzung korreliert, d.h. Dorngrasmücken bevorzugten schmale und/oder niedrige Hecken gegenüber breiten und/oder hohen Hecken. Ähnliche Resultate fanden Green et al. (1994) in England. Dies könnte auch eine Erklärung sein für den Bestandsrückgang im Grossen Moos: Weil die Pflege unterblieb oder ungenügend war, sind die Niederhecken vielerorts zu Hochhecken aufgewachsen (eigene Beob.). Dorngrasmücken halten sich aber eher in den unteren Schichten von Hecken als in Bäumen oder hohen Sträuchern auf. Besonders in den Hecken mit Gehölzen, die mehr als 3 m Höhe erreichen, nahm die Anzahl der Reviere stark ab, während der Revierschwund in den Ruderalstandorten und Gehölzen mit weniger als 3 m Wuchshöhe weniger ausgeprägt war (Abb. 1).



Abb. 6. Von Dorngrasmücken besetzte Buntbrache mit Karden als überstehende krautige Pflanze. Aufnahme 12. Juli 2012, J.-L. Zollinger. – *Occupied wildflower strip with Fuller's Teasel as a tall herbaceous plant.*

In unserem Modell lag der leicht negative Einfluss der Saumbreite auf die Wahrscheinlichkeit, dass an einer bestimmten Stelle ein Dorngrasmückenrevier nachgewiesen werden konnte, vermutlich nicht an der eigentlichen Breite, sondern vielmehr an der botanischen Qualität der Säume. Die Säume bestanden mehrheitlich aus Fettwiesen und nicht aus Krautvegetation, und sie wurden meist bereits ab Mitte Juni ganzflächig gemäht oder gemulcht. Dadurch konnte keine vielfältig strukturierte, mehrjährige Krautschicht entstehen, welche als Neststandort und Nahrungsquelle für die Dorngrasmücke wichtig wäre (Schmid et al. 1998, Stoate & Szczur 2001). Grasbrachen, also über längere Zeit nicht gemähte Wiesen, sind hingegen kein geeignetes Bruthabitat (Halupka et al. 2002) und erschweren durch die Vegetationsdichte den Zugang

zu Beuteinsekten. Dorngrasmücken jagen ihre tierische Beute (Spinnen, Schnecken, Heuschrecken, Schmetterlingsraupen, Zikaden) hauptsächlich in Bodennähe und in der unteren Krautschicht (Emmrich 1973, 1974, Turrian & Jenni 1989, 1991).

Ein weiterer Grund für den Revierschwund in Hecken könnte die interspezifische Konkurrenz mit dem Neuntöter *Lanius collurio* sein. Sein Bestand nahm im Grossen Moos zwischen 2000 und 2006 von 40 auf 53 Reviere zu. Da der Neuntöter Dorngrasmücken aus ihrem Revier vertreiben kann (Zollinger 2008), könnte dies zusammen mit der Verschlechterung der Heckenqualität (Aufwachsen zu Hochhecken, häufiger Schnitt der Säume) zum Revierschwund der Dorngrasmücken beigetragen haben. Während der Studie wurde im Grossen Moos auch mehrmals aggressives Verhalten



Abb. 7. Besetzter Ruderalstandort/Gehölz niedriger als 3 m als Beispiel eines optimalen Dorngrasmücken-Lebensraums. Aufnahme 24. Juli 1006, J. Bader. – *Occupied uncultivated site/copse with a height less than 3 m giving an example of an optimal Common Whitethroat habitat.*

von Neuntöttern gegenüber Dorngrasmücken festgestellt (eigene Beob.).

Brachen bieten der Dorngrasmücke idealen Lebensraum. In der Champagne genevoise führte die Aufwertung der Kulturlandschaft mit Brachflächen zu einer starken Zunahme der Dorngrasmückenbestände (Lugrin & Regamey 2001). Auch im Grossen Moos nahm die Anzahl Reviere in Buntbrachen zu, stieg aber im Vergleich zur Champagne genevoise nur langsam an. Die Brachen in der Champagne genevoise, die sogenannten «bandes refuges», weisen eine ganz andere Vegetationsstruktur auf als die Buntbrachen im Grossen Moos. Die «bandes refuges» sind verkrautet, oft verbuscht und mehrheitlich älter als sechs Jahre; normalerweise werden Buntbrachen sonst nach sechs Jahren umgebrochen.

In unserer Studie bevorzugten Dorngrasmü-

cken Buntbrachen mit einer Vielfalt an Stauden wie z.B. Wilder Karde, Gemeinem Rainfarn, Brennnesseln *Urtica* sp., Kanadischer Goldrute, Korn- und Wiesenflockenblume *Centaurea cyanus* und *C. jacea*, Ackerkratzdistel, Himbeeren und Brombeeren *Rubus* sp. Einige davon, nämlich Karde, Rainfarn und Korn-/Wiesenflockenblume sind in den Saatmischungen für Buntbrachen enthalten. Artenreiche Brachen ziehen viele Insekten an (Eggenschwiler et al. 2004) und sind somit ideal für die insektenfressende Dorngrasmücke. Besonders Brennnessel, Brombeere und Rainfarn werden wegen ihrer bodennahen Deckung gerne als Neststandort angenommen (Emmrich 1973, Halupka 2002). Sie bieten Schutz vor Störung und Prädation. Ein weiterer Grund für die Attraktivität dieser «krautigen Pflanzen» ist, dass einige davon sehr gut geeignete Sitz-, Jagd-

und Singwarten sind. Diese Vermutung wird durch die Aktivitätsuntersuchung im Grossen Moos bestätigt (Tab. 7). Hohe Staudengewächse wie Karde, Kanadische Goldrute und Ackerkratzdistel wurden oft als Ruf- und Singwarten genutzt (Abb. 4), wobei die Kanadische Goldrute als invasive Pflanze (Neophyt) und die Ackerkratzdistel als «Ackerunkraut» nicht gerne in Buntbrachen gesehen werden. Überständige Pflanzen scheinen die in traditionellen Lebensräumen wichtigen Büsche zu ersetzen (Halupka 2002, Emmrich 1973) und werden auch von anderen förderungswürdigen Arten wie Grauwammer *Miliaria calandra* und Neuntöter als Sitz- und Singwarte genutzt. Hohe, krautige Pflanzen wie Kornblume oder Oreganum *Origanum vulgare* sind zudem in Buntbrachen wichtige Futterpflanzen für Hummeln und Schmetterlinge (Haaland & Bersier 2011).

Schlussfolgerung

Zur Förderung der Dorngrasmücke sollte der Vegetationsstruktur von Hecken und Brachen stärkere Beachtung geschenkt werden. Wir zeigen, dass mehr Hecken und Brachen allein nicht ausreichen, um den Rückgang dieser Art zu stoppen, sondern dass die Vegetationsstruktur und insbesondere die Pflege dieser öAF eine sehr grosse Rolle spielen. Daneben sind auch Ruderalstandorte von grosser Bedeutung für die Dorngrasmücke; sie können aber nicht als öAF angemeldet werden. Aus der vorliegenden Studie und den Erfahrungen der Autorinnen und Autoren aus Artenschutzprojekten können für die Praxis folgende Empfehlungen abgegeben werden:

Hecken (Abb. 5): Bei der Heckenpflege sind Niederhecken mit möglichst grosser horizontaler und vertikaler Strukturvielfalt anzustreben. Ein generelles Aufwachsen zu Hochhecken sollte vermieden werden. Dornsträucher und Brombeeren sollten nicht entfernt, sondern gefördert und gegebenenfalls Dornsträucher neu gepflanzt werden. Die Pflege der Säume soll eine krautige anstatt grasige Vegetation fördern, z.B. indem erst spät und nur jedes zweite Jahr gemäht wird.

Buntbrachen (Abb. 6): Eine Vielfalt an krautigen und überständigen Pflanzen ist zu för-

dern. Dafür sollte der sorgfältigen Saatbeetvorbereitung und Pflege der Buntbrache genügend Beachtung geschenkt werden. Der Kardenanteil in den offiziellen Samenmischungen für Buntbrachen ist gering und sollte wieder erhöht werden. In der Mischung für Rotationsbrachen fehlt die Karde; sie sollte beigemischt werden. Brennnesseln, Brombeeren und einzelne Dornsträucher in den Brachen sollten toleriert werden.

Ruderalstandorte (Abb. 7): Unkultivierte Flächen (innerhalb und ausserhalb der landwirtschaftlichen Nutzfläche) sollten in möglichst unordentlichem Zustand belassen werden. Ein teilflächiger Pflegeschnitt pro Jahr ab Juli genügt als Pflege. Dornsträucher sowie krautige und hochwachsende Pflanzen wie Brombeeren, Brennnesseln und Karden sollten toleriert werden.

Dank. Wir danken Julia Bader vielfach für die Beschreibung der Lebensräume im Feld und zwei Gutachtern für wertvolle Hinweise zu einer früheren Fassung dieses Beitrags.

Zusammenfassung

Seit den Siebzigerjahren ist der Dorngrasmückenbestand in der Schweiz rückläufig. Eine der Ursachen dafür ist der Verlust an Habitat und die Verschlechterung der Lebensraumqualität. Mit dem Anlegen ökologischer Ausgleichsflächen wie Hecken und Buntbrachen sollte unter anderem die Dorngrasmücke gefördert werden. In der vorliegenden Arbeit liefern wir Grundlagen für eine Optimierung der Fördermassnahmen für diese Art in der Schweiz. Zwischen 2000 und 2006 nahmen im Grossen Moos die Heckenfläche leicht und die Brachenfläche deutlich zu. Im gleichen Zeitraum ging der Dorngrasmückenbestand jedoch stark zurück, wobei dies hauptsächlich auf die Abnahme der Anzahl Reviere in Hecken zurückzuführen ist. In unserem Modell hatten der Anteil Dornsträucher und das Vorkommen von Brombeeren einen positiven Einfluss auf die Revierwahl in Hecken. Zudem wurden schmale, niedrige Hecken als Revierstandort bevorzugt. Die Saumbreite hatte einen minim negativen Einfluss auf die Revierbesetzung, was vermutlich an der ungenügenden Qualität der Säume lag. Von den Buntbrachen wurden jene mit einer Vielfalt an krautigen, hochwachsenden Pflanzenarten wie Karde als Revierstandort bevorzugt. Zur Förderung der Dorngrasmücke sollte der Vegetationsstruktur und dem Artenspektrum von Hecken und Brachen vermehrt Beachtung geschenkt werden. Um den Rückgang dieser Art zu stoppen, genügt die blosser Zunahme der Heckenfläche nicht,

auch der Zustand und die Pflege der Hecken und Buntbrachen spielen eine grosse Rolle.

Literatur

- AEBISCHER, N. J., P. A. ROBERTSON & R. E. KENWARD (1993): Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74: 1313–1325.
- BAIRLEIN, F., P. BERTHOLD, U. QUERNER & R. SCHLENKER (1980): Die Brutbiologie der Grasmücken *Sylvia atricapilla*, *borin*, *communis* und *curruca* in Mittel- und N-Europa. *J. Ornithol.* 121: 325–369.
- BATES, D. (2005): Fitting linear mixed models in R – Using the lme4 package. *R News – The Newsletter of the R Project* 5: 27–30.
- BURNHAM, K. P. & D. R. ANDERSON (1998): Model selection and inference: a practical information-theoretic approach. Springer, New York.
- CALENGE, C. (2006): The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecol. Model.* 197: 516–519.
- CHRISTEN, W. (1991): Bestandsrückgang von Dorngrasmücke *Sylvia communis* und Grauammer *Miliaria calandra* in der Aareebene westlich von Solothurn. *Ornithol. Beob.* 88: 141–143.
- Direktzahlungsverordnung DZV (1998): Verordnung vom 7. Dezember 1998 über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13. URL: <http://www.admin.ch/ch/d/sr/9/910.13.de.pdf>, Stand 1. Januar 2012.
- EGGENSCHWILER, L., K. A. JACOT & P. J. EDWARDS (2004): Bedeutung von Samenmischungen und Schnitt für Bunt- und Rotationsbrachen. *Natur & Landschaft*. 79: 544–550.
- EMMRICH, R. (1973): Das Nahrungsspektrum der Dorngrasmücke (*Sylvia communis* Lath.) in einem Gebüsch-Biotop der Insel Hiddensee. *Zool. Abh. Staatl. Mus. Tierkde Dresden* 32: 275–307.
- EMMRICH, R. (1974): Das Nahrungsspektrum der Dorngrasmücke (*Sylvia communis* Lath.) in einem Gebüsch-Biotop der Insel Hiddensee. 2. Teil: Die Altvogelnahrung der Dorngrasmücke und ihr Vergleich mit der Nestlingsnahrung. *Zool. Abh. Staatl. Mus. Tierkde Dresden* 33: 9–31.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 12, Passeriformes (3. Teil). Aula, Wiesbaden. (Sylviidae S. 838–888)
- GREEN, R. E., P. E. OSBORNE & E. J. SEARS (1994): The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerows and adjacent farmland. *J. Appl. Ecol.* 31: 677–692.
- HAALAND, C. & L. F. BERSIER (2011): What can sown wildflower strips contribute to butterfly conservation?: an example from a Swiss lowland agricultural landscape. *Insect Conserv.* 15: 301–309.
- HALUPKA, K., M. BOROWIEC, A. KARCZEWSKA, A. KUNKA & J. PIETROWIAK (2002): Habitat requirements of Whitethroats *Sylvia communis* breeding in an alluvial plain. *Bird Study* 49: 297–299.
- HOLLAND, J. M., B. M. SMITH, T. C. BIRKETT & S. SOUTHWAY (2012): Farmland bird invertebrate food provision in arable crops. *Ann. Appl. Biol.* 160: 66–75.
- JENNY, M. (2003): Vernetzung in drei Ackerbaugebieten des Klettgaus (SH) – Kantonales ÖQV-Projekt zur Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Planungs- und Naturschutzamt Kanton Schaffhausen.
- KNAUS, P., R. GRAF, J. GUÉLAT, V. KELLER, H. SCHMID & N. ZBINDEN (2011): Historischer Brutvogelatlas. Die Verbreitung der Schweizer Brutvögel seit 1950. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2006): Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg. www2.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/abt5/zak/, Stand 18. Februar 2013.
- LUGRIN, B. & J. L. REGAMEY (2001): Revitalisation d'un milieu cultivé: effet sur l'avifaune. L'exemple de la Champagne genevoise. *Nos Oiseaux suppl.* 5: 111–118.
- MASON, C. F. (1976): Breeding biology of the *Sylvia* warblers. *Bird Study* 23: 213–232.
- PERSSON, B. (1971): Habitat selection and nesting of a South Swedish Whitethroat *Sylvia communis* Lath. population. *Ornis Scand.* 2: 119–126.
- R Development Core Team (2009): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- SCHMID, H., R. LUDER, B. NAEF-DAENZER, R. GRAF & N. ZBINDEN (1998): Schweizer Brutvogelatlas. Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein 1993–1996. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- STOATE, C. & J. SZCZUR (2001): Whitethroat *Sylvia communis* and Yellowhammer *Emberiza citrinella* nesting success and breeding distribution in relation to field boundary vegetation. *Bird Study* 48: 229–235.
- TURRIAN, F. & L. JENNI (1989): Étude de trois espèces de fauvettes en période de migration postnuptiale à Verbois, Genève: Phénologie du passage et utilisation du milieu. *Alauda* 57: 133–154.
- TURRIAN, F. & L. JENNI (1991): Étude de trois espèces de fauvettes en période de migration postnuptiale à Verbois, Genève: Évolution de la masse, offre en nourriture et régime alimentaire. *Alauda* 59: 73–88.
- ZOLLINGER, J.-L. (2008): Les relations entre la Fauvette grisette *Sylvia communis* et la Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* en période de reproduction. *Nos Oiseaux* 55: 131–148.

Manuskript eingegangen 13. September 2012
Bereinigte Fassung angenommen 5. Februar 2013